ibict

e-ISSN 2527-0184

lalca

Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida

Volume 2 | Número 1 | janeiro/junho 2018



Nº 1 | 2018

Revista Latinoamericana en Análisis de Ciclo de Vida
Latin-american Life Cycle Assessment Journal

ibict

lalca

Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida

e-ISSN 2527-0184

R. Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida, Brasília, v. 2, n. 1, p. 1-121, jan./jun. 2018

Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT

Diretora
Cecilia Leite Oliveira

Coordenação Geral de Pesquisa e Desenvolvimento de Novos Produtos
Arthur Fernando Costa

Coordenação Geral de Pesquisa e Manutenção de Produtos Consolidados
Lillian Maria Araújo de Rezende Alvares

Coordenação Geral de Tecnologias de Informação e Informática
Marcos Pereira Novais

Coordenação de Ensino e Pesquisa, Ciência e Tecnologia da Informação
Lena Vania Ribeiro Pinheiro

Coordenação de Editoração
Ramon Martins Sodoma da Fonseca

Coordenação de Tecnologias Aplicadas a Novos Produtos
Tiago Emmanuel Nunes Braga

LALCA - Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de vida

Editor Principal
Gil Anderi

Editor Executivo
Tiago Emmanuel Nunes Braga

Editor Assistente
Thiago Oliveira Rodrigues

Editor Regional Argentina
Alejandro Pablo Arena

Editora Regional Brasil
Cássia Ugaya

Editora Regional Chile
Claudia Peña

Editora Regional México
Nydia Suppen

Editor Regional Colômbia
Oscar Orlando Ortiz-Rodríguez

Editora Regional Peru
Sonia Valdivia

Revisão Gramatical e Ortográfica
Margaret de Palermo Silva

Coordenação Editorial
Natashe Cristina Vechi

Capa e Projeto Gráfico
Mariela Muruga

Comunicação e Divulgação
Lucas Pereira Guedes

R454 Revista Latino Americana em Avaliação do Ciclo de Vida : LALCA - v. 1, n. 1 (jul./dez.2017)- .Brasília : Ibict, 2017-.
v. : Il. ; 30 cm.

Periodicidade semestral.
Editores: Gil Anderi da Silva, Thiago Oliveira Rodrigues, Tiago Emmanuel Nunes Braga
Modo de acesso: http://revista.ibict.br/lalca
Descrição baseada em: v. 1, n. 1 (jul./dez. 2017).
ISSN 2527-0184 (versão online).

1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). 2. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) – Publicações periódicas. I. I. Silva, Gil Anderi da, ed. II. Rodrigues, Thiago Oliveira, ed. III. Braga, Tiago Emmanuel Nunes, ed. IV. Título.

CDU 504

Ficha catalográfica elaborada por Natashe Cristina Vechi. CRB 1 – 2775.

Sumário

Editorial **3**

Análisis del Ciclo de Vida de un jean producido en Argentina **9**

Rodolfo Bongiovanni, Leticia Tuninetti

Revisión de las consideraciones metodológicas utilizadas en estudios ambientales con enfoque de ciclo de vida sobre la producción de microalgas con fines energéticos **35**

Paula Daniela Rodríguez, Alejandro Pablo Arena, Bárbara María Civit, Roxana Piastrellini

---

Impactos sociales del espárrago en Perú: Identificación y evaluación de impactos sociales en la etapa de procesamiento del espárrago blanco fresco en La Libertad (Perú), mediante la técnica Social Life Cycle Assessment (S-LCA) **60**

César Terán

Life cycle impact assessment of the municipal solid waste management system: a case study in a municipality in southern Brazil 91

Adan William da Silva Trentin, Adilson Moacir Becker Jr., Ênio Leandro Machado, Pâmela Andréa Mantey dos Santos, Adriane de Assis Lawisch Rodriguez, Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Editorial

Prezado(a) leitor(a),

Com "mucho gusto" chegamos ao volume 2, número 1 (2018) da nossa revista Latino Americana de Avaliação do Ciclo de Vida – LALCA. Esta nova edição traz contribuições do Brasil, da Argentina e do Peru. A LALCA começa a ficar latino-americana de fato. São quatro artigos que tratam da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) sobre produtos do setor alimentício, de vestuário e sobre um processo para o fim de vida, além de uma revisão metodológica sobre ACV para um biocombustível.

O primeiro artigo vem da Argentina: *Avaliação do Ciclo de Vida de um Jeans produzido na Argentina*. De autoria de Rodolfo Bongiovanni e Leticia Tuninetti, o artigo traz resultados do perfil ambiental de uma calça jeans masculina até o portão da fábrica. O estudo tem cobertura temporal de 2014 e considerou seis modelos tecnológicos de produção que abrangem três regiões distintas do país. As categorias de impacto consideradas foram aquecimento global, acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. Os autores destacam o consumo energético, tanto na fase agrícola quanto na industrial, como ponto crítico da produção de jeans, além da aplicação de fertilizantes e agroquímicos.

O segundo artigo também é da Argentina: *Revisão das considerações metodológicas utilizadas nos estudos ambientais com abordagem de ciclo de vida sobre a produção de microalgas com fins energéticos* dos autores Paula Rodríguez, Alejandro Pablo Arena, Bárbara María Civit e Roxana Piastrellini. Os pesquisadores pretendem harmonizar métodos para comparação de resultados de estudos ACV sobre microalgas para fins energéticos. Para tanto, eles levantaram as publicações sobre o cultivo de microalgas em sistemas fechados. Amparados pelas normas ISO 14040 e 14044, os autores avaliaram 13 estudos que apontaram diferenças significativas em parâmetros como unidade funcional ou método de avaliação de impacto, que impedem a comparação de modo confiável.

O terceiro artigo vem do Peru: *Impactos sociais dos aspargos no Peru: Identificação e avaliação de impactos sociais na fase de processamento de aspargos brancos frescos em La Libertad (Peru), utilizando a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida Social (S-LCA)* de César Terán. Trata-se da primeira publicação de ACV Social da LALCA. O estudo tem uma abordagem do berço ao portão. Ao todo 67 indicadores foram levantados em uma abordagem híbrida de avaliação de desempenho e avaliação de impactos. Três categorias de stakeholders foram consideradas: trabalhadores, comunidade local e fornecedores. Os resultados da pesquisa indicam um bom desempenho social do setor em questão.

O último artigo é do Brasil: *Análise de impacto no ciclo de vida de um sistema de gerenciamento de resíduo sólido municipal: estudo de caso em um município no sul do Brasil* dos autores Adan Trentin, Adilson Becker Jr, Ênio Machado, Pâmela Santos, Adriane Rodriguez e Diosnel Lopez. Os autores aplicaram a técnica de ACV para verificar os impactos ambientais causados por um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos no município de Santa Cruz do Sul, no Rio Grande do Sul. O estudo simulou três cenários mais eficientes a partir da situação base. Os resultados do estudo possibilitam a quantificação das melhorias de desempenho ambiental frente a adoção dos cenários mais eficientes.

Os quatro artigos apresentados nessa edição expõem as várias possibilidades de aplicação da ACV em setores chave das economias latino-americanas. Em todos os casos, a ACV contribuiu significativamente para uma melhor compreensão sobre os sistemas de produto avaliados. A ACV é uma ferramenta valiosa para a melhoria da qualidade socioambiental do nosso continente.

Boa leitura a todxs!

Thiago Oliveira Rodrigues

Editorial

Querido(a) lector(a),

Con mucho gusto llegamos al volumen 2, número 1 (2018) de nuestra revista Latinoamericana de Análisis del Ciclo de Vida – LALCA. Esta nueva edición trae contribuciones de Brasil, Argentina e Perú. LALCA comienza realmente a mostrarse como latinoamericana. Son cuatro artículos que tratan de la aplicación del análisis del Ciclo de Vida (ACV) sobre productos del sector alimenticio, de vestuario y sobre un proceso para el fin de vida, además de una revisión metodológica sobre ACV para un biocombustible.

El primer artículo es de Argentina: *Análisis del Ciclo de Vida de un jean producido en Argentina*. De autoría de Rodolfo Bongiovanni y Leticia Tuninetti, el artículo trae resultados del perfil ambiental de un pantalón de jeans masculino hasta la puerta de salida de la industria confeccionadora. El estudio tiene cobertura temporal de 2014 y consideró seis modelos tecnológicos de producción que abarcan tres regiones distintas del país. Las categorías de impacto consideradas fueron calentamiento global, acidificación, eutrofización, adelgazamiento de la capa de ozono, y oxidación fotoquímica. Los autores destacan como punto crítico, de la producción de jeans, el consumo energético tanto en la fase agrícola como en la fase industrial, además de la aplicación de fertilizantes e agroquímicos.

El segundo artículo también es de Argentina: *Revisión de las consideraciones metodológicas utilizadas en estudios ambientales con enfoque de ciclo de vida sobre la producción de microalgas con fines energéticos*, de los autores Paula Rodríguez, Alejandro Pablo Arena, Bárbara María Civit y Roxana Piastrellini. Los investigadores pretenden armonizar métodos para comparación de resultados de estudios de ACV sobre microalgas para fines energéticos. Para ello, fueron mapeadas publicaciones sobre el cultivo de microalgas en sistemas cerrados. Basados en los lineamientos ofrecidos por las normas ISO 14040 y 14044, los autores evaluaron 13 estudios que indicaron diferencias significativas en parámetros como unidad funcional o método de evaluación de impacto, que impiden la comparación de forma confiable.

El tercer artículo viene del Perú: *Impactos sociales del espárrago en Perú: Identificación y evaluación de impactos sociales en la etapa de procesamiento del espárrago blanco fresco en La Libertad (Perú), mediante la técnica Social Life Cycle Assessment (S-LCA)*, de César Terán. Se trata de la primera publicación de ACV Social de LALCA. El estudio tiene un enfoque de la cuna a la puerta. En total 67 indicadores fueron levantados en un enfoque híbrido de evaluación de desempeño e evaluación de impactos. Tres categorías de stakeholders fueron consideradas: trabajadores, comunidad local e proveedores. Los resultados de la investigación indican un buen desempeño social y del sector en cuestión.

El último artículo es de Brasil: *Análisis de impacto de ciclo de vida del sistema de gerenciamiento de residuos sólidos municipales: un estudio de caso en una municipalidad del sur de Brasil* de los autores Adan Trentin, Adilson Becker Jr, Ênio Machado, Pâmela Santos, Adriane Rodriguez y Diosnel Lopez. Los autores aplicaron la técnica de ACV para verificar los impactos ambientales causados por un sistema de gerenciamiento de residuos sólidos en la municipalidad de Santa Cruz do Sul, en Rio Grande do Sul. El estudio simuló tres escenarios más eficientes a partir de la situación base. Los resultados del estudio posibilitaron la cuantificación de las mejoras de desempeño ambiental frente a la adopción de los escenarios más eficientes.

Los cuatro artículos presentados en esta edición exponen las diversas posibilidades de aplicación de ACV en sectores clave de las economías latinoamericanas. En todos los casos, ACV contribuye significativamente para una mejor comprensión sobre los sistemas de productos evaluados. ACV es una herramienta valiosa para la mejora de la calidad socio ambiental de nuestro continente.

Buena lectura para todxs!

Thiago Oliveira Rodrigues

Editorial

Dear Reader,

It is with "mucho gusto" that we announce the volume 2, number 1 (2018) of our Latin American Life Cycle Assessment - LALCA journal. This new edition has contributions from Brazil, Argentina and Peru. LALCA really begins to become a Latin American scientific journal. In this volume, we have four articles that deal with Life Cycle Assessment (LCA) applications on food, clothing, and end-of-life processes, as well as a methodological review of LCA for a biofuel.

The first article comes from Argentina: *Life Cycle Assessment of a jean produced in Argentina*. Authored by Rodolfo Bongiovanni and Leticia Tuninetti, the paper presents results from the environmental profile of a men's jeans, from a cradle-to-gate approach. The study data cover the year of 2014 and it has considered six technological models of production, which cover three different regions of Argentina. The impact categories considered were global warming, acidification, eutrophication, depletion of the ozone layer and photochemical oxidation. The authors highlight the energy consumption, both in the agricultural and industrial phases, as the critical process of jeans production, in addition to the application of fertilizers and agrochemicals.

The second article is also from Argentina: *Review of the methodological considerations used in environmental studies with a life cycle approach on the production of energy-ended microalgae*, by the authors Paula Daniela Rodríguez, Alejandro Pablo Arena, Bárbara María Civit and Roxana Piastrellini. The researchers intend to harmonize methods to compare results of LCA studies on microalgae for energy-ended purposes. To this end, publications on the cultivation of microalgae in closed systems were selected as methodological support. Based on the ISO 14040 and 14044 standards, the authors evaluated 13 studies that pointed out significant differences in parameters such as functional unit or impact assessment method, which prevent the comparison in a reliable way.

The third article comes from Peru: *Social impacts of asparagus in Peru: Identification and evaluation of social impacts in the processing stage of fresh white asparagus in La Libertad (Peru), using the technique Social Life Cycle Assessment (S-LCA)* by César Terán. This is LALCA's first publication on Social LCA. The study takes a cradle-to-gate approach. In all, 67 indicators were collected in a hybrid approach to performance evaluation and impact assessment. Three categories of stakeholders were considered: workers, local community and suppliers. The results of the research indicate a good social performance of the sector.

The last article is from Brazil: *Life Cycle Inventory and assessment of the municipal solid waste management system: a case study in a municipality in southern Brazil* by the authors Adan William da Silva Trentin, Adilson Moacir Becker Jr, Ênio Leandro Machado, Pâmela Andréa Mantey dos Santos, Adriane de Assis Lawisch Rodriguez and Diosnel Antonio Rodriguez Lopez. The authors applied the LCA technique to verify the environmental impacts caused by a solid waste management system in the municipality of Santa Cruz do Sul, Rio Grande do Sul. The study simulated three more efficient scenarios based on the baseline situation. The results of the study allow the quantification of environmental performance improvements by the adoption of the most efficient scenarios.

The four articles presented in this issue expose the various possibilities of applying LCA in key sectors of the Latin American economies. In all cases, LCA contributed significantly to a better understanding of the evaluated product systems. The LCA is a valuable tool for improving the socio-environmental quality in our continent.

Good reading to everyone!

Thiago Oliveira Rodrigues

Análisis del Ciclo de Vida de un jean producido en Argentina

Life-Cycle Assessment of a jean produced in Argentina

Avaliação do Ciclo de Vida de um Jeans produzido na Argentina

Submetido em 21 de julho 2017
Aceito em 13 de março 2018
Disponível em 3 de outubro 2018

Rodolfo Bongiovanni*
Leticia Tuninetti**

*Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Manfredi, Córdoba
bongiovanni.rodolfo@inta.gob.ar (+54 9) 351 3403190
**Instituto Nacional de Tecnología Industrial. Centro Regional Córdoba

Resumen

El presente estudio tiene por objetivo conocer los impactos ambientales generados en la producción de un jean de hombre producido en Argentina, a través de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y detectar los puntos críticos donde ocurren los mayores aportes a esos impactos. Se define como unidad funcional (UF) a un pantalón de jean de hombre clásico recto talle 34, en la puerta de salida de la industria confeccionadora, para cuya elaboración se necesitan 1,51 kg de fibra de algodón en bruto en el campo, que se convierten en 0,48 kg de algodón desmotado y luego en 0,46 kg de hilo. Este hilo sumado a otros componentes, se convierten en 0,53 kg de tela Denim. Esta tela, más el agregado de avíos, resulta en un peso final de 0,55 kg del pantalón de jean. El trabajo abarca todas las fases productivas del pantalón: 1) producción de fibra de algodón; 2) desmotado; 3) manufactura textil; y 4) confección. Los datos se obtuvieron de: 1) relevamientos a productores, industrias y transportistas, 2) bibliografía, 3) opinión de expertos, 4) balances de las industrias, y 5) base de datos ecoinvent. La información agrícola se agrupó en tres regiones productivas y en seis planteos técnicos, para el año 2014, teniendo en cuenta diferencias tecnológicas. Se relevó una desmotadora típica en San Bernardo, Chaco; una empresa textil representativa de Puerto Tirol, Chaco; y una confeccionadora, en San Pedro, Buenos Aires. Se analizaron cinco categorías de impacto: Calentamiento global, Acidificación, Eutrofización, Adelgazamiento de la capa de ozono, y Oxidación fotoquímica, usando el modelo CML2000, disponible en el software Simapro®8.2. Los resultados indican que el potencial de calentamiento global es de 4,65 kg de CO_2eq/UF, aportando la confección del pantalón el 23% de las emisiones, la producción de tela

Denim 43%, la fabricación del hilo 16%, el desmotado 5% y la producción agrícola 13%. Las emisiones asociadas a la Acidificación son de 0,02kg SO_2eq/UF. La tela Denim contribuye con 0,007kg de SO_2eq (33%), mientras que la confección aporta 0,006 kg (28%). Las emisiones asociadas a la Eutrofización resultan en 0,007kg PO_4eq/UF. La confección del pantalón contribuye con 0,003 kg (44%), mientras que el procesamiento industrial aporta 0,002 kg (25%). Las emisiones asociadas al Adelgazamiento de la Capa de Ozono resultan en 4E-07kg CFC-11eq/UF. La tela Denim contribuye con el 45%, mientras que el cultivo un 18%. Las emisiones relacionadas a la Oxidación Fotoquímica son de 9,8E-04 kg de C_2H_4eq/UF. La tela Denim aporta el 49% y la confección 28%. Este trabajo logró identificar los puntos críticos de la cadena, marcando un avance en la información disponible para el sector algodonero y textil argentino que busque hacer más eficientes sus procesos, bajo una perspectiva de sustentabilidad.

Palabras clave: *Pantalón. Denim. Huella de carbono. Impacto ambiental*

Abstract

The purpose was to estimate the environmental footprint of a jean produced in Argentina, by means of the Life Cycle Assessment (LCA) method. The specific objective was to assess the impact of a jean for men classic straight size 34. The four key cotton life cycle phases that were examined are: 1) crop production; 2) cotton fiber ginning; 3) textile manufacturing (knits and woven); and 4) cut-and-sew and garment confection. Crop production data were collected for three regions for the year 2014. Ginning operations were surveyed in a typical plant in San Bernardo, Chaco. Data on fabric production for both knit and woven fabrics were collected in a representative mill in Puerto Tirol, Chaco. Impacts were calculated for a functional unit of one pair of jeans for men, at the exit gate of a garment industry, located in San Pedro, Buenos Aires. In order for the jeans to be manufactured, 1.51 kg of cotton must be produced at the farm, which is then converted into 0.48 kg of raw fiber after ginning. In turn, each jean requires 0.46 kg of knits, which convey into 0.53 kg of Denim fabric. Finally, the gears contribute to the final weight of 0.55 kg of the jeans. Five impact categories were evaluated: Global warming potential (GWP), Acidification, Eutrophication, Ozone layer depletion, and Photochemical oxidation using the CML2000 model, in the software Simapro® 8.2. Results indicate that the GWP impact of the jeans is 4.65 kg of CO_2eq. Cut-and-sew and garment confection contribute with 23%; production of Denim fabric, 43%; production of knits 16%; ginning 5%; and crop production, 13%. The greatest impacts are in the textile manufacturing phase, due to the use of

energy (electricity and heat). The impacts in the phase of cotton fiber ginning, and in the phase of cut-and-sew and garment confection are due to emissions from the use of LPG and electricity. The emissions associated to Acidification resulted in 0.02 kg SO_2eq. Denim fabric contributes with 0.007 kg SO_2eq (33%), while the phase of cut-and-sew and garment confection emits 0.006 kg SO_2eq (28%). Eutrophication resulted in 0.007 kg PO_4e. The largest contributor is cut-and-sew and garment confection, with 0.003 kg PO_4e (44%), while Denim fabric releases 0.002 kg (25%). Regarding Ozone layer depletion, the emissions were 4E-07 kg CFC-11eq. The Denim fabric produces 45%, while the crop emits 18%. Emissions related to Photochemical oxidation are 9.8E-04 C_2H_4eq. Denim fabric contributes with 49%, while cut-and-sew and garment confection, 28%. An LCA was successfully performed on the Argentine cotton chain, identifying the hotspots in the existing farming, hauling and the textile industry, which may be improved for environmental purposes.

Keywords: *Pants. Denim. Carbon footprint. Environmental impact*

Resumo

Este estudo tem por objetivo conhecer os impactos ambientais gerados na produção de uma uma calça Jeans produzida na Argentina, através da metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV) e detectar pontos críticos onde acontecem as principais contribuições para estes impactos. A unidade funcional (UF) definida é uma calça Jeans de homem reta clássica tamanho 34, na porta de saída da indústria têxtil. Para a elaboração da calça são necessários 1,51 kg de fibra de algodão produzidos no campo, que se transformam em 0,48 kg de algodão descaroçado e posteriormente em 0,46 kg de fio. Este fio adicionado a outros componentes se convertem em 0,53 kg de tecido denim. O denim além dos aviamentos e etiqueta adicionados formam a calça que pesa 0,55 kg. Este estudo alcança todas as etapas produtivas do Jeans: 1) produção da fibra de algodão; 2) descaroçamento; 3) indústria têxtil; 4) confecção da calça. Os dados foram levantados diretamente de produtores, da bibliografia, da opinião de especialistas e das bases de dados, tais como ecoinvent. As informações da produção agrícola se agrupam em três regiões e seis modelos tecnológicos para o ano 2014. Foi avaliada uma descaroçadora típica em San Bernardo, Chaco, uma indústria têxtil em Puerto Tirol, Chaco e uma confeccionadora em San Pedro, Buenos Aires. Estudaram-se cinco categorias de impacto: efeito estufa, acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica, usando para isso o método CML 2000, disponível no software Simapro®8.2. Os resultados indicam que o efeito estufa é 4,65 kg de CO_2eq/UF, sendo a etapa de confecção da calça responsável pelo

23% das emissões, a fabricação do Denim pelo 43%, a fabricação do fio por 16%, o descaroçamento por 5% e a produção agrícola por 13%. As emissões associadas à Acidificação são de 0,02 kg SO_2eq/UF. O Denim contribui com 0,007 kg de SO_2eq (33%), e a confecção aporta 0,006 kg (28%). As emissões ligadas à Eutrofização são 0,007 kg PO_4eq/UF. A confecção da calça aporta 0,003 kg (44%), enquanto que o processamento industrial aporta 0,002 kg (25%). As emissões associadas à depleção da camada de Ozônio resultam em 4E-07 kg CFC-11eq/UF. O Denim contribui com 45%, e o cultivo agrícola com 18%. As emissões relacionadas à Oxidação Fotoquímica são de 9,8E-04 kg de C_2H_4eq/UF. O Denim aporta 49% e a confecção 28%. Este estudo identifica os pontos críticos da cadeia, sendo um avanço na informação disponível para o setor algodoeiro argentino, que tenta fazer mais eficientes seus processos, sob uma perspectiva de sustentabilidade.

Palavras-chave: *Calças. Denim. Pegada de carbono. Impacto ambiental*

1. Introducción

Las actividades relacionadas a la producción textil han representado históricamente una de las principales fuentes de ingreso y de empleo de las poblaciones del Noreste y Noroeste argentino. A principios de la década de 1990, el sector algodonero experimentó precios récord en el mercado internacional, con la apertura de la economía y registros históricos en superficie, producción y volúmenes exportados, superando el millón de hectáreas sembradas. Sin embargo, a fines de la misma década, la caída en los precios internacionales, la volatilidad de los mercados, el posicionamiento tecnológico de cultivos competidores, junto con adversidades climáticas, provocaron la parálisis y retroceso del algodón en el país (Elena, Piedra, & D'Angelo, 2008).

El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y el Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI), en el marco del Programa Nacional Cultivos Industriales, detectaron la necesidad de determinar el impacto ambiental de la cadena del algodón, llevando a cabo un diagnóstico a través del método Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

Este análisis reviste importancia para el sector algodonero, en un contexto mundial donde existe una tendencia creciente respecto a que los consumidores demandan cada vez más información sobre los productos y servicios que adquieren, prefiriendo aquellos que demuestren ser sustentables. El proceso de toma de decisiones de compra se basa, muchas veces, en la información ambiental de los productos. Esta es una de las preocupaciones actuales del sector productivo en general, y de las empresas de agronegocios en particular. En el mundo ya se han instalado las expresiones ACV y Huella de Carbono como métodos frecuentes en las evaluaciones de impacto ambiental.

La Norma ISO 14040 define el Análisis de Ciclo de Vida como "una técnica para determinar los aspectos ambientales e impactos potenciales asociados a un producto: compilando un inventario de las entradas y salidas relevantes del sistema, evaluando los impactos ambientales potenciales asociados a esas entradas y salidas, e interpretando los resultados de las fases de inventario e impacto en relación con los objetivos del estudio" (ISO, 2006).

Este método asigna las emisiones individuales según categorías de impacto, basados en factores de caracterización El resultado final es un indicador que cuantifica cada impacto, como por ejemplo: "Calentamiento Global", o "Huella de Carbono", entendido como "la totalidad de gases de efecto invernadero (GEI) emitidos por efecto directo o indirecto de un individuo, organización, evento o producto en un periodo de tiempo" (Guinée, et al., 2002).

Empresas líderes en materia de sustentabilidad ya informan el impacto ambiental de algunos de los productos representativos que producen o venden, tal como es el caso de Levi's (Levi Strauss & Co., 2015) y de Puma (PUMA, 2016). La información publicada por estas empresas se actualiza periódicamente. En este mismo sentido, la organización "Field to Market" (Field To Market, 2016), se encarga de medir la huella ambiental de la producción agrícola en Estados Unidos a lo largo del tiempo, con la finalidad de orientar el desarrollo del sector hacia la eficiencia energética y ambiental. Entre sus miembros se encuentran productores, el gobierno, ONG's y el sector industrial. Estos son

algunos ejemplos de la relevancia del tema en las cadenas agroindustriales (Worsham, 2012) y no se han encontrado otros trabajos científicos de impactos ambientales de productos en base a tela Denim.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo fue determinar los impactos ambientales y los puntos críticos de la producción de un pantalón de jean de hombre clásico recto, talla 34, color azul, producido en Argentina, a través del Análisis de Ciclo de Vida, con la finalidad de identificar las actividades que tienen el mayor impacto y por ende, el mayor potencial de mejora. Se seleccionó este producto en lugar de otros productos textiles también estudiados internacionalmente (ej., camiseta, remera o T-shirt) porque es representativo de la cadena agroindustrial del algodón de Argentina y por la posibilidad de acceso de información de las empresas en los diferentes eslabones productivos. Como se trata de un producto estandarizado internacionalmente, también despierta interés para comparar los resultados con el mismo producto fabricado en otros países (Ej., Levi Strauss & Co., 2015).

Desde el punto de vista de la cadena, interesa la potencialidad de esta metodología para determinar puntos críticos y poder plantear alternativas tecnológicas que permitan mejorar la eficiencia, bajo la mirada de la sustentabilidad.

Los destinatarios de este trabajo son los diferentes actores de la cadena del algodón: productores agrícolas, desmotadoras, empresas textiles, cámaras, asociaciones vinculadas, etc., quienes podrán utilizar los resultados: a) para que las propias empresas trabajen en la mejora continua de la gestión ambiental interna; b) para analizar el desempeño de la cadena, o en comparación con otros países; c) como herramienta de marketing, competencia, y diferenciación, d) para brindar información a los consumidores, a los mercados nacionales e internacionales; o e) como herramienta para gestionar políticas de apoyo al sector y/o a la región para el uso de tecnologías más eficientes.

3. Métodos

3.1. Análisis del Ciclo de Vida

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta para evaluar los impactos ambientales de un producto o de un proceso a lo largo de toda su vida. En el caso de productos agrícolas, el ACV comienza con la producción de insumos (ej., agroquímicos, semillas), luego el cultivo, el procesamiento industrial, el uso o consumo del producto, y los residuos asociados a esta etapa; también se contabilizan los distintos tipos de transportes entre eslabones de la cadena. Esto incluye identificar y cuantificar la energía y materiales usados, los residuos liberados al ambiente, el cálculo del impacto ambiental, la interpretación de resultados, y la identificación de oportunidades de mejora.

Este trabajo se estructuró siguiendo las normas ISO 14040:2006, e ISO 14044:2006, las que brindan un método aceptado internacionalmente para realizar un ACV, a la vez que permiten flexibilidad en la metodología para adecuar los proyectos individuales a los objetivos que se persiguen. En la etapa de evaluación de impactos, las categorías generalmente están correlacionadas, por lo que considerar una sola de ellas puede sesgar la toma de decisiones. Por ello es que para este estudio se analizaron cinco categorías de impacto: Calentamiento global (GWP100), Acidificación, Eutrofización, Adelgazamiento de la capa de Ozono, y Oxidación fotoquímica, usando el modelo CML2000 (Guinée, et al., 2002), integrado en el software Simapro® 8.2 (Simapro, 2016), que cumple con las normas ISO 1404x para ACV (ISO, 2006). Se eligieron estas cinco categorías de impacto porque son las que se han encontrado analizadas en algunos estudios de cadenas agroindustriales (E.g., Dalgaard, et al., 2008; Cotton Incorporated, 2012). Por otra parte, otro motivo por el que no se incluyeron otras categorías fue debido a limitaciones metodológicas en la toma de datos.

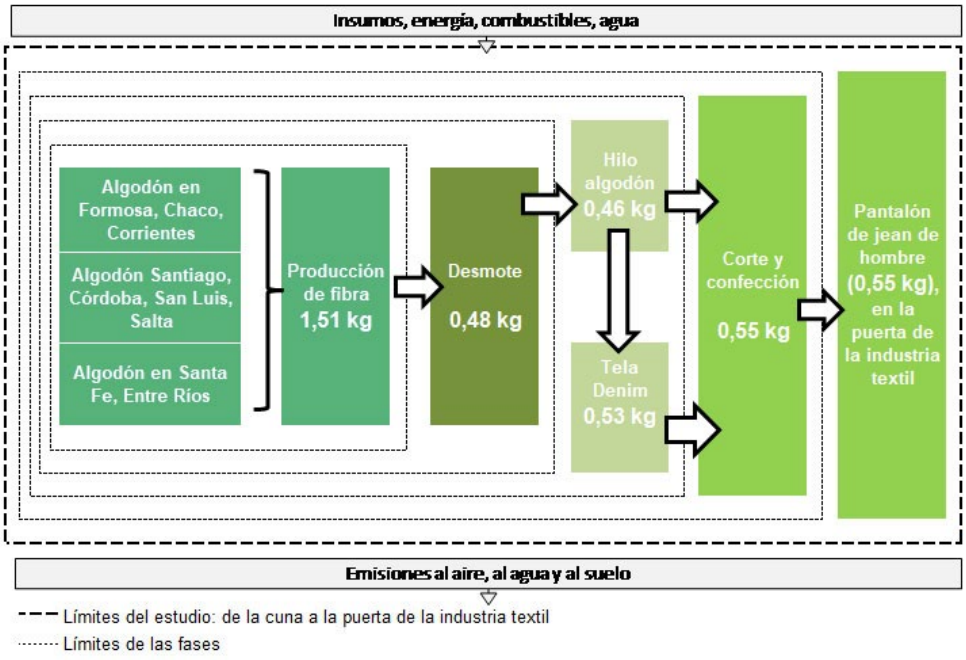
3.2. Unidad funcional

La unidad funcional (UF) es la medida de la función del sistema estudiado y da una referencia de cuáles son las entradas y salidas relacionadas para la cual se recolectan datos y se calcula el impacto ambiental. La norma ISO define la UF como "el desempeño cuantificado de un sistema del producto para su utilización como unidad de referencia". Por otra parte, dicha norma define al flujo de referencia como "la medida de la salida de los procesos, en un sistema del producto determinado, requerida para cumplir la función expresada mediante la unidad funcional (ISO, 2006).

En este estudio, la UF es un pantalón de jean de hombre clásico recto, talle 34, color azul, en la puerta de la fábrica textil, en la ciudad de San Pedro, Buenos Aires, es decir, se trata de un estudio "de la cuna a la puerta". El peso final de la prenda (considerando el agregado de otras materias primas como hilo poliéster, tachas, cierre, etiquetas) es de 0,55 kg.

Partiendo de la Unidad Funcional definida, se hizo el recorrido "aguas arriba" de la cadena para saber cuánto algodón se necesita producir en el campo, teniendo en cuenta mermas, pérdidas y subproductos obtenidos a lo largo de las diferentes fases de la cadena. La Figura 1 muestra el balance de masas en fases que se analizaron en este estudio. Para producir un pantalón de jean de hombre, se necesitan 1,51 kg de fibra de algodón en bruto en la puerta del campo, los que después se convierten en 0,48 kg de fibra de algodón desmotado. A su vez, cada pantalón requiere 0,46 kg de hilo de algodón, los que, por el agregado de otros hilos sintéticos, se convierten en 0,53 kg de tela Denim. Esta cantidad de tela, más el agregado de avíos, resulta en un peso final de 0,55 kg del pantalón de jean representativo.

Figura 1: Límites del análisis y unidad funcional.



3.3. Alcance

Se han incluido en el alcance de este estudio las fases productivas del pantalón de jean, comenzando con la producción de fibras de algodón a través de las prácticas agrícolas, el desmotado, la manufactura textil que incluye la producción de hilo y posteriormente tela Denim y finalmente la confección de la prenda con el agregado de avíos. En todas las fases se incluyó el transporte que conecta los eslabones. Es un estudio del tipo “de la cuna hasta la puerta de la industria textil”

Algunos elementos constituyentes de la cadena en estudio fueron excluidos del alcance debido a su baja incidencia, principalmente por su peso en relación al sistema total. En el caso de la mano de obra, el análisis de aspectos sociales no está incluido en los objetivos del estudio. La Tabla 1 muestra los ítems que se incluyeron y los que se excluyeron.

Tabla 1: Resumen de fases incluidas y no incluidas en el alcance del estudio.

Incluidas	Excluidas
Cultivo del algodón	Transporte de la industria confeccionadora de la prenda a los distribuidores
Transporte del campo a la desmotadora	Fase de uso (lavado y secado de la prenda)
Desmotado	Descarte (fin de vida útil)
Producción de insumos (agroquímicos, anilinas, químicos, etc.)	Mano de obra
Producción de otras materias primas y avíos (tachas, cierre, etiquetas)	Construcción y mantenimiento de la infraestructura
Transporte de la desmotadora a la industria textil.	Operación y mantenimiento de los equipos de apoyo.
Energía y emisiones de la fabricación de hilo y tela.	
Transporte de la industria textil a la confeccionadora de la prenda.	
Energía y materiales para la fabricación de la prenda.	
Producción y transporte del packaging	

3.4. Asignación de cargas

Cuando una fase productiva genera más de una salida valorizable, las cargas ambientales que se van generando a lo largo del ciclo de vida, deben "asignarse" a los diferentes productos y subproductos que se obtienen en dichas fases. Esta asignación puede realizarse de acuerdo a diferentes criterios: basados en la masa (cuanto más pesado el producto, mayor la carga), basados en el valor económico (distribuir la carga ambiental según aportes monetarios) u otros criterios (ISO, 2006).

Durante la fase de desmotado se obtienen diferentes corrientes de productos y subproductos. Se determinó que llevar a cabo una asignación económica sería lo apropiado, de acuerdo a la revisión de trabajos realizados en el mundo sobre el sector algodonero (Ej.: Cotton Incorporated, 2016), ya que refleja el real valor de las corrientes obtenidas, muy disimiles en su precio de venta.

Esta variabilidad no se reflejaría si el criterio usado fuera el de masa. Se tomó además la referencia de otros estudios (Cotton Incorporated, 2012; Dalgaard, et al., 2008). Consiste en calcular el valor económico (precio*cantidad) de cada corriente de producto y subproducto. Luego la carga ambiental fue asignada de acuerdo a ese valor. El resultado concede a la fibra de algodón un 89%, a la semilla un 10% y a la fibrilla un 1%. No se asignó carga a los desperdicios por carecer de valor económico.

3.5. Descripción de las fases productivas

La fase de producción de fibra de algodón incluye la fabricación, transporte y uso de todos los insumos y productos requeridos, desde la siembra hasta la cosecha, incluyendo semillas, agroquímicos, fertilizantes en los casos en que se aplican, combustibles requeridos para las operaciones de preparación de suelos, siembra, pulverización (terrestre y aérea), fertilización y cosecha. También se tuvo en cuenta el consumo de agua durante la pulverización y el agua de riego, para los casos que aplica.

Por otro lado se calcularon las emisiones sustancias como amoníaco, monóxido de dinitrógeno y óxidos de nitrógeno a la atmosfera resultantes del uso de fertilizantes y las emisiones al suelo derivadas del uso de agroquímicos (Ecoinvent, 2007). Se incluyó la generación de residuos tóxicos derivados de los envases de las mencionadas sustancias químicas.

Se contempló el secuestro de carbono por parte de la planta, que luego será liberado al fin de su vida, como así también de los productos y subproductos que se obtienen de ella. En este aspecto seguimos los lineamientos de la Norma ISO 14067:2013: Huella de Carbono de los Productos, que indican que al final del ciclo del cultivo, resulta un balance neutro de emisiones de CO_2.

La fase de desmotado comienza con el traslado del algodón cosechado en el campo hasta las plantas que realizan el proceso de quitar las semillas e impurezas. Es un proceso continuo que comienza con la recepción, y termina con el embalaje de las fibras del algodón procesado en fardos más

fáciles de transportar. Se producen grandes cantidades de subproductos, como las semillas (que se usan para la próxima siembra, la obtención de aceite, alimento para ganado bovino, etc.) y fibrilla de algodón (usada para elaboración de algodón hidrófilo, papel, pañales y otros productos textiles), como así también residuos del desmotador (carpelos, fragmentos de tallos y ramas, polvo y pelusas). Esta fase abarca el uso de los diferentes tipos de energía eléctrica y para generar calor, alambre y lienzo para el armado de los fardos y el transporte desde el campo hasta la planta de desmotado de la zona (50 km promedio ida y vuelta), y la obtención del fardo de algodón en bruto.

La fase de manufactura textil contempla la producción de hilo de algodón y de tela Denim en la misma industria. El primer objetivo de esta fase es la obtención del hilo, para lo cual deben efectuarse las operaciones de apertura de fardos y mezcla del algodón, apertura del algodón, cardado y, por último, estiraje y doblado. Una vez obtenido el hilo de algodón, comienza el proceso de hilatura (Red Textil Argentina, 2016a). Posteriormente, se tiñe el hilo con índigo, un colorante de origen natural. Son cuatro los pasos que componen el proceso de teñido: preparación, teñido, terminación y secado. En primer lugar, los hilos pasan por una batea que contiene una solución caliente de soda cáustica y humectante que convierte al algodón crudo hidrófugo en hidrófilo. Se lo lava en bateas de agua caliente y fría, quedando con una humedad del 70% luego del exprimido. Para el teñido, las fibras se sumergen en las bateas con el colorante disuelto, teniendo en cuenta que cuantas más sean las bateas, más intenso será el color. Al salir de este baño se produce el contacto con el aire y el colorante se oxida cambiando a color azul. Finalmente, una serie de columnas con tambores calientes evaporan el agua que contienen los hilos. Luego del teñido, el urdido prepara rollos con hilos dispuestos paralelamente que alimentarán la urdidora. En esta máquina se hace el encolado, que consiste en recubrir el hilo con un engrudo hecho de fécula de maíz que aumenta su resistencia para soportar la fricción y tensión que ejerce el telar. La tejeduría convertirá al hilo en tejido (Universidad de Palermo, 2018).

La tejeduría convierte al hilo en tela mediante el enlace de hilos. La forma de realizarlo es variada y pueden producirse telas enlazando un hilo consigo mismo, o por entrecruzamiento de dos o más hilos, en telares. Al salir del telar, y antes de la confección, se le aplican al Denim diferentes procesos de terminación para conferirle características deseadas (Red Textil Argentina, 2016b). En este trabajo se incluyó el hilado, teñido y terminación de la tela, y se tuvo en cuenta el uso de agua y su posterior tratamiento. Se consideraron 500 km promedio de transporte ida y vuelta desde la desmotadora hasta la planta textil. Por último, la fase de confección de la prenda se inicia con un control de calidad sobre la tela Denim, tanto visual como en laboratorio, verificando que sea compatible con el diseño de la prenda. A continuación se enciman las capas de tela y se marcan con los moldes, para obtener un máximo rendimiento de la tela en la fase de corte. Posteriormente, las piezas se separan en paquetes, y se comienza la confección, uniendo las partes de la prenda por medio de costuras. Una vez obtenida la prenda, se realiza el lavado, para brindar un mejor aspecto visual y estabilidad, realizando un nuevo control de calidad antes de la salida de la planta. Se incluye el transporte en camión desde la manufactura textil o tejeduría, hasta el lugar de confección (1800 km ida y vuelta), y se tuvo en cuenta el uso de agua y su posterior tratamiento.

3.6. Obtención y sistematización de datos

En Argentina existen diferentes tecnologías de producción agrícola, desde productores familiares o de muy baja escala, hasta producciones empresariales, que cuentan con tecnologías de riego, siembra y cosecha más desarrollados. En la búsqueda de lograr un modelo único y representativo de la realidad del sector algodonero de la Argentina, se seleccionaron seis planteos técnicos productivos característicos de las regiones, considerando la siembra, pulverización, cosecha y la presencia o no de riego. Los planteos técnicos se incluyeron en el caso de estudio teniendo en cuenta su participación porcentual de cada uno de ellos en base a la producción nacional.

En primera instancia la información se agrupó en tres regiones geográficas de producción: Noreste, que incluye las provincias de Formosa, Chaco, Corrientes y Salta, con el 43% de la producción, Centro-Norte que abarca Santiago del Estero, Córdoba y San Luis, con el 42%, y Este que engloba a Santa Fe y Entre Ríos, con el 45% de lo producido. Se tomaron datos de la campaña 2014, donde la producción de fibra de algodón en Argentina fue de de 795.345 toneladas, distribuidas según lo describe la Tabla 2.

Tabla 2: Producción de algodón en Argentina en el año 2014

Provincia	Superficie (ha)	Producción (t)	Participación
Santiago del Estero	124.200	326.120	41,00%
Chaco	233.115	296.475	37,28%
Santa Fe	72.050	112.880	14,19%
Salta	9.800	30.380	3,82%
Formosa	12.000	18.000	2,26%
San Luis	2.800	7.560	0,95%
Entre Ríos	1.100	1.770	0,22%
Córdoba	350	1.100	0,14%
Corrientes	530	1.060	0,13%

Fuente: SIIA (2016)

La investigación de los planteos técnicos incluyó el análisis del clima y las lluvias, el uso de semillas, agroquímicos, fertilizantes, agua y combustible, fechas de las labores (Ej., siembra, fertilización, pulverización, y cosecha). En las labores para las que no se disponía de información sobre consumo de combustible, se usaron los coeficientes UTA (Unidad de Trabajo Agrícola) informados por Márgenes Agropecuarios (2016), en forma transversal a todos los planteos técnicos.

La Tabla 3 muestra los seis planteos técnicos productivos, la región a la que

pertenecen, su participación porcentual y las particularidades respecto al tipo de siembra, cosecha, riego y rendimientos obtenidos.

Tabla 3: Planteos productivos de producción de fibra de algodón.

Planteo	Zona	Participación	Siembra	Cosecha	Riego	Rendimiento (kg/ha)
a	Centro-Norte	3,74%	Directa	Picker	Si	2.800
b	Centro-Norte	27,21%	Directa	Picker	No	2.500
c	Noreste y Este	37,86%	Directa	Stripper	No	2.200
d	Noreste y Este	8,11%	Convencional	Stripper	No	1.800
e	Noreste y Este	8,11%	Convencional	Picker	No	1.500
f	Centro-Norte	14,96%	Convencional	Picker	Si	3.250

Los planteos técnicos productivos fueron publicados por Elena, Ybran, & Lacelli (2008) para las zonas “d” y “e”, Quirolo (2016) para la zona “c” y Mondino (2016) para las zonas “a”, “b” y “f”. La información complementaria se tomó del Manual de Cultivo de Algodón (Mares, et al., s/d).

La siembra directa es la práctica de cultivar la tierra sin ararla previamente, aunque AAPRESID (2018) la define como “el sistema productivo basado en la ausencia de labranzas y la presencia de una cobertura permanente del suelo, vía cultivos y rastrojos de cultivos anteriores. Basado en un conjunto de Buenas Prácticas Agrícolas, el esquema permite producir sin degradar el suelo, mejorando en muchos casos sus condiciones físicas, químicas y biológicas. Además logra hacer un uso más eficiente del agua, recurso que en cultivos de secano es generalmente el factor limitante en la producción”. Por otro lado, la siembra convencional es la que se hace sobre un suelo previamente laboreado

con maquinaria (arado) que corta e invierte total o parcialmente los primeros 15 cm del suelo.

El proceso de desmotado analizado es de una desmotadora de San Bernardo, Chaco, la que fue seleccionada por ser representativa del sector, y por brindar acceso irrestricto a la información requerida. Los datos de la maquinaria de desmote corresponden a Continental Eagle Corp que es la que tiene más unidades en el país siendo el sistema utilizado de sierra-costilla, produce 6 fardos de 200 kg/h. Los detalles técnicos se encuentran publicados en Saez, Francescutti, Bonacic-Kresic, & Rótolo (2015).

Los datos de la fase manufactura textil (tela Denim e hilo) se obtuvieron de de una empresa textil representativa del sector, ubicada en Puerto Tirol, Chaco, en Mayo 2015, la que brindó acceso a las instalaciones para hacer el relevamiento, como así también información necesaria para el Inventario de Ciclo de Vida. Esta empresa colabora con el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y es la de mayor participación en el mercado textil argentino.

Las entrevistas y visitas a plantas permitieron obtener información representativa de plantas textiles "típicas". Por otra parte, la fase de confección de la prenda (jean) se modeló en base al relevamiento de una empresa textil representativa del sector ubicada en San Pedro, Buenos Aires, en Julio de 2015. Las visitas y encuestas proporcionaron información para caracterizar los procesos típicos de confección de un par de jeans. La toma de datos de todas las fases incluyó el uso de insumos y materias primas; fuentes energéticas por tipo; productos químicos usados; emisiones; uso de agua y residuos sólidos; productos, subproductos y desechos obtenidos. Esta empresa, que cuenta con una larga trayectoria de colaboración con el área Textil del Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI), brindó acceso a las instalaciones para hacer el relevamiento, como así también información necesaria para el Inventario de Ciclo de Vida.

Para el transporte, en todos los casos se consideró un camión representativo

con motor diesel de 410 CV de potencia, apto para transportar hasta 28.000 kg de producto, con un consumo promedio de 0,4 litros/km, o de 0,338 kg/km de gasoil. Se incluyó el mantenimiento.

El perfil energético argentino se modeló en el software Simapro®8.2 en base a la información brindada por el sitio del Ministerio de Energía y Minería (2018), correspondiente al año 2011, conformada en un 44,5% por origen termoeléctrico, en base a gas natural; 35,5% hidroeléctrico; 12,3% termoeléctrico, base petróleo; 5,9% nuclear y finalmente 1,8% termoeléctrico, base carbón.

Las emisiones a la atmósfera, al suelo y al agua fueron extraídas de la base de datos ecoinvent, para cada perfil ambiental regionalizado. No se hicieron mediciones a campo para este estudio ni cálculos adicionales, ya que exceden los objetivos de este trabajo.

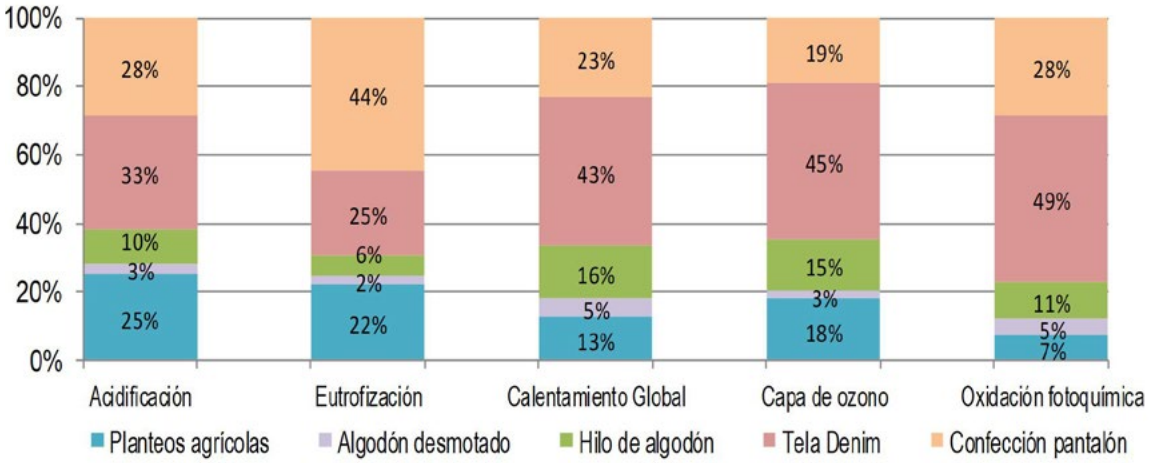
4. Resultados y Discusión

A continuación se muestran los resultados del ACV de un jean.

Tabla 4: Resultados del ACV de un jean, en valores y en porcentajes.

	Acidificación kg SO_2 eq	Eutrofización kg PO_4 eq	Calentamiento Global kg CO_2 eq	Capa de ozono kg CFC-11 eq	Oxidación fotoquímica kg C_2H_4 eq
Confección pantalón	5,83E-03	3,08E-03	1,09E+00	7,76E-08	2,78E-04
Tela Denim	6,84E-03	1,72E-03	2,00E+00	1,86E-07	4,77E-04
Hilo de algodón	2,04E-03	4,31E-04	7,24E-01	6,17E-08	1,08E-04
Algodón desmotado	6,72E-04	1,33E-04	2,40E-01	1,09E-08	4,55E-05
Planteos agrícolas	5,18E-03	1,56E-03	5,97E-01	7,27E-08	7,20E-05
TOTAL	2,06E-02	6,93E-03	4,65E+00	4,09E-07	9,81E-04

Figura 2: Resultados del ACV de un jean, en porcentajes.



Como se puede observar, los principales impactos ambientales para producir un pantalón de jean, se encuentran en las fases de fabricación de la tela Denim y confección de la prenda. Si a éstas sumamos la fase de producción del hilo, las tres fases industriales son responsables por más del 70% de las emisiones que aportan a cada impacto ambiental.

En particular, los mayores impactos en el rubro Acidificación se encuentran en la tela Denim (33%) y en la confección (28%). En la Eutrofización, el mayor impacto se encuentra en la confección del pantalón (44%), seguido por la fabricación de la tela Denim. En el Calentamiento Global, el mayor impacto se encuentra en la fabricación de la tela Denim (43%), seguido por la confección del pantalón (23%). En el Adelgazamiento de la capa de ozono, el mayor impacto se encuentra en la fabricación de la tela Denim (45%), seguido por la confección del pantalón (19%). En Oxidación fotoquímica, el mayor impacto también se encuentra en la fabricación de la tela Denim (49%), seguido por la confección del pantalón (28%).

Calentamiento Global, o Huella de Carbono

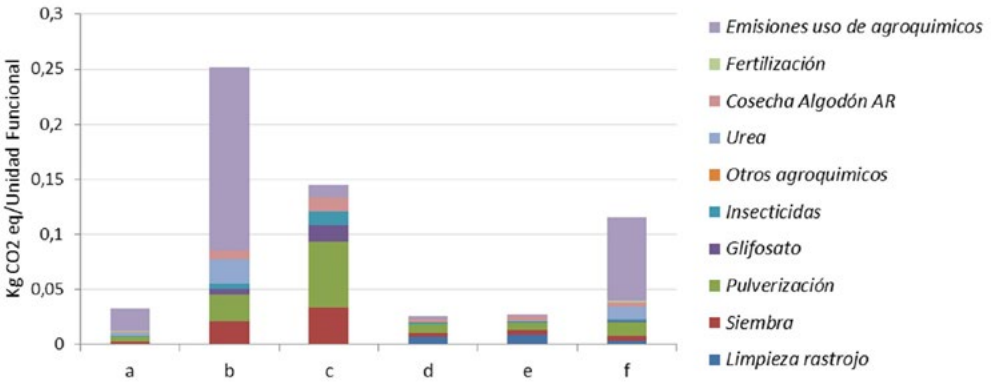
El potencial de calentamiento global, o Huella de Carbono de un pantalón de jean (unidad funcional) resultó en 4,65 kg de CO_2equivalente, de los cuales, el 74% corresponde al propio CO_2, el 17% a N_2O y 4% a CH_4. La fabricación del pantalón aporta el 23% de las emisiones, la producción de tela 43%, la producción de hilo Denim 16%, el desmotado 5% y la producción agrícola 13%.

En la fase de producción primaria (Figura 3) -ponderada por la cantidad total producida- se destacan las emisiones de los planteos b, c y f, debido a que son los que mayor participación porcentual presentan en el total de algodón producido en el país (Tabla 3). "Emisiones uso de agroquímicos" son las que ocurren luego de la aplicación. "Fertilización" y "Pulverización" son las emisiones derivadas del consumo de combustibles en dichas operaciones. "Urea, insecticidas y otros agroquímicos" incluye las emisiones en producción de estos productos.

Si bien el planteo "b" no es el de mayor participación (27,2%), presenta altas emisiones derivadas de la aplicación de agroquímicos y fertilizantes como la urea. En segundo nivel de importancia por las emisiones aparece el planteo "c" que tiene la mayor participación porcentual (37,9%) pero no realiza aplicación de urea, por lo que en este caso se destacan las emisiones derivadas del uso de combustible en la pulverización y en la siembra; este planteo es el que mayor cantidad de pasadas de pulverización realiza, utilizando la mayor cantidad de Glifosato (13 L/ha). Por el lado del planteo "f" se observa el mismo caso del planteo "b" con altas emisiones derivadas de la aplicación de urea.

Los planteos "d" y "e" no generan un alto impacto, a pesar de tener un bajo rendimiento, porque son los dos únicos planteos que no usan Glifosato, que es el agroquímico más usado en los planteos a, b, c y f. La producción de Glifosato genera 10,5 kg de CO_2 eq por kg de producto.

Figura 3: aporte de los diferentes planteos técnicos agrícolas al impacto total de la cadena del algodón.



En la fase desmotado, que es la que menores emisiones genera en toda la cadena del pantalón de jean (0,24 kg de CO_2 eq.), se destacan las emisiones derivadas del uso de gas licuado de petróleo (GLP) y energía eléctrica para la obtención de la fibra de algodón. Cabe recordar que en esta fase se obtienen diversos subproductos y residuos, y que el impacto de la fase se "asigna" a cada corriente, tal como se definió anteriormente, correspondiéndole a la fibra el 89% de las emisiones.

En la fase hilandería, la producción de hilo de algodón y tela Denim generan emisiones debidas principalmente al uso de energía eléctrica. También existe un aporte por la incorporación de hilo poliéster para la fabricación de tela; los demás elementos aportan emisiones en menor cantidad.

Finalmente en la fase de confección del pantalón de jean se destacan el uso de GLP y electricidad y en menor medida aparecen las emisiones debidas a la producción del hilo usado para coser la prenda.

Acidificación

Las emisiones totales asociadas a la acidificación resultan en 2,06E-02 kg

SO_2 equivalente (Tabla 4), integradas por Dióxido de Azufre (47%), Óxidos de Nitrógeno (31%) y Amoníaco (20%). Los resultados muestran que la fabricación de la tela Denim es la etapa que más contribuye con esta categoría de impacto, con 6,84E-03 kg de SO_2 eq (33%), mientras que la confección del pantalón aporta 5,83E-03 kg (28%).

Dentro de la etapa agrícola los mayores aportes ocurren por la combustión de gasoil en las labores, para los planteos a secano sin fertilización. En cambio, en los planteos con fertilización (con o sin riego), son las emisiones de amoníaco por el uso de urea las que mayor impacto tienen. En la fase de desmotado, el mayor impacto (56%) se produce por el uso de GLP, seguido por el uso de electricidad (24%). En la producción del hilo de algodón, el principal impacto (70%) es el uso de electricidad. En la fabricación de la tela Denim, el principal impacto también es por el uso de electricidad, seguido por el uso de hilo poliéster y de la anilina para teñir. Por último, durante la confección del pantalón, el mayor impacto viene por el uso del cobre contenido en los avíos, seguido por la quema de GLP y el uso de electricidad.

Eutrofización

Las emisiones totales asociadas a la Eutrofización resultan en 6,93E-03 kg PO_4 equiv. (Tabla 4), siendo las emisiones de Óxidos de Nitrógeno las más representativas (42%). Los resultados muestran que la confección del pantalón es la etapa que más contribuye con esta categoría de impacto, con 3,08E-03 kg de PO_4 equiv. (44%), mientras que la tela Denim aporta 1,72E-03 kg (25%) y la producción primaria 1,56E-03 (22%).

Dentro de la etapa agrícola los mayores aportes ocurren por la combustión de gasoil en las labores, para los planteos a secano sin fertilización. En cambio, en los planteos con fertilización (con o sin riego), son las emisiones de amoníaco por el uso de urea las que mayor impacto tienen. En el planteo agrícola “f” también revisten importancia las emisiones por el uso de reguladores de crecimiento.

En las fases de desmotado y producción del hilo de algodón, existe muy bajo aporte de emisiones, debidas en gran parte, al uso de energías. En la fabricación de la tela Denim, el principal impacto es por el uso de hilo poliéster. Por último, durante la confección del pantalón, el mayor impacto viene por el uso del cobre contenido en los avíos.

Adelgazamiento de la capa de ozono

Las emisiones totales asociadas al adelgazamiento de la capa de Ozono resultan en 4,09E-07 kg CFC-11 equiv. (Tabla 4). Los resultados muestran que la producción de la tela Denim es la etapa que más contribuye con esta categoría de impacto, con 1,86E-07 kg de PO_4 equiv. (45%), mientras que la confección del pantalón aporta 7,76E-08 kg (19%) y la producción primaria 7,27E-08 kg (18%).

Dentro de la etapa agrícola los mayores aportes ocurren por la extracción del petróleo crudo usado por labores agrícolas. Además en el planteo agrícola "f" también revisten importancia las emisiones por la quema de dichos combustibles.

En las fases de desmotado y producción del hilo de algodón, el mayor impacto se produce por los transportes entre eslabones con producción y consumo de combustibles, y por el uso de electricidad. En la fase de fabricación de la tela Denim, el principal impacto es por el uso de hilo poliéster, seguido por el uso de electricidad. Por último, durante la confección del pantalón, el mayor impacto es por el transporte desde la fábrica de hilo de algodón y de tela Denim hasta la confeccionadora, seguido por el uso de electricidad.

Oxidación fotoquímica

Las emisiones totales asociadas a la oxidación fotoquímica son de 9,81E-04 kg de C_2H_4 equivalente (Tabla 4), de las cuales, el 43% corresponden a Dióxido de Azufre (SO_2). Los resultados muestran que la producción de la tela Denim es la etapa que más contribuye con esta categoría de impacto, con 4,77E-04

kg de C_2H_4 equivalente (49%), mientras que la confección del pantalón aporta 2,78E-04 kg (28%).

Dentro de la etapa agrícola los mayores aportes ocurren por la producción del combustible usado por labores agrícolas y por su quema. También por la producción de agroquímicos y urea. En las fases de desmotado y producción de hilo de algodón, el mayor impacto se produce por el uso de energía, GLP y energía eléctrica respectivamente. En la fabricación de la tela Denim, el principal impacto radica en el uso de hilo poliéster, seguido por el uso de electricidad. Por último, durante la confección del pantalón, el mayor impacto es por el uso de GLP y electricidad.

5. Conclusiones y Recomendaciones

El presente estudio marca un avance en la información disponible para el sector algodonero argentino que busque hacer más eficientes los eslabones de su cadena, bajo una perspectiva de sustentabilidad. Es un diagnóstico ambiental con datos sistematizados, que brinda información respecto de los puntos críticos sobre los cuales trabajar para reducir los impactos ambientales y hacer más sustentable la cadena. También brinda información ambiental de los productos a los consumidores a nivel mundial.

Resulta clave hacer un consumo racional de la energía en todas las etapas del ciclo de vida, desde los combustibles utilizados en las labores agrícolas, hasta la energía requerida en etapas industriales de fabricación de hilo y tela y confección de la prenda. En este punto, no solo se requiere reducir los consumos, sino también replantear los tipos de energías que se usan, especialmente las que menos emisiones generan, tanto en su extracción, como en su utilización.

Por el lado de fertilizantes y agroquímicos también aparecen altos impactos asociados principalmente a su aplicación y posterior diseminación en el ambiente. Para esto, ajustar las dosis resulta clave, para evitar pérdidas económicas y desajustes ambientales.

Finalmente existen puntos clave sobre los que se podría trabajar de la mano del diseño de las prendas. Se encontraron impactos relevantes en el uso de hilos, anilinas y avíos, los cuales podrían reducirse analizando alternativas en cuanto a tipos de confección y características de los materiales.

Como limitante, debe destacarse el hecho de que el énfasis de este trabajo en la etapa de inventario y de análisis estuvo puesto en el impacto Calentamiento global (Huella de carbono), sobre el que se tuvo un mayor control sobre las variables de importancia y sobre el que se identificaron los puntos críticos. En los demás impactos puede ser necesario seguir profundizando el análisis, porque se usaron algunos perfiles provenientes de la base de datos ecoinvent, que no fueron relevados a campo. Esto abre el camino a futuros trabajos de actualización de los impactos ambientales de la cadena de algodón. Debe tenerse en cuenta que considerar una sola categoría de impacto puede sesgar la toma de decisiones, ya que generalmente las categorías están correlacionadas. Por ello, las propuestas de mejora de los puntos críticos deben considerar todas las dimensiones posibles.

Los análisis realizados no incluyen la etapa de uso y descarte de la prenda que se tomó como unidad funcional. Queda abierto el camino a futuros trabajos que caractericen esta fase y completen el Ciclo de Vida.

Referencias

AAPRESID. (2018). Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa. Recuperado de Siembra Directa, ¿Qué es?: http://www.aapresid.org.ar/que-es/

Cotton Incorporated. (2012). *Life Cycle Assessment of Cotton Fiber and Fabric*. Obtenido de VISION 21, a project of The Cotton Foundation: http://cottontoday.cottoninc.com/wp-content/uploads/2014/07/LCA_Full_Report.pdf

Cotton Incorporated. (2016). *U.S. Cotton Grower 2015 Natural Resource Survey Results*. Obtenido de https://cottoncultivated.cottoninc.com/wp-content/uploads/2015/12/NRS-White-Paper.final_.pdf

Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W.

A. (2008). LCA of Soybean Meal. International Journal of Life Cycle Assessment, 13(3), 240–254.

Ecoinvent. (2007). *EcoInvent Reports N° 15*. Obtenido de Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems Data v. 2.0: https://db.ecoinvent.org/reports/15_Agriculture.pdf

Elena, M. G., Piedra, D. R., & D'Angelo, M. L. (2008). Cadena agroindustrial del algodón. En Bongiovanni, *Economía de los cultivos industriales* (págs. 11-15). Manfredi: INTA.

Elena, M. G., Ybran, R. G., & Lacelli, G. A. (2008). Evaluación económica de alternativas de sistemas de siembra y cosecha de algodón en Santa Fe y Chaco. En Bongiovanni, *Economía de los cultivos industriales: algodón, caña de azúcar, maní, tabaco, té y yerba mate* (págs. 5-10). Manfredi, Córdoba: Ediciones INTA.

Field To Market. (2016). *Field To Market: The Alliance for Sustainable Agriculture*. Obtenido de https://www.fieldtomarket.org/

Guinée, J., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. d., . . . Huijbregts, M. (2002). *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

ISO. (2006). ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment Requirements and Guidelines, International Organisation for Standardisation (ISO).

Levi Strauss & Co. (2015). *The life cycle of a jean. Understanding the environmental impact of a pair of Levi's 501 jeans*. Obtenido de http://levistrauss.com/wp-content/uploads/2015/03/Full-LCA-Results-Deck-FINAL.pdf

Mares, M., Torcasso, F., Bonacic-Kresic, I., Landicar-Bowles, J. A., Novick, G., & Videla, G. (s/d). *Manual de Cultivo de Algodón*. Sáenz Peña, Chaco: Genética Mandiyú, INTA, Delta & Pine Land International, Monsanto & Bayer Crop Science.

Márgenes Agropecuarios. (2016). Coeficientes UTA. 31(368). Buenos Aires: Margenes Agropecuarios.

Ministerio de Energía y Minería. (2018). Balances Energéticos Nacionales. Recuperado de http://www.energia.gob.ar/contenidos/verpagina.php?idpagina=3366

Mondino, M. H. (2016). *Producción algodón Santiago Estero-Riego y Secano*. Julio 2016. Obtenido de INTA E.E.A. Santiago Estero: http://inta.gob.ar/

PUMA. (2016). Obtenido de PUMA Environmental Profit & Loss Account (E P&L): http://about.puma.com/en/sustainability/environment/environmental-profit-and-loss-account

Quirolo, M. E. (2016). *Costos de implantación y manejo de algodón Marzo 2016*. Obtenido de INTA E.E.A. Sáenz Peña: http://inta.gob.ar/

Red Textil Argentina. (2016a). *Hilatura de Algodón*. Obtenido de http://www.redtextilargentina.com.ar/index.php/hilados/h-produccion/337-hilatura-de-algodon/136-hilatura-de-algodon

Red Textil Argentina. (2016b). *Telas*. Obtenido de http://www.redtextilargentina.com.ar/index.php/telas

Sáez, R., Francescutti, F., & Rótolo, G. (2015). Huella de carbono y energética en la producción de fibra de algodón. *Actas del IV encuentro Argentino de ciclo de vida y III encuentro de la Red Argentina de Huella Hídrica ENARCIV 2015* (págs. 71-72). Córdoba: Ediciones INTA.

Saez, R., Francescutti, F., Bonacic-Kresic, I., & Rótolo, G. (2015). Huella de carbono y demanda de energía fósil acumulada para la producción de fibra de algodón a partir de un cultivo fertilizado: zona de influencia de Colonia Benítez, Chaco, como caso de estudio. Ediciones INTA: https://inta.gob.ar/documentos/ciencia-y-tecnologia-de-los-cultivos-industriales-algodon.

SIIA. (2016). *Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Coordinación de Servicios de Información. Ministerio de Agroindustria. Subsecretaría de Información y Estadística Pública*. Obtenido de http://www.siia.gov.ar/estadisticas.php

Simapro. (2016). PRé Consultants. *Life Cycle Assessment Software version 8.2*. http://www.pre-sustainability.com/.

Universidad de Palermo. (2018). La fabricación del jean. Recuperado de http://fido.palermo.edu/servicios_dyc/proyectograduacion/archivos/716.pdf

Worsham, J. B. (2012). A Life Cycle Assessment (LCA) for Cotton. The Significance to the Global Cotton Industry. Obtenido de Cotton Incorporated: https://www.icac.org/wp-content/uploads/2012/09/1_OS_Worsham.pdf

R. Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida, Brasília, v. 2, n. 1, p. 35-59, jan./jun. 2018

Revisión de las consideraciones metodológicas utilizadas en estudios ambientales con enfoque de ciclo de vida sobre la producción de microalgas con fines energéticos

Revisão das considerações metodológicas utilizadas nos estudos ambientais com abordagem de ciclo de vida sobre a produção de microalgas com fins energéticos

Review of the methodological considerations used in environmental studies with a life cycle approach on the production of energy-ended microalgae

Submetido em 13 de outubro 2017
Aceito em 25 de junho 2018
Disponível em 3 de outubro 2018

Paula Daniela Rodríguez*,**
Alejandro Pablo Arena*,**
Bárbara María Civit *,***
Roxana Piastrellini*,**

*Grupo CLIOPE, Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Mendoza, Argentina
**Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET. Mendoza, Argentina
pdrodriguez@mendoza-conicet.gob.ar (+54) 261 5244693
***Instituto de Ambiente, Hábitat y Energía INAHE, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET. Mendoza, Argentina.

Resumen

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) ha sido utilizado por distintos autores para evaluar la producción de microalgas con fines energéticos. Sin embargo, desde la perspectiva energética y ambiental, no existen conclusiones generales acerca de ella, no sólo por las diferencias tecnológicas entre los sistemas estudiados, sino también por las distintas elecciones metodológicas adoptadas por los autores. Este trabajo tiene como objetivos hallar los principales aspectos que dificultan la comparación de los resultados de diversos estudios con enfoque de ciclo de vida de sistemas de producción de microalgas con fines energéticos, y proponer recomendaciones que permitan armonizar las elecciones metodológicas de futuros estudios. Para ello, se llevó a cabo una amplia revisión de la literatura y se seleccionaron aquellas publicaciones que consideran el cultivo de microalgas en sistemas cerrados, esto es fotobiorreactores de cualquier configuración (tubulares, flat-plate, air-lift, etc.). Las 13 publicaciones elegidas se evaluaron según los lineamientos ofrecidos por las normas ISO 14040 y

14044. Los resultados indican que factores como el producto estudiado, la unidad funcional seleccionada, los límites del sistema, los procedimientos de asignación de cargas ambientales utilizados, las fuentes de datos, los métodos de evaluación de impactos y las categorías de impacto escogidas difieren ampliamente entre estudios, imposibilitando la comparación de los mismos para llegar a conclusiones confiables. Por lo tanto, se considera necesario armonizar las elecciones metodológicas de los futuros estudios de ACV de biocombustibles de tercera generación. Para ello, se propone una serie de recomendaciones dirigidas a colaborar en la evaluación de los impactos ambientales de estos sistemas.

Palabras clave: *Análisis del Ciclo de Vida. Bioenergía. Biocombustibles de tercera generación.*

Resumo

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido utilizada por diversos autores para avaliar a produção de microalgas com fins energéticos. No entanto, desde a perspectiva energética e ambiental, não existem conclusões gerais sobre ela, não só pelas diferenças tecnológicas entre os sistemas estudados, mas também pelas distintas escolhas metodológicas adotadas pelos autores. Este trabalho tem como objetivo encontrar os principais aspectos que dificultam a comparação dos resultados de diversos estudos com abordagem de ciclo de vida de sistemas de produção de microalgas com fins energéticos, e propor recomendações que permitam harmonizar as escolhas metodológicas de futuros estudos. Para isso, foi realizada uma ampla revisão bibliográfica e foram selecionadas aquelas publicações que consideram o cultivo de microalgas em sistemas fechados, ou seja, fotobiorreatores de qualquer configuração (tubulares, flat-plate, air-lift, etc.). As treze publicações escolhidas foram avaliadas conforme as diretrizes presentes nas normas ISO 14040 e 14044. Os resultados indicam que fatores como o produto estudado, a unidade funcional selecionada, os limites do sistema, os procedimentos da atribuição de cargas ambientais utilizados, as fontes de dados, os métodos de avaliação de impactos e as categorias de impactos escolhidas diferem amplamente entre os estudos, impossibilitando a comparação dos mesmos para chegar a resultados confiáveis. Portanto considera-se necessário harmonizar as escolhas metodológicas dos futuros estudos de ACV de biocombustíveis de terceira geração. Para isso, propõe-se uma série de recomendações que visam a colaboração na avaliação dos impactos ambientais desses sistemas.

Palavras-chave: *Avaliação do ciclo de vida. Bioenergia. Biocombustível de terceira geração.*

Abstract

The Life Cycle Assessment (LCA) has been used by different authors to measure the production of microalgae for energy purposes. However, from the energy and environmental perspective, there are no general conclusions about this, not only because of the technological differences between the systems studied, but also because of the different methodological options adopted by the authors. The objective of this work is to find the main aspects that make it difficult to compare the results of several studies with a life cycle approach of microalgae production systems for energy purposes, and propose recommendations that allow harmonizing the methodological choices of future studies. For this, a wide review of the literature was carried out and those publications that consider the cultivation of microalgae in closed systems, that is, photobioreactors of any configuration (tubular, flat plate, air lift, etc.), were selected. The 13 selected publications were evaluated in accordance with the guidelines offered by the ISO 14040 and 14044 standards. The results indicate that factors such as the product studied, the selected functional unit, the limits of the system, the environmental allocation procedures used, the data resources, the impact evaluation methods and the impact categories chosen differ widely among the studies, making it impossible to compare them to arrive at reliable conclusions. Therefore, it is considered necessary to harmonize the methodological choices of future LCA studies of third generation biofuels. For this, a series of recommendations are proposed to collaborate in the evaluation of the environmental impacts of these systems.

Keywords: *Life Cycle Assessment. Bioenergy. Third generation biofuel.*

1. Introducción

Los problemas ambientales asociados al uso de combustibles fósiles, sumados a la creciente demanda energética de la población mundial, señalan la necesidad de utilizar energías alternativas (Ahmad et al., 2011; Chisti, 2007). Numerosos estudios se han realizado con el objeto de hallar fuentes de energías renovables, basadas en procesos sustentables, que sean capaces de sustituir a los combustibles fósiles (Li et al., 2008). En este escenario, los combustibles líquidos derivados de biomasa, denominados biocombustibles, como el biodiésel y el etanol, cobran relevancia como

sustitutos de los combustibles tradicionales, con una producción creciente en los últimos años (Ahmad et al., 2011; Abomohra et al., 2016).

Los biocombustibles pueden ser obtenidos a partir de varias materias primas: cultivos comestibles, cultivos no comestibles y residuos, y microalgas (primera, segunda y tercera generación de biocombustibles, respectivamente) (Carneiro et al., 2017). Actualmente, los biocombustibles de primera generación enfrentan una serie de controversias, entre las que se destacan los impactos producidos por el cambio en el uso del suelo, el uso del agua y la competencia con la producción de alimentos (Sander y Murthy, 2010). Es por ello que se han llevado a cabo estudios focalizados en el desarrollo de biocombustibles obtenidos a partir de materia prima no alimenticia, entre los que se encuentran los de segunda y tercera generación. Sin embargo, la segunda generación, a pesar de no usar recursos destinados directamente a la alimentación, requiere el uso de tierras, agua e insumos agrícolas para su producción (Sander y Murthy, 2010). Esta situación ha provocado que, en años recientes, las microalgas hayan sido consideradas como la fuente de biomasa óptima para la obtención de biocombustibles, principalmente biodiésel, lo que ha incrementado el número de publicaciones sobre ellas.

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es un método para evaluar los aspectos ambientales y potenciales impactos asociados a un producto durante su ciclo de vida (ISO, 2006a). Este método ha sido utilizado por diversos autores para la evaluación de sistemas de producción de microalgas con fines de generación de energía, siendo usual que los resultados se confronten con el objeto de arribar a conclusiones generalizadas sobre los impactos y las bondades que estos sistemas ofrecen. Sin embargo, la equivalencia de los sistemas a comparar debe evaluarse antes de interpretar los resultados. Los sistemas deben ser comparados utilizando la misma unidad funcional y consideraciones metodológicas equivalentes, teniendo en cuenta los límites de los sistemas, la calidad de los datos, los procedimientos de asignación de cargas ambientales, la evaluación de impactos, etc. (ISO, 2006a y 2006b).

Se ha notado que existe heterogeneidad en las elecciones metodológicas y supuestos adoptados en los distintos estudios ambientales sobre la producción de microalgas para generación de energía, lo que constituye un impedimento para la correcta comparación de los mismos. Escasas publicaciones ponen en evidencia estas discrepancias, destacándose la de Thomassen et al. (2017), quienes analizan estudios ambientales y económicos sobre biorrefinerías de microalgas, realizados con distintas metodologías. Mientras que estos autores proponen un marco metodológico amplio, que integra aspectos ambientales y económicos, sin profundizar sobre aspectos específicos del ACV, el presente trabajo intenta aportar recomendaciones puntuales para los estudios ambientales realizados con enfoque de ciclo de vida. Por ello, los objetivos de este trabajo son: hallar los principales aspectos que dificultan la comparación de los resultados de diversos estudios con enfoque de ciclo de vida de sistemas de producción de microalgas con fines energéticos, y proponer recomendaciones que permitan armonizar las elecciones metodológicas de futuros estudios.

1.1. Las microalgas como materia prima para la obtención de biocombustibles

Las microalgas son microorganismos fotosintéticos unicelulares y pluricelulares simples, procariotas (cianobacterias) o eucariotas (Li et al., 2008). Su rápida tasa de crecimiento y su alta productividad en aceite las colocan como una materia prima promisoria para la producción de biodiésel. Además, junto con la obtención de biocombustibles, las microalgas pueden ser utilizadas para generar co-productos de gran valor para la alimentación humana y animal, la síntesis de pigmentos, la industria farmacéutica y la cosmética (Suganya et al., 2015; Oilgae, 2014). Asimismo, son capaces de brindar servicios para el ambiente, como la fijación de dióxido de carbono proveniente de la atmósfera y/o de gases industriales y el tratamiento de aguas residuales (Suganya et al., 2015). Debido a las múltiples aplicaciones de las microalgas, recientemente se han incrementado los estudios sobre ellas, especialmente

aquellos relacionados con la utilización de estos microorganismos para producir combustibles (Batan et al., 2010; Collet et al., 2014).

La obtención de biocombustibles a partir de microalgas requiere de una serie de procesos que pueden dividirse en la producción de la biomasa y la generación de los combustibles. La producción de la biomasa comienza con el cultivo de las microalgas en sistemas abiertos o cerrados. Los primeros están representados por piletas abiertas (en inglés, open ponds), entre las que se destacan las de tipo raceway. Los segundos comprenden a los fotobiorreactores (FBR), que pueden presentar distintas configuraciones: tubulares horizontales o verticales, flat-plate, air-lift, anulares, entre otros. Además, existen sistemas híbridos, que combinan el uso de FBR y piletas en forma secuencial. Los medios de cultivo son variados, incluyendo medios artificiales y aguas residuales de distinto origen (doméstico, agroindustrial, etc.). Luego del crecimiento de las microalgas se requiere separar la biomasa del medio de cultivo, para lo cual se pueden utilizar distintas estrategias: filtración, centrifugación, sedimentación, floculación, flotación, entre otras (Rawat et al., 2012). Posteriormente, es usual secar la biomasa, aunque se han propuesto alternativas de procesamiento desde la biomasa húmeda para evitar el secado (Saga et al., 2015; Xu et al., 2011, Liu et al., 2013). La generación de los combustibles involucra diversos procesos que permiten obtener distintos productos. El proceso más difundido implica la extracción de lípidos neutros con solventes y su posterior transesterificación para la obtención de biodiésel (Rawat et al., 2012). Además, la biomasa de microalgas es rica en hidratos de carbono, que pueden ser fermentados para producir bioetanol (Hallenbeck et al., 2016). Asimismo, la biomasa puede utilizarse para generar biogás mediante digestión anaerobia (Suganya et al., 2015). Por otra parte, existen procesos termoquímicos que posibilitan la conversión de la biomasa completa en productos energéticos: la gasificación genera gas de síntesis (syngas) y la pirólisis produce una mezcla de biochar, bio-oil y gases. Alternativamente,

la licuefacción hidrotérmica (HTL) produce bio-oil y puede realizarse con la biomasa húmeda (Hallenbeck et al., 2016).

A pesar del progreso alcanzado en estos procesos, aún no existen biorrefinerías basadas en microalgas a escala comercial (Thomassen et al., 2017). Los obstáculos que han impedido su desarrollo son de diversa índole, destacándose la ausencia de un escenario de viabilidad económica, el alto costo de instalación y operación de los FBR, la baja productividad alcanzada en los sistemas abiertos y la inmadurez de las tecnologías de recuperación de la biomasa (Assemany et al., 2016).

Desde el punto de vista ambiental y energético, no ha sido posible arribar a conclusiones generalizadas sobre estos biocombustibles. Por ejemplo, el trabajo de Batan et al. (2010) reporta positivo el balance de energía de la producción de biodiésel a partir de microalgas cultivadas en FBR, mientras que los trabajos de Monari et al. (2015) y Brentner et al. (2011) presentan balances energéticos negativos. Por lo tanto, resulta importante profundizar y armonizar estos estudios para obtener resultados confiables, ya que, si no se puede asegurar que estos biocombustibles poseen un balance energético positivo y generan menores impactos ambientales que los combustibles fósiles, su producción está en riesgo (Thomassen et al., 2017).

En determinados estudios con enfoque de ciclo de vida, especialmente los de Huella de carbono de productos, la ISO recomienda adoptar los lineamientos establecidos en las Reglas de categoría de producto (PCRs, por sus siglas en inglés) que se hayan desarrollado de acuerdo con la Norma ISO 14025 (ISO, 2006c). Tal como se define en la ISO 14025, las PCRs son documentos que proporcionan normas, directrices y requisitos para desarrollar Declaraciones ambientales de Tipo III para cualquier categoría de producto (es decir, bienes y/o servicios que tengan funciones equivalentes). Las Declaraciones ambientales tipo III son declaraciones cuantitativas basadas en ACV sobre los aspectos medioambientales de un determinado bien o servicio. Si bien se han logrado avances en cuanto al desarrollo de

PCRs en el campo de la biomasa (por ej.: para aceite de colza en Japón y para productos madereros en Suiza), cuyas recomendaciones pueden aplicarse horizontalmente a toda la producción, independientemente de su uso final, no existe aún una estandarización suficiente para realizar declaraciones ambientales sólidas y comparables de ningún tipo de biocombustible.

2. Metodología

Se llevó a cabo una amplia revisión de la literatura que reporta estudios con enfoque de ciclo de vida de sistemas de producción de microalgas para la generación de energía. Con ese propósito, se buscaron publicaciones en revistas científicas internacionales, sin tomar en cuenta el año de publicación, según las siguientes palabras claves: life cycle assessment (en español, análisis de ciclo de vida), microalgae (en español, microalgas), biofuel (en español, biocombustible). Posteriormente, se seleccionaron aquellas publicaciones que consideraban el cultivo de microalgas en sistemas cerrados, esto es FBR de cualquier configuración (tubulares, flat-plate, air-lift, etc.), puesto que estos sistemas de cultivo presentan gran variabilidad y están siendo estudiados en forma creciente. Las publicaciones se evaluaron considerando los lineamientos propuestos por las normas ISO 14040 (2006a) y 14044 (2006b) para la realización de Análisis del Ciclo de Vida, teniendo en cuenta los siguientes aspectos: productos y co-productos estudiados, unidad funcional, límites del sistema, procedimiento de asignación de cargas ambientales, fuentes de datos utilizados, métodos de análisis de impactos de ciclo de vida usados y categorías de impacto consideradas. Para analizar las fuentes de datos se consideraron datos primarios a aquellos provenientes de mediciones experimentales hechas por los autores; datos secundarios, a aquellos obtenidos de la literatura disponible o de bases de datos; datos extrapolados, a aquellos que se calcularon en base a datos de laboratorio o de experimentos realizados en escala menor a la del trabajo en cuestión;

datos estimados, a aquellos calculados en base a conocimientos teóricos o a información correspondiente a procesos similares (por ej.: producción de biodiésel de soja); y datos consultados, a aquellos que se originaron en la consulta con expertos o profesionales del sector. Cabe aclarar que las categorías de datos definidas no son excluyentes, sino que pueden combinarse en un mismo trabajo.

Además, se tuvieron en cuenta otros aspectos, como la realización de balances energéticos, la utilización de algún estándar o norma, el lugar donde se situaba el estudio, la especie de microalga cultivada y consideraciones generales de cada caso.

Finalmente, se analizaron los resultados obtenidos para elaborar recomendaciones que sirvan a futuros trabajos de esta naturaleza.

3. Resultados y discusión

Como producto de la revisión de la literatura, se hallaron y se analizaron 43 artículos. Según el criterio descripto, se seleccionaron 13 publicaciones, realizadas entre los años 2010 y 2017: Batan et al. (2010), Stephenson et al. (2010), Jorquera et al. (2010), Brentner et al. (2011), Dufour et al. (2011), Soratana y Landis (2011), Itoiz et al. (2012), Resurreccion et al. (2012), Grierson et al. (2013), Mu et al. (2014), Silva et al. (2015), Monari et al. (2015) y Pérez-López et al. (2017).

3.1. Producto estudiado

En relación a la obtención de biocombustibles de microalgas es necesario observar si el producto evaluado es un producto energético (como biodiésel, biogás u otro) o un producto intermedio, es decir, biomasa de microalgas (húmeda o seca). La selección de uno u otro producto condiciona la elección de la unidad funcional, los procesos unitarios a incluir dentro de los límites del sistema y la consideración de los co-productos (cuando existieran).

El 54% de las publicaciones analiza al biodiésel como el producto principal del sistema, mientras que el 38% de los trabajos sólo analiza la producción de biomasa de microalgas, sin considerar los procesos necesarios para generar algún biocombustible. Por su parte, el trabajo de Grierson et al. (2013), que representa el 8% de los casos, contempla la producción simultánea de varios productos, derivados de la pirólisis de la biomasa de microalgas (biogás, bio-oil, biochar y lípidos refinados).

3.2. Unidades funcionales seleccionadas

Según la norma ISO 14040 (2006a), la propiedad fundamental de un sistema del producto se caracteriza por su función y no se puede definir solamente en términos de los productos finales. La función se cuantifica en la unidad funcional, que se utiliza como unidad de referencia sobre la cual se remiten todas las entradas, las salidas y los resultados del estudio. La naturaleza relativa de un ACV se debe a las características de la unidad funcional y esto denota la importancia de su correcta definición en la primera fase del análisis.

La selección de distintos productos obtenidos a partir de microalgas en los trabajos considerados condiciona la definición de las unidades funcionales. Al observar las unidades funcionales elegidas en las publicaciones que estudian al biodiésel como producto, se denota que el 43% de las publicaciones selecciona unidades en base energética (generalmente, 1 MJ de energía entregada por el producto), mientras que el 28% prefiere unidades en base de masa y el 29% utiliza distancia recorrida (por ej.: kg de biodiésel o km recorridos en un vehículo de pasajeros, respectivamente). Por su parte, las publicaciones que evalúan como producto a la biomasa de microalgas toman unidades funcionales en base de masa (por ej.: kg de biomasa seca). El trabajo de Silva et al. (2015) no define la unidad funcional seleccionada, considerándose esto como un grave defecto de dicha publicación, puesto que es imposible interpretar los resultados sin

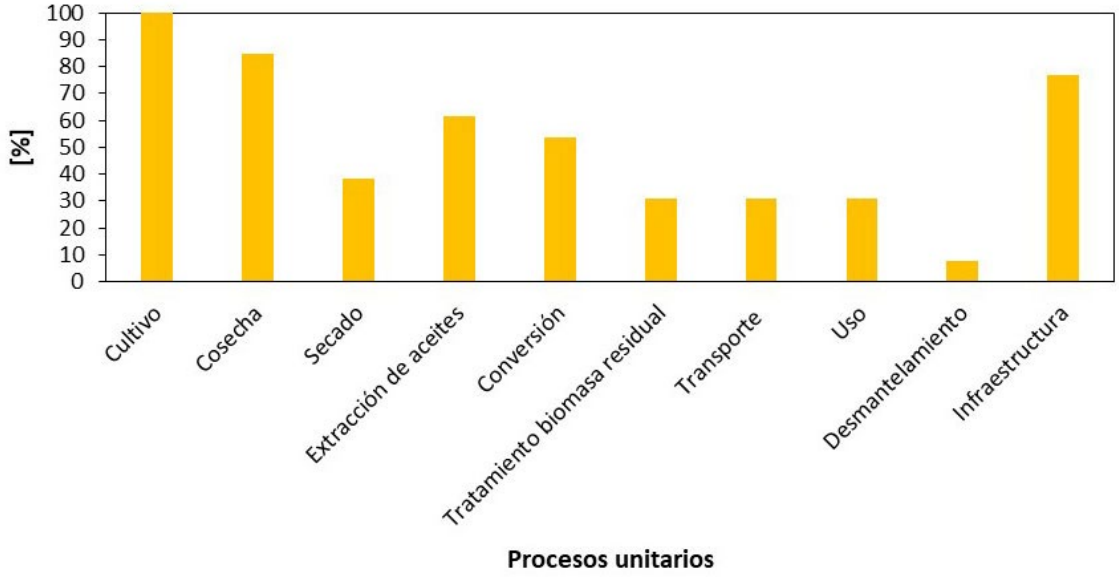
conocer la unidad de referencia utilizada. Un sistema puede tener distintas funciones posibles, por lo que la unidad funcional debe ser definida (ISO, 2006a).

3.3. Límites del sistema. Procesos unitarios seleccionados

Entre los productos energéticos obtenidos a partir de microalgas, el biodiésel es el más estudiado hasta la actualidad. Su proceso de producción presenta numerosas variaciones, que son objeto de estudio con el fin de hallar las mejores opciones. No obstante, la obtención de biodiésel y de otros biocombustibles de tercera generación incluye, en general, el cultivo de las microalgas, la cosecha y el acondicionamiento de la biomasa y los procesos de conversión.

Los procesos unitarios que se consideran dentro de los límites del sistema del producto estudiado varían en cada caso. En la Figura 1 puede observarse que el cultivo de las microalgas (en FBR) se halla dentro de los límites del sistema en todos los casos seleccionados. La cosecha de la biomasa, es decir la separación de la biomasa de microalgas de su medio de cultivo, es un proceso estudiado en 11 de los 13 casos. La construcción o ensamblaje de la infraestructura se considera en 10 trabajos. La extracción de aceites y la conversión de estos en biodiésel son procesos que sólo se contemplan en aquellos estudios que tienen al biodiésel como producto principal del sistema, y se examinan en 8 y 7 de estos trabajos, respectivamente. El secado de la biomasa de microalgas se observa en 5 de los casos analizados. El tratamiento de la biomasa residual, el transporte (de insumos o de productos) y el uso del biocombustible son procesos que se examinan en pocos artículos. Finalmente, el desmantelamiento de la infraestructura (fin de vida) se considera en un solo caso.

Figura 1: Distribución porcentual de los trabajos en función de los procesos unitarios considerados dentro de los límites del sistema-producto.



Si bien se pueden agrupar los procesos unitarios en categorías como las mencionadas más arriba (cultivo, cosecha, secado, etc.), es necesario observar que, entre los trabajos, los procesos de una misma categoría varían en función del sistema estudiado y los supuestos adoptados por cada autor. Los tipos de FBR y los parámetros de operación escogidos (aporte de nutrientes, medio de cultivo utilizado, concentración de la biomasa, tiempo de cultivo, especie de microalga, inyección de aire, etc.) son diferentes, influyendo en los flujos de entrada y salida de los procesos unitarios.

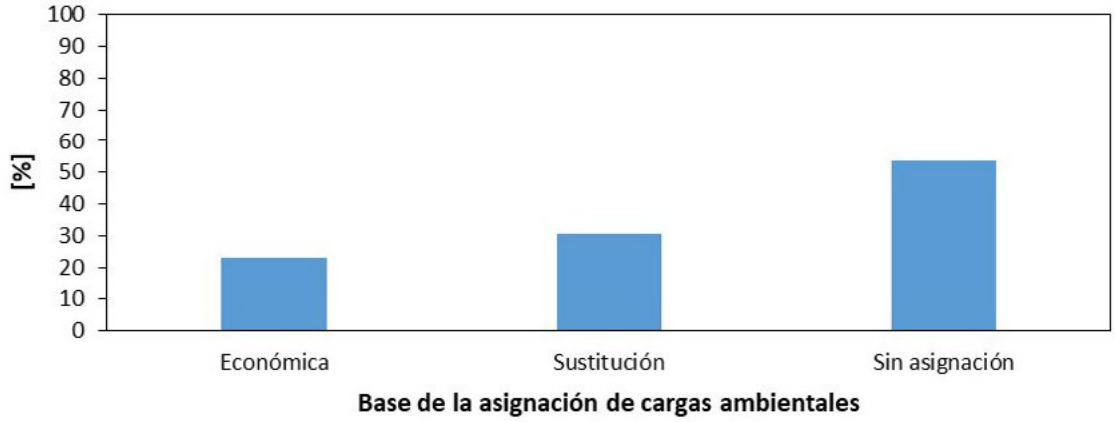
3.4. Procedimientos de asignación de cargas ambientales utilizados

La Figura 2 denota que en 3 trabajos se realizó la asignación de cargas ambientales con base en el valor económico de los productos y co-productos, en 4 de ellos se utilizó la estrategia de sustitución o expansión de los límites del

sistema (forma recomendada por la norma ISO 14044, 2006b) y ningún estudio lo hizo en base a propiedades físicas, como la masa y la energía. Cabe destacar que Stephenson et al. (2010) seleccionaron el procedimiento de expansión de límites y de asignación en base económica para diferentes co-productos generados, lo que origina una superposición en los resultados mostrados en la Figura 2.

Por otra parte, se advierte que la mayor parte de los trabajos analizados no realiza asignación de cargas ambientales entre el producto y los co-productos del sistema. Esto puede deberse a que el producto estudiado sea la biomasa de microalgas, donde no se reporta la existencia de co-productos, lo que ocurre en 5 de los trabajos estudiados. En otros estudios (Resurreccion et al., 2012 y Dufour et al., 2011) se considera la producción de biodiésel y no se habla de la generación de co-productos; sin embargo, se conoce que la obtención de este biocombustible se asocia a la generación de otros productos (Trivedi et al., 2015; Zhu, 2015; Zaimes y Khanna, 2014), por lo que debería haberse seguido algún procedimiento de asignación.

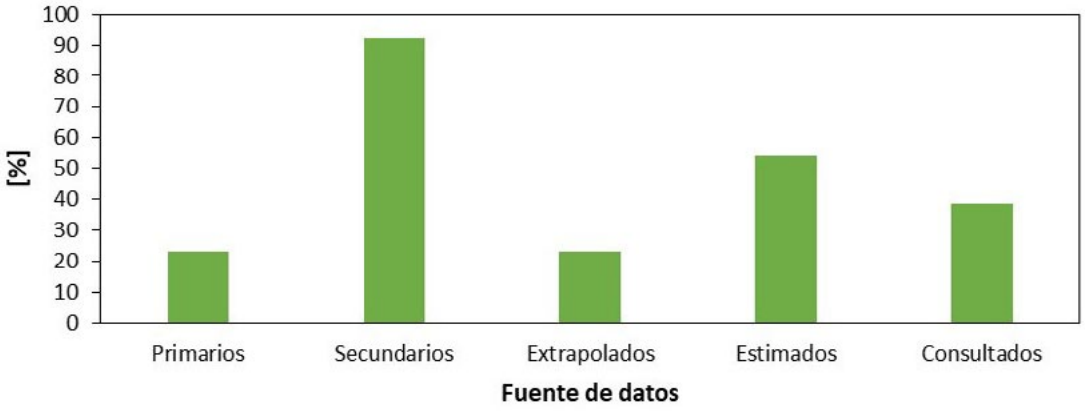
Figura 2: Distribución porcentual de los trabajos en función de la base utilizada para asignar cargas ambientales entre co-productos del sistema.



3.5. Fuentes de datos

En la figura 3 se observa que la mayoría de los trabajos se basó en datos secundarios, es decir, que no procedían de mediciones hechas por los autores. Una pequeña proporción de estudios fue realizada sobre la base de datos primarios, combinados principalmente con datos secundarios. Hay un alto aporte de datos que provienen de estimaciones, generalmente de supuestos adoptados por el conocimiento de procesos considerados similares. Los datos consultados se encuentran en 5 trabajos y los datos extrapolados, sólo en 3 de ellos. La superposición de los resultados se origina porque la mayoría de los autores usó conjuntamente datos de distintas fuentes. Cabe destacar que sólo 1 de los 13 trabajos (Brentner et al., 2011) incluyó un análisis de incertidumbre para evaluar sus resultados, destacando la importancia de realizarlo por haber utilizado información de fuentes secundarias.

Figura 3: Distribución porcentual de los trabajos en función de las fuentes de datos utilizadas.



3.6. Métodos de Evaluación de Impactos de Ciclo de Vida (EICV) y categorías de impacto usadas

Los métodos utilizados para realizar la Evaluación de Impactos de Ciclo de Vida también son una fuente de variación entre los estudios realizados. Algunos de los métodos elegidos por los autores fueron CML 2001, TRACI 3.01, BEES 4.02, IMPACT 2002+, EDIP 2003. La selección de distintos métodos implica diferencias en los resultados de la EICV, ya que las categorías de impacto varían entre métodos, así como los factores de caracterización para cada una de ellas.

Se encontró que el calentamiento global y la eutrofización son las categorías de impacto más consideradas, ya que se evaluaron en el 92% y en el 62% de los casos, respectivamente. Los impactos por uso de agua, la acidificación y el agotamiento de ozono se examinaron en el 38% de los trabajos; mientras que algunos aspectos ambientales, como el uso del suelo o la demanda de energía no renovable, se evaluaron en muy pocos casos.

Por otra parte, se halló que el 46% de las publicaciones no realiza balances energéticos, denotando una falencia importante en estos estudios. En las publicaciones que presentan balance energético, los autores escogieron diferentes metodologías e indicadores para realizarlo. Brentner et al. (2011) e Itoiz et al. (2012) recurrieron al indicador Net Energy Balance (NER) (en español, balance neto de energía), calculado como la diferencia entre la energía producida y la energía utilizada en el sistema. En ambas publicaciones se utilizó el método Cumulative Energy Demand (en español, demanda acumulada de energía) (Frischknecht et al., 2007) para calcular la demanda directa e indirecta de energía. Jorquera et al. (2010), Dufour et al. (2011) y Batan et al. (2010) también utilizaron el indicador NER, pero calculado como cociente entre la energía producida y la energía demandada, en los dos primeros casos, y como cociente entre la energía demandada y la energía producida, en el último. Batan et al. (2010) utilizaron el modelo GREET 1.8c modificado para estimar los requerimientos de energía, mientras que en las otras dos publicaciones no se explicita el método de cálculo. Resurreccion et al. (2012)

usaron el indicador Energy Return on Investment (EROI) (en español, tasa de retorno de energía), calculado como el cociente entre la energía producida y la energía demandada. Por último, Monari et al. (2015) emplearon el indicador Non-renewable energy investment in energy delivered (NEIED) (en español, inversión de energía no renovable en energía entregada), calculado como el cociente entre la energía no renovable utilizada directa e indirectamente y el contenido energético del combustible. La energía no renovable requerida fue estimada como Non-renewable energy consumption (en español, consumo de energía no renovable), utilizando el método propuesto por Humbert et al. (2014). Las discrepancias observadas en la metodología y en los indicadores seleccionados para realizar los balances energéticos también constituyen un obstáculo para la comparación de resultados.

3.7. Otros

El 46% de los trabajos utiliza como referencia las normas ISO 14040 y 14044 para la realización del Análisis de Ciclo de Vida de los sistemas en estudio. Soratana y Landis (2011) siguen las recomendaciones de la Algae Biomass Organization (ABO), mientras que Resurreccion et al. (2012) se guían por el manual desarrollado por el International Reference Life Cycle Data System (ILCD).

3.8. Análisis de los aspectos evaluados y recomendaciones

El producto evaluado constituye uno de los primeros impedimentos para comparar resultados obtenidos en distintos trabajos, porque no se pueden contrastar estudios que evalúan productos con distinta función. Por esta razón, se sugiere evaluar productos cuya finalidad es la provisión de energía, por ejemplo biodiésel. También se considera necesario identificar todos los co-productos del sistema.

La elección de las unidades funcionales es un aspecto crítico cuando se están evaluando distintos sistemas para garantizar que las comparaciones se

realizan sobre una base común. Por lo tanto, la unidad funcional es otro de los aspectos que condiciona la comparabilidad de los estudios de ACV de sistemas de obtención de productos de microalgas, ya que algunos casos que evalúan el mismo producto poseen unidades funcionales diferentes, es decir, no tienen una base común que garantice una correcta comparación. Al evaluar sistemas que tienen la finalidad de producir energía, se recomienda utilizar unidades funcionales en base energética, como por ejemplo 1 MJ generado. Además, es conveniente informar el poder calorífico del producto analizado para no generalizar las equivalencias energéticas entre productos, puesto que una misma cantidad de energía puede provenir de diferentes cantidades de productos energéticos de distinta composición. Esto también facilitará la comparación con los estudios desarrollados para otros combustibles.

La selección de los límites del sistema es un motivo importante de discrepancia hallado entre los distintos estudios de ACV, que introduce incertidumbre en las comparaciones realizadas para llegar a una conclusión general, lo que se advierte también en el trabajo de Collet et al. (2015). En este sentido, Carneiro et al. (2017) observan que el interés en la generación de biocombustibles de tercera generación, principalmente biodiésel, incrementó el número de publicaciones; pero el estado inicial de desarrollo de esta tecnología y la existencia de diversas opciones de producción contribuyen con el incremento de la variabilidad y la incertidumbre de los resultados de los ACV, dificultando considerablemente la generación de conclusiones. Por tanto, se propone incluir todos los procesos necesarios para la obtención de biodiésel (u otro biocombustible), es decir, adoptar el enfoque “de la cuna a la puerta”, evitando la exclusión arbitraria de procesos unitarios.

Respecto a la elección de los procedimientos de asignación de cargas ambientales, Zaimes y Khanna (2014) exponen que este aspecto tiene un impacto significativo en el desempeño energético y ambiental de los sistemas de producción de microalgas. Por esta razón, los diferentes procedimientos de asignación utilizados en estos trabajos contribuyen con la discrepancia

existente en los resultados y con la dificultad para su comparación. En concordancia con la norma ISO 14044 (2006b), se propone evitar la asignación de cargas expandiendo los límites del sistema o aplicar diversas estrategias de asignación y evaluar sus consecuencias, lo que podría ser de interés al evaluar sistemas que se encuentran en una fase inicial de desarrollo. Se desaconseja el uso de la asignación en base económica, puesto que aún no existen valores de mercado para los biocombustibles de tercera generación, lo cual incrementa la incertidumbre de los supuestos adoptados.

Por otra parte, la evaluación de estos biocombustibles es particularmente desafiante porque no existen, hasta la actualidad, plantas industriales y hay pocas plantas experimentales en operación (Collet et al., 2015; Carneiro et al., 2017). Esto se ve reflejado en el escaso número de trabajos que se realizan con datos primarios, obtenidos directamente por medición de los flujos de entrada y salida de los procesos unitarios del sistema. Muchos estudios plantean sistemas hipotéticos construidos en base a supuestos, incluyendo datos provenientes de procesos que no son equivalentes o de experiencias de laboratorio realizadas en condiciones diferentes. Sin duda, este punto constituye una fuente de incertidumbre en los resultados alcanzados por los estudios analizados y no permite que se obtengan conclusiones certeras. En este sentido, los estudios de ACV deberían incluir análisis de incertidumbre para cuantificar el efecto de la variación simultánea de todos los parámetros de los modelos construidos (Sills et al., 2013). Por lo tanto, es necesario incrementar el número de estudios de ACV que analicen la obtención de biocombustibles de microalgas en plantas piloto o experimentales, reduciendo el número de supuestos sustentados en datos menos confiables. Además, es fundamental incorporar análisis de incertidumbre de los datos utilizados cuando se trabaja con datos de fuentes secundarias. De este modo se podrá arribar a conclusiones más seguras y comparables.

Conjuntamente, aunque aún no exista estandarización suficiente para realizar declaraciones ambientales de biocombustibles, es necesario que los

estudios muestren un perfil de impactos ambientales completo, explorando no sólo el potencial de calentamiento global, sino otras categorías. Esto coincide con lo manifestado por Collet et al. (2015), quienes recomiendan proveer información sobre otros impactos, además del calentamiento global. Estos autores también expresan la necesidad de tener en consideración impactos relacionados con el uso de fertilizantes (acidificación y eutrofización) y productos fitosanitarios (toxicidad humana y ecotoxicidad), impactos por el cambio en el uso del suelo y por el consumo de agua. En este trabajo se cree oportuno contemplar estos impactos, excepto el cambio en el uso del suelo, que no se asume de gran significancia para sistemas cerrados de cultivo de microalgas. Asimismo, se considera importante la evaluación de otros aspectos ambientales relacionados con las emisiones a la atmósfera, como el agotamiento del ozono y la oxidación fotoquímica.

De igual modo, al analizar productos cuya función es la provisión de energía, es esencial comprobar que son capaces de entregar más energía de la que se requiere para generarlos. Además, la realización de balances energéticos permite comparar la aptitud energética de la tercera generación de biocombustibles con las otras y con los combustibles fósiles. Por consiguiente, se sugiere enfáticamente la elaboración de balances energéticos de productos energéticos de microalgas, que consideren las entradas directas e indirectas de energía para su producción, coincidiendo con lo recomendado por Collet et al. (2015). A tal efecto, se propone utilizar el indicador NER, calculado como cociente entre la energía contenida en el producto y la energía requerida para generarlo, puesto que es el indicador más utilizado en los trabajos revisados. Se recomienda utilizar el método Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2007) para estimar los requerimientos de energía directa e indirecta, porque expresa los resultados en unidades de energía primaria utilizada.

Por último, si bien este trabajo se realizó siguiendo los lineamientos establecidos por las normas ISO 14040 y 14044, se destaca la importancia de realizar estudios de ACV sobre la base de cualquier estándar reconocido.

4. Conclusiones

Las disparidades en las consideraciones metodológicas y en los supuestos adoptados en los estudios con enfoque de ciclo de vida de sistemas de producción de microalgas en FBR no permiten realizar comparaciones seguras, que posibiliten arribar a conclusiones generales acerca de los impactos y beneficios aportados por ellos. Si bien estos estudios constituyen una base para el conocimiento de estos sistemas, la dificultad para comparar sus resultados provoca controversias que deben ser solucionadas para el desarrollo de los biocombustibles de tercera generación.

En este trabajo se halló que existe discrepancia entre los estudios analizados por todos los aspectos evaluados. Para comparar productos es necesario que estos sean similares o que, al menos, posean la misma función, manifestada en la unidad funcional seleccionada. Por otra parte, es importante que los límites del sistema sean compatibles, ya que la inclusión de determinados procesos unitarios en algunos estudios, y la exclusión en otros, probablemente conducirá a resultados incomparables. Además, la procedencia de los datos es un aspecto que influye en la incertidumbre de los resultados, aumentando o disminuyendo la confiabilidad de los diferentes estudios. Por su parte, la asignación de cargas ambientales es necesaria para asociar los impactos debidos a la generación de un producto, sin incurrir en estimaciones por exceso o por defecto. En consecuencia, se considera que el producto principal analizado, la unidad funcional elegida, los límites del sistema (procesos unitarios incluidos), las fuentes de datos usados y los procedimientos de asignación de cargas ambientales son los aspectos que pueden influir con mayor fuerza en los resultados. Por otro lado, existen muchos métodos de evaluación de impacto válidos y la elección de ellos queda sujeta al criterio del investigador, razón por la cual no se considera como un aspecto de relevancia.

Se asume, entonces, que es necesario armonizar las elecciones metodológicas de futuros estudios de ACV para posibilitar su comparación, con el objeto

de obtener conclusiones válidas sobre la producción de microalgas para la generación de energía. A partir de lo analizado en la sección 3.8, se sugieren las siguientes recomendaciones:

- *adoptar como unidad funcional 1 MJ de energía, cuando la finalidad del sistema es la producción de energía;*
- *incluir todos los procesos necesarios para la obtención del biocombustible (enfoque "de la cuna a la puerta");*
- *expandir los límites del sistema para evitar la asignación de cargas o bien aplicar más de un procedimiento de asignación para evaluar sus consecuencias;*
- *incrementar los estudios realizados con datos de plantas experimentales e incluir análisis de incertidumbre;*
- *reportar un perfil de múltiples impactos ambientales;*
- *incluir balances energéticos de los productos energéticos de microalgas, utilizando indicadores como el NER.*

Se propone con insistencia tomar en consideración las recomendaciones aquí realizadas, dirigidas a colaborar con la evaluación de los impactos ambientales de los sistemas de producción de microalgas.

Referencias

ABOMOHRA, A., JIN, W., TU, R., HAN, S., EID, M., ELADEL, H. Microalgal biomass production as a sustainable feedstock for biodiésel: Current status and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016, 64, 596-606. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.06.056

AHMAD, A.L., MAT YASIN, N.H., DEREK, C.J.C., LIM, J.K. Microalgae as a sustainable energy source for biodiésel production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2011, 15, 584-593. https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.09.018

ASSEMANY, P. P., CALIJURI, M. L., TANGO, M. D., COUTO, E. A. Energy potential of algal biomass cultivated in a photobioreactor using effluent from a meat

processing plant. *Algal Research.* 2016, 17, 53-60. https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.04.018

BATAN, L., QUINN, J., WILLSON, B., BRADLEY, T. Net energy and greenhouse gas emission evaluation of biodiésel derived from microalgae. *Environmental Science and Technology*. 2010, 44, 20, 7975-7980. DOI: 10.1021/es102052y

BRENNAN, L., OWENDE, P. Biofuels from microalgae - A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2009, 14, 2, 557-577. https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.10.009

BRENTNER, L., ECKELMAN, M., ZIMMERMAN, J. Combinatorial Life Cycle Assessment to Inform Process Design of Industrial Production of Algal Biodiésel. *Environmental Science and Technology*. 2011, 45, 7060-7067. DOI: 10.1021/es2006995

CARNEIRO, M., PRADELLE, F., BRAGA, S., GOMES, M., MARTINS, A., TURKOVICS, F., PRADELLE, R. Potential of biofuels from algae: Comparison with fossil fuels, ethanol and biodiésel in Europe and Brazil through life cycle assessment (LCA). *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2017, 73, 632-653. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.152

CHISTI, Y. Biodiésel from microalgae. *Science Direct-Biotechnology Advances.* 2007, 25, 294-306. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.02.001

COLLET, P., LARDON, L., HÉLIAS, A., BRICOUT, S., LOMBAERT-VALOT, I., PERRIER, B., LÉPINE, O., STEYER, J., BERNARD, O. Biodiésel from microalgae-Life cycle assessment and recommendations for potential improvements. *Renewable Energy.* 2014, 71, 525-533. https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.06.009

COLLET, P., HÉLIAS, A., LARDON, L., STEYER, J., BERNARD, O. Recommendations for Life Cycle Assessment of algal fuels. *Applied energy.* 2015, 154, 1089-1102. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.056

DUFOUR, J., MORENO, J., RODRÍGUEZ, R. Life cycle assessment of biodiésel production from microalgae oil: effect of algae species and cultivation system. *Towards Life Cycle Sustainability Management.* 2011, 437-442.

FRISCHKNECHT R., JUNGBLUTH N., ALTHAUS H., BAUER C., DOKA G., DONES R., HISCHIER R., HELLWEG S., HUMBERT S., KÖLLNER T., LOERINCIK Y., MARGNI M., NEMECEK T. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Dübendorf: 2007.

GRIERSON, S., STREZOV, V., BENGTSSON, J. Life cycle assessment of a microalgae biomass cultivation, bio-oil extraction and pyrolysis processing regime. *Algal Research*. 2013, 2, 299-311. https://doi.org/10.1016/j.algal.2013.04.004

HALLENBECK, P. C., GROGGER, M., MRAZ, M., VEVERKA, D. Solar biofuels production with microalgae. *Applied Energy*. 2016, 179, 136-145. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.024

HUMBERT, S., MARGNI, M., JOLLIET, O. IMPACT 2002+: user guide. *Draft for version*. 2014, 2.

ISO. International Standard 14040. Life Cycle Asessment. Requirements and guidelines. International Organization for Standardization. Geneva: 2006a.

ISO. International Standard 14044. Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and guidelines. International Organization for Standardization. Geneva: 2006b.

ISO. International Standard 14025. Environmental labels and declarations-Type III environmental declarations- Principles and procedures. International Organization for Standardization. Geneva: 2006c.

ITOIZ, E.S., FUENTES-GRÜNEWALD, C., GASOL, C.M., GARCÉS, E., ALACID, E., ROSSI, S., RIERADEVALL, J. Energy balance and environmental impact analysis of marine microalgal biomass production for biodiésel generation in a photobioreactor pilot plant. *Biomass and bioenergy*. 2012, 39, 324-335. ttps://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.01.026

JORQUERA, O., KIPERSTOK, A., SALES, E.A., EMBIRUÇU, M., GHIRARDI, M.L. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. *Bioresource Technology*. 2010, 101, 1406-1413. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.038

LI, Y., HORSMAN, M., WU, N., LAN, C., DUBOIS-CALERO, N. Biofuels from microalgae. *Biotechnology Progress*. 2008, 24, 4, 815-820. DOI: 10.1021/bp070371k

LIU, X., SAYDAH, B., ERANKI, P., COLOSI, L. M., MITCHELL, B. G., RHODES, J., CLARENS, A. F. Pilot-scale data provide enhanced estimates of the life cycle energy and emissions profile of algae biofuels produced via hydrothermal liquefaction. *Bioresource technology*. 2013, 148, 163-171. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.112

MONARI, C., RIGHI, S., OLSEN, S. Greenhouse gas emissions and energy balance of biodiésel production from microalgae cultivated in photobioreactors in

Denmark: a lifecycle modeling. *Journal of Cleaner Production*. 2015, 112, 4084-4092. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.112

MU, D., MIN, M., KROHN, B., MULLINS, K., RUAN, R., HILL, J. Life Cycle Environmental Impacts of Wastewater-Based Algal Biofuels. *Environmental Science and Technology.* 2014, 48, 11696-11704. DOI: 10.1021/es5027689

OILGAE. Comprehensive Report on Attractive Algae Product Opportunities – Preview. Tamilnadu: 2014.

PÉREZ-LÓPEZ, P., DE VREE, J. H., FEIJOO, G., BOSMA, R., BARBOSA, M. J., MOREIRA, M. T., KLEINEGRIS, D. M. Comparative life cycle assessment of real pilot reactors for microalgae cultivation in different seasons. *Applied Energy.* 2017, 205, 1151-1164. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.102

RAWAT, I., KUMAR, R. R., MUTANDA, T., BUX, F. Biodiésel from microalgae: a critical evaluation from laboratory to large scale production. *Applied energy*. 2012, 103, 444-467. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.10.004

RESURRECCION, E., COLOSI, L., WHITE, M., CLARENS, A. Comparison of algae cultivation methods for bioenergy production using a combined life cycle assessment and life cycle costing approach. *Bioresource Technology.* 2012, 126, 298-306. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.038

SAGA, K., HASEGAWA, F., MIYAGI, S., ATOBE, S., OKADA, S., IMOU, K., OSAKA, N., YAMAGISHI, T. Comparative evaluation of wet and dry processes for recovering hydrocarbon from *Botryococcus Braunii. Applied Energy. 2015*, 141, 90-95. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.12.018

SANDER, K., MURTHY, G. Life cycle analysis of algae biodiésel. *International Journal of Life Cycle Assessment.* 2010, 15, 704-714. doi:10.1007/s11367-010-0194-1

SILLS, D., PARAMITA, V., FRANKE, M., JOHNSON, M., AKABAS, T., GREENE, C., TESTER, J. Quantitative uncertainty analysis of life cycle assessment for algal biofuel production. *Environmental science & technology.* 2013, 47, 687-694. dx.doi.org/10.1021/es3029236

SILVA, A., CARTER, R., MERSS, F., CORREA, D., VARGAS, J., MARIANO, A., ORDONEZ, J., SCHERER, M. Life cycle assessment of biomass production in microalgae compact photobioreactors. *GCB Bioenergy.* 2015, 7, 184-194. DOI: 10.1111/gcbb.12120

SORATANA, K., LANDIS, A. Evaluating industrial symbiosis and algae cultivation from a life cycle perspective. *Bioresource Technology.* 2011, 102,

6892-6901. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.018

STEPHENSON, A., KAZAMIA, E., DENNIS, J., HOWE, C., SCOTT, S., SMITH, A. Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiésel Production in the United Kingdom: A Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors. *Energy Fuels*. 2010, 24, 4062-4077. DOI: 10.1021/ef1003123

SUGANYA, T., VARMAN, M., MASJUKI, H.H., RENGANATHAN, S. Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2015, 55, 909-941. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.11.026

THOMASSEN, G., VAN DAEL, M., LEMMENS, B., VAN PASSEL, S. A review of the sustainability of algal-based biorefineries: Towards an integrated assessment framework. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2017, 68, 876-887. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.02.015

TRIVEDI, J., AILA, M., BANGWAL, D.P., KAUL, S., GARG M.O. Algae based biorefinery-How to make sense? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2015, 47, 295-307. https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.052

XU, L., BRILMAN, D. W. W., WITHAG, J. A., BREM, G., KERSTEN, S. Assessment of a dry and a wet route for the production of biofuels from microalgae: energy balance analysis. *Bioresource technology.* 2011, 102, 8, 5113-5122. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.01.066

ZAIMES, G., KHANNA, V. The role of allocation and coproducts in environmental evaluation of microalgal biofuels: How important? *Sustainable Energy Technologies and Assessments*. 2014, 7, 247-256. https://doi.org/10.1016/j.seta.2014.01.011

ZHU, L. Biorefinery as a promising approach to promote microalgae industry: An innovative framework. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2015, 41, 1376-1384. https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.040

R. Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida, Brasília, v. 2, n. 1, p. 60-90, jan./jun. 2018

Impactos sociales del espárrago en Perú: Identificación y evaluación de impactos sociales en la etapa de procesamiento del espárrago blanco fresco en La Libertad (Perú), mediante la técnica Social Life Cycle Assessment (S-LCA)

Social impacts of asparagus in Peru: Identification and evaluation of social impacts in the processing stage of fresh white asparagus in La Libertad (Peru), using the technique Social Life Cycle Assessment (S-LCA)

Impactos sociais dos aspargos no Peru: Identificação e avaliação de impactos sociais na fase de processamento de aspargos brancos frescos em La Libertad (Peru), utilizando a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida Social (S-LCA)

Submetido em 2 de março 2017
Aceito em 13 de dezembro 2017
Disponível em 3 de outubro 2018

César Terán*

*Socio fundador e investigador de Himmel Sustainability Research
cesar.teran@live.com

Resumen

La investigación presenta un caso de estudio de identificación y evaluación de impactos sociales en la producción del espárrago blanco fresco en Perú, contando con la participación de una empresa representativa del rubro agroexportador. Se utilizó la técnica Social Life Cycle Assessment (S-LCA), considerando solamente la etapa de procesamiento, en la cual se presentan diversas actividades orientadas a transformar la materia prima en producto terminado. En ese sentido, se definieron 3 categorías de stakeholders, 15 subcategorías y 67 indicadores específicos, para los cuales se recolectó información de fuentes secundarias y primarias. Para la evaluación de impactos se adaptó una metodología existente, basada en la evaluación del desempeño y la evaluación de impactos de cada subcategoría. Los resultados de análisis determinan que la empresa muestra niveles satisfactorios en materia de responsabilidad social empresarial, generando, en la mayoría de casos, impactos positivos en sus grupos de interés.

Palabras clave: *Análisis del Ciclo de Vida Social (S-ACV). Evaluación de Impactos Sociales. Espárrago.*

Abstract

The research presents a case study of identification and evaluation of social impacts in the production of fresh white asparagus in Peru, with the participation of a leader company of the agro-export sector. The technique used was Social Life Cycle Assessment (S-LCA), considering only the processing stage, in which several activities are completed in order to transform the raw material into finished product. Accordingly, the research team defined 3 categories of stakeholders, 15 subcategories and 67 specific indicators, for which information was collected from secondary and primary sources. An existing methodology, based on performance evaluation and impact assessment of each subcategory, was adapted for the impact assessment. The results of the assessment determine that the company shows satisfactory levels of corporate social responsibility, generating, in most cases, positive impacts on its stakeholders.

Keywords: *Social Life Cycle Assessment (S-LCA). Social Impact Assessment. Asparagus*

Resumo

A pesquisa apresenta um estudo de caso de identificação e avaliação de impactos sociais na produção de aspargos brancos frescos no Peru, com a participação de uma empresa líder do setor de agroexportação. A técnica utilizada foi a Avaliação do Ciclo de Vida Social (S-LCA), considerando apenas a etapa de processamento, em que várias atividades são concluídas para transformar a matéria-prima em produto acabado. Desta forma, a equipe de pesquisa definiu três categorias de atores, 15 subcategorias e 67 indicadores específicos, para os quais foram coletadas informações de fontes primárias e secundárias. Uma metodologia existente, baseada na avaliação do desempenho e na avaliação do impacto de cada subcategoria, foi adaptada para a avaliação de impacto. Os resultados da avaliação determinam que a empresa demonstre níveis satisfatórios de responsabilidade social corporativa, gerando, na maioria dos casos, impactos positivos sobre seus stakeholders.

Palavras-chave: *Avaliação do Ciclo de Vida Social (S-LCA). Avaliação de Impacto Social. Aspargos.*

1. Introducción

El caso de estudio presentado a continuación es producto de una investigación realizada en Perú entre los años 2012 y 2014, orientada a identificar y evaluar los impactos sociales en la etapa de procesamiento del espárrago blanco fresco. Para este fin, se contó con la participación de la empresa Danper[1], la cual ha sido considerada debido a su importante participación en el sector agroexportador a nivel peruano.

1.1. El cultivo del espárrago en Perú

En Perú, el cultivo del espárrago se concentra actualmente en los departamentos de La Libertad, Ancash, Lima e Ica, debido a las óptimas condiciones climáticas presentes en la franja costera[2]. Estas condiciones permiten el cultivo del espárrago durante todo el año, realizándose dos campañas: Marzo-junio y octubre-diciembre. En el departamento de La Libertad se cultivan principalmente espárragos blancos, los cuales son exportados como espárrago en conserva, mientras que en las demás zonas productivas se cultiva principalmente, espárragos verdes, exportados como espárragos frescos (MINAG, 2012a). La superficie total cultivada en 2012 fue de 33,063 hectáreas, mostrando un crecimiento promedio anual de 4.3% desde el 2000. Asimismo, el rendimiento promedio por hectárea en 2012 fue de 11,153 kg/ha, el tercero más alto del mundo luego de Irán y Polonia[3], superando en más del 100% a China, el mayor productor global de espárragos[4] (MINAG, 2012b).

1 http://www.danper.com

2 Temperaturas templadas/cálidas y bajo nivel de precipitaciones.

3 En 2012, los rendimientos promedio de Irán y Polonia fueron de 21,694 y 11,694 kg/ha respectivamente. Sin embargo, la producción de ambos países fue bastante reducida, registrando un total de 19,500 T en el caso de Irán, y 2,500 T para Polonia, lo cual representa el 5.8% de la producción peruana para el mismo año (FAO/estadísticas).

4 En 2012 la producción de espárragos de China fue de 7.3 millones de toneladas métricas, sin embargo el

Por otro lado, la producción nacional en los últimos 10 años ha manteniendo un crecimiento promedio anual de 7.43%, registrando un total de 374,049 toneladas en 2013[5]. Actualmente los departamentos de La Libertad e Ica consolidan el 90% de la producción, con 182,305 T y 152,682 T, respectivamente (MINAG, 2013). Respecto al consumo interno, se estima que este oscila entre el 1% a 3% del total producido (Banco Wiese Sudameris, 2003), debido a que este producto no se encuentra dentro de los hábitos alimenticios del poblador peruano, teniendo un consumo per cápita anual menor a un kilogramo (Agrobanco, 2007). Por esta razón el Perú es considerado un país netamente exportador de espárragos.

El espárrago verde fresco es exportado por vía aérea principalmente a Estados Unidos, mientras que la mayor parte de espárrago blanco en conserva se exporta por vía marítima a la Unión Europea (MINAG, 2012a). Las exportaciones peruanas de espárragos consolidaron en 2013 un valor total de USD FOB 612 millones, 14% mayor que el año anterior, exportando principalmente espárrago fresco (67%), seguido de conserva (25%) y congelado (8%). Los principales destinos fueron Estados Unidos (51.1%), España (11.5%), Reino Unido (8.5%), Países Bajos (7.9%) y Francia (6.8%), (SUNAT, 2014).

1.2. Marco teórico

Social Life Cycle Assessment (S-LCA) es una técnica utilizada para evaluar aspectos sociales y socio-económicos de productos o servicios, y sus potenciales impactos, positivos y/o negativos, a lo largo de su ciclo de vida (UNEP, 2009, p.37). La técnica es relativamente nueva, ya que las discusiones iniciales se dan a inicios de los años 90 y es recién en 2003, cuando UNEP/SETAC reconoce la necesidad de generar consenso y unificar esfuerzos realizados por investigadores en los años previos, por lo que en 2009 publica el documento

rendimiento promedio fue de 5,444 kg/ha, menos de la mitad del rendimiento peruano (FAO/estadísticas).

5 Cabe resaltar que en 2012 y 2013, la producción de espárragos se redujo en 4.16% y 0.51%, respectivamente.

Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products (UNEP, 2009).

Estos lineamientos constituyen hoy el principal referente metodológico para el desarrollo de estudios S-LCA[6], razón por la cual serán la guía metodológica para el desarrollo de esta investigación.

1.3. Revisión de casos de estudio

En primer lugar, se determinó el universo de casos de estudio S-LCA publicados entre el 2009[7] y 2014[8], utilizando la función de búsqueda avanzada de Web of Science (Thomson Reuters), tomando en cuenta parámetros establecidos[9]. Inicialmente se identificaron un total de 30 casos de estudio, de los cuales se consideró solo aquellos desarrollados bajo los lineamientos de UNEP (2009) para estudios S-LCA y que utilizaron categorías de impacto tipo 1[10] exclusivamente. Otros criterios de selección fueron que los casos sean de aplicación real y que utilizaran S-LCA como metodología única[11]. Finalmente se descartaron aquellos casos con restricciones de acceso. La tabla 1 detalla los casos de estudio analizados.

---

6 A pesar que diversos casos de estudio han aplicado estos lineamientos desde su publicación, existen algunas críticas específicas a la metodología. Por ejemplo, Baumann et al. (2013) indica que el marco metodológico se construyó a partir de un consenso o sentido común de los autores, debiendo haberse basado en casos prácticos (Como fue el caso del E-LCA). Además, indica que muchos de los indicadores desarrollados son sesgados y ambiguos.

7 Año de publicación del documento Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products (UNEP, 2009).

8 Año de finalización de la presente investigación (2014).

9 Keywords: “Social life cycle assessment”, “Social LCA”, “S-LCA”, “SLCA”, “Social life cycle impact assessment”, “Social LCIA”, “S-LCIA”, “SLCIA”, “Life cycle sustainability assessment” y “LCSA”. Languages: All. Boolean operator: “OR”. Field tags: Topic or Title. Timespan: 2009-2014. Citation indexes: SCI-Expanded, SSCI y ESCI.

10 Las categorías de impacto tipo 1 consolidan los resultados de las subcategorías en un tema de interés para cada stakeholder, por ejemplo, derechos humanos (UNEP, 2009, p.71).

11 Para enfocar la revisión de casos específicamente en aquellos que utilizaban la técnica S-LCA, no se tomaron en cuenta casos que combinaban S-LCA con LCA o con LCC (P.ej. LCSA, que abarca las tres técnicas). Tampoco se tomaron en cuenta casos en los cuales se realizó un S-LCA de manera parcial o muy enfocados en alguna fase solamente, ni aquellos en los cuales se adaptó la metodología S-LCA para otros usos.

En ese sentido, producto de la revisión de los casos seleccionados, se determinó que la presente investigación, además de aplicar los lineamientos de UNEP (2009) para estudios S-LCA, utilizará y adaptará la metodología de evaluación de impactos sociales desarrollada por Franze & Ciroth para su investigación sobre a rosas cortadas (2011), la misma que fue aplicada posteriormente a un caso sobre una laptop (Ciroth & Franze, 2011).

Tabla 1. Casos de estudio analizados

Autor/es	Producto/servicio	Consolidación	Alcance
Hosseinijou et al., 2014	Concreto y acero	Cat. de impacto	Cradle to grave
Bouzid & Padilla, 2014	Tomates	Subcategorías	Cradle to gate
Arcese et al. 2013	Hospedaje B&B	Subcategorías	Gate to gate
Manik et al., 2013	Biodiesel (Palma)	Puntaje final	Cradle to gate
Aparcana & Salhofer, 2013	Gestión de residuos	Subcategorías	Grave to grave
Ekener-Petersen & Finnveden, 2013	Laptop	Subcategorías	Cradle to grave
Foolmaun & Ramjeeawon, 2013	Botella PET	Puntaje final	Grave to grave
Franze & Ciroth, 2011	Rosas cortadas	Subcategorías	Gate to gate

Nota: Cradle to grave: Incluye todo el ciclo de vida; Cradle to gate: Incluye desde el inicio del ciclo hasta antes de la etapa productiva; Gate to gate: Incluye solo la etapa productiva; Grave to grave: Incluye solo la etapa de desecho.

Fuente: Esquema basado en Wu, Yang, & Chen (2014, p.4211) con información obtenida mediante la búsqueda avanzada en Web of Science. Elaboración: Himmel

2. Metodología (Caso de estudio S-LCA)

A continuación, se plantea del desarrollo del caso S-LCA, siguiendo los lineamientos de UNEP (2009). En ese sentido, se incluyen las siguientes etapas: i. Objetivo y alcance, ii. Análisis del inventario, iii. Evaluación de impactos e,

iv. Interpretación de resultados.

2.1. Objetivo y alcance

2.1.1. Objetivo

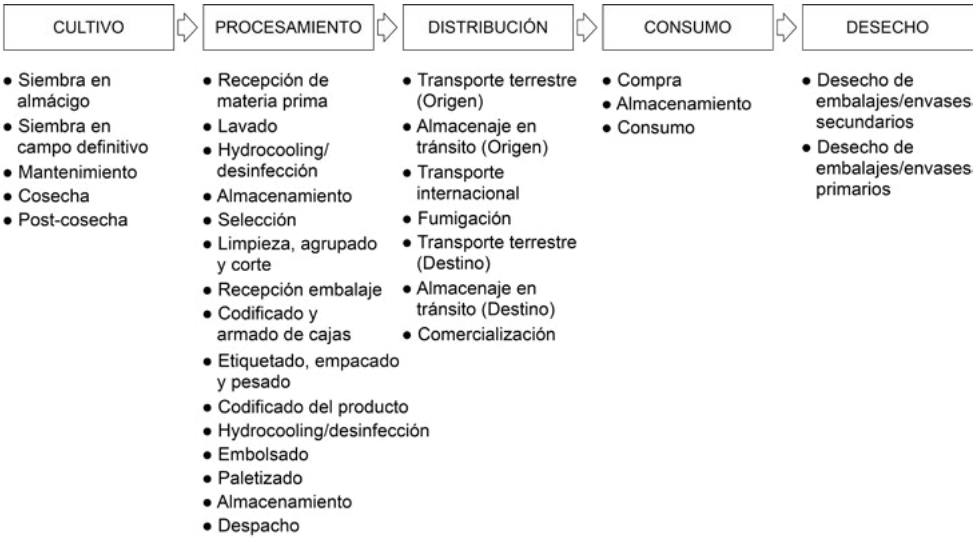
El objetivo principal de la investigación es la identificación y evaluación de potenciales impactos sociales y socio-económicos positivos y/o negativos, derivados del ciclo de vida del espárrago blanco fresco en Perú, aplicando la metodología S-LCA. Asimismo, se busca contribuir a la difusión y a la ampliación de su uso e identificar fortalezas y debilidades, proponiendo oportunidades de mejora.

2.1.2. Alcance

La investigación abarca solamente la etapa de procesamiento, adoptando el enfoque conocido como gate to gate.

En ese sentido, el sistema de producto está compuesto por las 15 actividades de la etapa de procesamiento, mostradas en la figura 1 como parte del ciclo de vida del espárrago blanco fresco. La justificación para esta decisión se basa principalmente en que el equipo investigador considera que los mayores y más relevantes impactos sociales, positivos y/o negativos, se dan en las primeras etapas del ciclo de vida, es decir cultivo y procesamiento. Sin embargo, la etapa de cultivo no fue considerada debido a limitaciones de recursos (Tiempo, dinero, personal, etc.). Asimismo, se considera que en las etapas de distribución, consumo y deshecho/reciclaje, los posibles impactos son considerablemente menores a los que se podrían presentar en las etapas previas, por lo cual no fueron incluidas.

Figura 1. Etapas del ciclo de vida del espárrago blanco fresco.



Elaboración: Himmel

2.1.3. Unidad funcional

La unidad funcional, en términos de las propiedades obligatorias del producto requeridas por el segmento de mercado relevante, se define como 5 kg de espárrago blanco fresco. La presentación elegida es una caja que contiene 10 atados de 500 gr. cada uno. Las especificaciones técnicas detalladas del producto son las siguientes:

- 5 kg de materia prima (10 atados de turiones de espárrago blanco de 500 gr cada uno). La caja cuenta con tratamiento para impresión y perforaciones para ventilación.
- 01 caja de Celuplast[12], con las siguientes dimensiones: 30.2 cm (Alto),

12 El celuplast es un corrugado plástico elaborado a partir de polipropileno copolímero. Es ideal para el envasado y transporte de productos agrícolas ya que es un material resistente, flexible, apilable, lavable, higiénico y 100% reciclable.

25.8 cm (Ancho) y 20.1 cm (Grosor).

- 10 bolsas plásticas Xtend[13] de atmósfera modificada/humedad modificada. Una para cada atado.
- 10 etiquetas (Fajines o pañales) de polietileno con protección externa de PEBD[14] Cristal, con las siguientes dimensiones: 19.6 cm (Alto) y 29.6 cm (Ancho). Una para cada atado.
- 20 ligas sujetadoras de caucho compuesto B (Contenido de caucho: 60%). con las siguientes dimensiones: 3 mm (Alto) x 50 mm (Ancho) x 1 mm (Grosor). Dos para cada atado.

La función social del producto está relacionada principalmente a su alto valor nutricional, ya que contiene fibra, vitaminas C, B1 (Tiamina), y B6, es bajo en grasa y calorías, y no contiene colesterol. A su vez, es rico en ácido fólico, necesario para incrementar las células requeridas para el crecimiento y reparación de tejidos. Finalmente, contiene altos niveles de glutatión, uno de los más importantes combatientes del cáncer (IPEH, 2012). El espárrago, en todas sus variedades, es considerado un producto gourmet dirigido a un segmento con poder adquisitivo medio-alto, consciente de su salud y nutrición, y exigente en cuanto niveles de calidad y seguridad alimentaria. El producto objeto del estudio es exportado a Suiza, Alemania, Países Bajos y Austria. Por otro lado, además del espárrago fresco blanco, existen otras alternativas según el color (Verde, violetas y violetas/verdes) (FAO & OMS, 2005), tipo de procesamiento (Conserva, congelado y deshidratado), y presentación (Tallos largos o cortos, puntas, trozos, trozos y puntas, entre otras). Finalmente, los

13 La tecnología Xtend consiste en un sistema de empaque de atmósfera modificada/humedad modificada (AM/HM), que crea las condiciones óptimas de vida de anaquel para el producto que se encuentra dentro de la bolsa. El polímero del empaque mantiene el balance correcto entre oxígeno y dióxido de carbono, eliminando el exceso de humedad. Este ambiente modificado, suprime el desarrollo de la descomposición producida por microorganismos preservando al mismo tiempo la calidad y el valor nutricional del producto empaquetado (Fuente: www.sp.stepac.com/pages/xtend_technology_es.asp).

14 El Polietileno de Baja Densidad (PEBD), es un polímero 100% reciclable.

productos sustitutos son otras hortalizas como la alcachofa, el brócoli, la coliflor, el palmito y las vainitas.

2.1.4. Categorías de stakeholders y subcategorías

Teniendo en cuenta el alcance de la investigación, se han definido tres categorías de stakeholders: Trabajadores, comunidad local y proveedores. Asimismo, se incluyeron 15 subcategorías, mostradas en la tabla 2.

Tabla 2. Stakeholders & subcategorías

Stakeholders	Subcategorías
1. Trabajadores	1.1. Libertad de asociación y negociación colectiva
	1.2. Trabajo infantil
	1.3. Remuneración adecuada
	1.4. Horas de trabajo
	1.5. Trabajo forzoso
	1.6. Igualdad de oportunidades/discriminación
	1.7. Salud y seguridad en el trabajo
	1.8. Beneficios sociales/seguridad social
	1.9. Acceso a recursos naturales y biológicos, e infraestructura
	1.10. Herencia cultural
	1.11. Condiciones de vida seguras y saludables
	1.12. Participación en la comunidad
	1.13. Empleo local
	1.14. Relaciones con proveedores
	1.15. Promoción de la responsabilidad social
2. Comunidad local	2.1. Acceso a recursos naturales y biológicos, e infraestructura
	2.2. Herencia cultural
	2.3. Condiciones de vida seguras y saludables
	2.4. Participación en la comunidad
	2.5. Empleo local

(Continúa)

3. Proveedores	3.1. Relaciones con proveedores
	3.2. Promoción de la responsabilidad social

Nota:
Trabajdores: Incluye a los trabajadores de las 15 actividades consideradas dentro de la etapa de procesamiento. Cabe resaltar que el número de trabajadores de la planta de empaque de fresco varía durante el año debido a ingresos y ceses estacionales.
Comunidad local: Incluye a los pobladores de las comunidades que se encuentran en el área de influencia de la planta de procesamiento (Ubicada en el distrito de Salaverry, Provincia de Trujillo, La Libertad, Perú).
Provedores: Incluye a los proveedores relacionados con la etapa de procesamiento.

Fuente: UNEP/SETAC S-LCA Guidelines (2009) / Elaboración: Himmel

2.2. Análisis del inventario

2.2.1. Indicadores

Respecto a los indicadores utilizados, estos están basados en los indicadores contenidos en las hojas metodológicas presentadas por UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (UNEP, 2013). En ese sentido, se han considerado 67 indicadores agrupados por subcategorías y por stakeholder. Adicionalmente, se incluyeron indicadores denominados Indicadores de Referencia (IR), los cuales expresan la situación del país, región, industria o comunidad local, siendo considerados sólo para efectos de obtener una idea general del entorno en el cual se desenvuelve la empresa[15]. Finalmente, algunos indicadores contienen referencias a indicadores GRI, mostrándose entre paréntesis el código respectivo. Las tablas 3, 4 y 5 muestran los indicadores para cada stakeholder.

15 A estos indicadores no se les otorgará una puntuación en la etapa de evaluación de impactos.

Tabla 3. Indicadores del stakeholder Trabajadores

Libertad de asociación y negociación colectiva:
• Presencia de sindicatos en el país e industria, principales características e influencia (IR). • Presencia de sindicatos en la empresa, y apoyo brindado a los mismos. • Derecho de libre asociación y negociación colectiva del trabajador. • Participación de los trabajadores en el planeamiento estratégico de decisiones o cambios futuros en la empresa que pudieran afectar las condiciones de trabajo. • Periodo mínimo de preaviso establecido por la organización para cambios operacionales significativos, inclusive si estos cambios están especificados en acuerdos de negociación colectiva (GRI LA5). • Procedimiento de resolución de disputas entre trabajadores y la empresa.
Trabajo infantil:
• Situación en el país respecto al trabajo infantil y porcentaje de niños trabajando a nivel país, región e industria (IR). • Trabajo infantil en la empresa. • Identificación de actividades con riesgo significativo de incidentes de trabajo infantil, y medidas adoptadas para contribuir a la erradicación del trabajo infantil (GRI HR6). • Registro de trabajadores.
Remuneración adecuada:
• Remuneración mínima vital en el país (IR). • Sueldo promedio en el país y sector (IR). • Estructura remunerativa en la empresa. • Comparación del nivel remunerativo más bajo en la empresa con el sueldo mínimo legal. • Nivel de satisfacción respecto al sueldo percibido y la cobertura de necesidades básicas. • Deducciones y/o retenciones no transparentes o poco claras aplicadas a las remuneraciones. • Medios de pago de remuneraciones y frecuencia de pago.
Horas de trabajo:
• Horas promedio de trabajo, incluyendo trabajo en sobretiempo, a nivel país e industria (IR). • Horas promedio de trabajo, incluyendo trabajo en sobretiempo, en la organización. • Comunicación de la jornada de trabajo, horario nocturno y sobretiempo. • Cambios en la jornada laboral establecida. • Cumplimiento del horario de trabajo y sobretiempo.

(Continúa)

Trabajo forzoso:
• Casos de trabajos forzosos en el país y principales regiones y sectores afectados (IR). • Operaciones o actividades dentro de la empresa identificadas como de riesgo significativo de incidentes de trabajos forzosos o involuntarios, y medidas adoptadas para contribuir a la erradicación del trabajo forzoso o involuntario (GRI HR7). • Contratos de trabajo (principales características). • Comprensión de los contratos de trabajo y acuerdo voluntario de los términos y condiciones. • Retención de documentos legales del trabajador. • Término de la relación de trabajo. • Deudas de los trabajadores con la empresa.
Igualdad de oportunidades/discriminación
• Posición del país en índices internacionales de igualdad de género (IR). • Participación de las mujeres en la fuerza laboral en el país (IR). • Políticas formales en la organización sobre la igualdad de oportunidades. • Número total de incidentes de discriminación y acciones tomadas al respecto (GRI HR4). • Mecanismos establecidos para prevenir y erradicar la discriminación. • Composición de los órganos de gobierno y categorización de los trabajadores por género, edad, minorías, membresías a agrupaciones, y otros indicadores de diversidad (GRI LA13). • Ratio de sueldo básico de las mujeres con respecto con el sueldo básico de los hombres, según categorías de empleo (GRI LA14).
Salud y seguridad en el trabajo:
• Tasa de accidentes de trabajo en el país (IR). • Número o porcentaje de heridos o accidentes fatales de acuerdo a cada actividad en la organización. • Política formal concerniente a salud y seguridad. • Medidas preventivas (protocolos y simulacros) respecto a seguridad en el trabajo. • Programas de educación, entrenamiento, consejería, prevención y control de riesgo de enfermedades graves, disponible para los trabajadores, sus familiares y/o miembros de la comunidad (GRI LA8).
Beneficios sociales y seguridad social:
• Principales características de la asistencia médica en el país (IR). • Beneficios sociales otorgados a los trabajadores. • Beneficios otorgados a empleados a tiempo completo que no son otorgados a trabajadores a tiempo parcial o temporales, clasificados por operaciones o actividades principales (GRI LA3). • Incumplimientos en el otorgamiento de las prestaciones en materia de seguridad social y/o beneficios a los trabajadores.

Fuente: Adaptado de las hojas metodológicas presentadas por UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2013)

Tabla 4. Indicadores del stakeholder Comunidad local

Acceso a recursos naturales y biológicos, e infraestructura:
• Los pobladores cuentan con infraestructura adecuada (Luz, agua y alcantarillado, vías de acceso, postas y/o hospitales, escuelas, entre otros) (IR). • Acceso a recursos naturales (agua, aire, suelo) y recursos biológicos (flora y fauna) por parte de la población local. • Proyectos de mejora del acceso de la comunidad a recursos físicos y biológicos; e infraestructura. • Sistema de gestión ambiental (SGA).
Herencia cultural:
• Herencia cultural local (lenguaje, costumbres, religión, creencias, etc.), espacios y objetos culturales.
Condiciones de vida seguras y saludables:
• Aspectos relacionados con la seguridad en la comunidad local. • Aspectos relacionados con la salud de la comunidad local.
Participación en la comunidad:
• Número y descripción de stakeholders locales que interactúan con la empresa (IR). • Promoción de la participación con la comunidad. • Número y descripción de las reuniones de la empresa con stakeholders locales. • Soporte brindado por la empresa para iniciativas o proyectos de la comunidad.
Empleo local:
• Porcentaje de desempleo a nivel país/región/sector (IR). • Porcentaje de trabajadores locales contratados. • Descripción y fortaleza de las políticas de la empresa relacionadas con la promoción de la contratación de trabajadores locales. • Nivel de gastos en proveedores locales y porcentaje sobre el total.

Fuente: Adaptado de las hojas metodológicas presentadas por UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2013)

Tabla 5. Indicadores del stakeholder Proveedores

Relación con proveedores:
• Principales características de la relación de la empresa con los proveedores (IR).
• Número de trabajadores de cada proveedor y descripción de las variables más importantes (sueldo, horas de trabajo, tipo de contrato, etc.).
• Índice de rotación de proveedores.
Promoción de la responsabilidad social:
• Código de conducta de proveedores.
• Derechos laborales de los trabajadores de los proveedores.
• Auditorías a proveedores realizadas por la empresa, respecto a temas de responsabilidad social.
• Promoción de la responsabilidad social entre los proveedores.

Fuente: Adaptado de las hojas metodológicas presentadas por UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2013)

2.2.2. Recolección de información

El requerimiento de información fue enviado a la empresa participante a mediados del 2012, recibiendo la información solicitada en entregas sucesivas durante ese año y el próximo[16]. Recién a fines del 2013 se realizan las entrevistas a los directivos de la empresa[17], las encuestas a los trabajadores[18]

16 Cabe resaltar que durante el 2013 e inicios del 2014, la investigación sufrió diversos retrasos que no permitieron completar la misma en los plazos establecidos. Estos retrasos estuvieron relacionados a las actividades profesionales propias del equipo de investigación.

17 Gerente de Gestión del Capital Humano y Gerente de Responsabilidad Social.

18 Originalmente se tenía pensado realizar encuestas a por los menos 25 trabajadores de la etapa de procesamiento (Específicamente de las actividades de recepción de materia prima, lavado y selección, que concentran alrededor del 44% del total de trabajadores de la planta); sin embargo, debido a que en la fecha de la visita la planta se encontraba con una alta carga de trabajo, solo fue posible encuestar a 10 trabajadores.

y a los pobladores de la comunidad local[19]. Finalmente, a inicios de 2014, se realizaron encuestas a los proveedores[20]. La tabla 6 resume las actividades de recolección de información realizadas, asimismo, el anexo 1 incluye las encuestas aplicadas a trabajadores, pobladores de la comunidad local y proveedores.

Tabla 6. Actividades de recolección de información

Tipo	Instrumentos de recolección	Fuentes principales
Información Secundaria	• Revisión de información en páginas web de diversas instituciones. • Revisión de información impresa (Libros, revistas, periódicos, folletos, etc.)	•Empresa participante • Instituciones estatales • Organismos internacionales • Gremios empresariales • Organizaciones sindicales • Organizaciones civiles • Organizaciones no gubernamentales • Asociaciones sin fines de lucro
Información Primaria	• Entrevistas • Encuestas • Observación directa	• Directivos y personal • Comunidad local • Proveedores.

Elaboración: Himmel

A continuación, se resume la información obtenida para cada stakeholder.

a) Trabajadores

La empresa respeta y promueve el derecho de los trabajadores a asociarse, a formar sindicatos y a negociar colectivamente. Cabe resaltar que, si bien no cuenta con un sindicato formalizado a la fecha, se ha promovido una forma alternativa de representación denominada “clubes”, mediante los

19 Se realizaron 45 encuestas a pobladores de los centros poblados de Alto Moche y Alto Salaverry, los cuales se encuentran en el área de influencia de la planta de fresco (Muchik) y de los cuales provienen cerca del 50% de los trabajadores de la misma.

20 Se obtuvieron 3 respuestas vía mail de proveedores representativos de la etapa de procesamiento.

cuales mantiene canales de comunicación permanente con los trabajadores, a través de representantes designados por estos mismos. Respecto al trabajo infantil, a la fecha no se ha presentado ningún caso de trabajo de menores de edad, debido a que esta mantiene una sólida política de prevención y control de posibles casos de trabajo infantil, lo cual es reconocido también por los trabajadores.

En cuanto a la remuneración, la empresa cuenta con una estructura remunerativa compuesta por categorías de empleo y rangos salariales de acuerdo al cargo desempeñado. Así mismo, cumple con la normativa laboral sobre remuneración mínima aplicable al sector agrario. Finalmente, no se realizan deducciones y/o retenciones no transparentes y el pago se realiza mediante boletas entregadas al trabajador, con una frecuencia variable dependiendo de la categoría de empleo. Las horas promedio de trabajo en la empresa, incluyendo trabajo en sobretiempo, están de acuerdo a la normativa vigente y no exceden los límites establecidos por esta. Así mismo, se realiza una comunicación clara al trabajador sobre su jornada de trabajo, horario nocturno y sobretiempo, lo cual está expresado en el reglamento interno de trabajo y en el contrato de trabajo. Los posibles cambios en la jornada laboral son comunicados oportunamente a los trabajadores mediante diversos canales y se otorga un nivel razonable de flexibilidad, respecto al cumplimiento del horario de trabajo.

Por otro lado, se verificó que, hasta la fecha, no se han presentado casos de trabajo forzoso, especialmente en la etapa de procesamiento ni con los trabajadores de sus proveedores, ya que estos son controlados periódicamente. Se comprobó que los contratos de trabajo establecen claramente aspectos como el nivel de remuneración, jornada y horario de trabajo, feriados y descansos, y condiciones de desvinculación. Así mismo, al menos el 80% de trabajadores encuestados manifestaron entender los términos del contrato de trabajo, indicando que accedieron a estos libremente. La empresa tampoco retiene, bajo ninguna circunstancia, documentos legales de los trabajadores, ni obliga

a los mismos a trabajar contra su voluntad hasta cancelar deudas adquiridas con ésta. Por último, los trabajadores son libres de finalizar la relación laboral en cualquier momento, teniendo en cuenta el procedimiento establecido en el reglamento de trabajo.

La empresa cuenta con políticas formales relativas a la igualdad de oportunidades y a la prevención de casos de discriminación de cualquier tipo (género, religión, condición social, discapacidad, etc.), lo cual es reconocido por el 100% de trabajadores encuestados. Así mismo, cuenta con canales formales para que estos puedan denunciar posibles casos de discriminación, no habiéndose presentado ningún caso en los últimos tres años. En cuanto a indicadores de igualdad de género, se pudo verificar una proporción balanceada respecto al número total de trabajadores (48% Mujeres, 52% Hombres). Por otro lado, no existen distinciones debido al género en las remuneraciones obtenidas, tanto para la categoría empleados como obreros.

Respecto a la salud y seguridad en el trabajo, cabe resaltar que, durante los años 2011 y 2012, no se registraron muertes por causa de accidentes ni enfermedad profesional. Así mismo, existe una política formal de seguridad e higiene industrial, salud y vigilancia del personal, tal como se detalla en el reglamento de trabajo, contando con las certificaciones OHSAS 18001 y SA 8000, las cuales forman parte de su sistema de gestión integral. En cuanto a la prevención, se realizan simulacros periódicos contra sismos e incendios, contando con protocolos y brigadas permanentemente activas. Finalmente, existen programas de capacitación y atención integral en salud, dirigidos a los trabajadores y a las comunidades en las cuales desarrolla sus actividades. Por otro lado, los trabajadores cuentan con todos los beneficios de ley aplicables al sector agrario, no habiendo distinción por su cargo o por el tipo y/o duración de su contrato. Así mismo, la empresa brinda a sus trabajadores programas de capacitación y educación, bonificaciones y premios.

b) Comunidad Local

Se pudo comprobar que la mayoría de los pobladores encuestados considera que su acceso a recursos naturales (agua, aire, suelo) y recursos biológicos (flora y fauna), no se ha visto afectado como consecuencia de las actividades de la empresa. En ese sentido, la empresa cuenta con un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) y con un Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA), este último orientado a la mitigación de posibles impactos negativos producto de sus actividades. Respecto a la gestión del recurso hídrico, cuenta con indicadores de eficiencia que son reportados periódicamente a la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y a los organismos locales correspondientes. Finalmente, la empresa ha realizado inversiones en infraestructura local, como por ejemplo mantenimiento de vías, sembrado de áreas verdes, señalización de tránsito y construcción de rompemuelles (reductor de velocidad), instalación y gestión de un centro de salud, donación de reservorios de agua, entre otros.

En relación a la herencia cultural, se verificó que los fundos de la empresa cuentan con Certificados de Inexistencia de Restos Arqueológicos (CIRA), otorgados por el Ministerio de Cultura. Así mismo, la mayoría de pobladores encuestados manifiesta que la empresa respeta aspectos culturales propios de la comunidad tales como historia, costumbres, creencias, religión, etc. Sin embargo, se comprobó que la empresa no cuenta con políticas formales respecto a la promoción y protección de la herencia cultural de las comunidades en las cuales desarrolla sus actividades.

Respecto a la seguridad en las comunidades locales, la empresa centra las medidas de seguridad principalmente en los fundos, sin embargo, siempre se realizan patrullajes en las comunidades aledañas, brindándoles seguridad. Adicionalmente, se realizan convenios con las comisarías locales a fin de realizar labores de resguardo y patrullaje. Con respecto a la salud de las comunidades locales, la empresa cuenta con un centro de salud que brinda cobertura a trabajadores, sus familiares y a pobladores de la comunidad. Así

mismo, se ha realizado un convenio con la Dirección Regional de Salud de La Libertad, para la apertura de un centro de salud externo en una de las comunidades locales aledañas a los fundos, gestionado directamente por la empresa.

La política de participación de la empresa con las comunidades locales comprende la canalización de recursos para satisfacer sus necesidades y apoyar a las autoridades locales y regionales, y dirigentes vecinales. Las acciones de participación incluyen infraestructura, salud, educación, desarrollo económico, entre otros. Así mismo, la empresa se reúne con sus stakeholders en forma periódica a fin de identificar sus expectativas e intereses sobre las actividades que esta realiza. Es importante mencionar que la empresa establece alianzas estratégicas que promueven iniciativas de micro negocios en las comunidades locales. Finalmente, en cuanto a la promoción del empleo local, se verificó que la empresa contrata mayoritariamente trabajadores locales, en todas las categorías[21]. Finalmente, la empresa no cuenta con una política formalmente aprobada referida a la preferencia de proveedores locales.

c) Proveedores

Se comprobó que los proveedores encuestados cumplen con la normativa vigente en materia laboral. Así mismo, estas condiciones se cumplen para todas las categorías de trabajadores (Directores, ejecutivos, empleados y obreros). Por otro lado, se pudo verificar que la empresa mantiene buenas relaciones con sus proveedores, reflejado en una baja rotación de los mismos. La empresa cuenta con una política que regula la actuación de sus proveedores en materia de responsabilidad social, debiendo estos firmar cartas de compromiso asegurando el respeto de los derechos de sus trabajadores, lo cual es verificado por la empresa mediante auditorías periódicas. Finalmente,

21 En cuanto a la categoría Empleados, la contratación de trabajadores se basa en el cumplimiento del perfil requerido y no específicamente depende de su lugar de residencia. En cambio para la categoría Obreros, si se otorga preferencia a la contratación de trabajadores locales.

la empresa realiza capacitaciones y talleres con sus proveedores respecto al cumplimiento por parte de estos, de los estándares y requisitos exigidos en la norma SA 8000:2008.

2.2.3. Calidad de la información recolectada

Respecto a la calidad de la información recolectada, se realizaron actividades de control internas desarrolladas por el equipo de investigación. En primer término, se elaboraron indicadores de calidad basados en características específicas de la información y requerimientos mínimos establecidos para cada indicador. Estos indicadores, adaptados de los lineamientos de ISO & UNEP, fueron los siguientes: Fiabilidad de la fuente, información completa, representatividad geográfica, representatividad temporal y representatividad tecnológica (ISO, 2006 & UNEP, 2011). A continuación, con base en los indicadores mencionados, se utilizó un modelo de evaluación cualitativo adaptado de la Matriz Pedegree, propuesta por Weidema & Wesnaes (1996) para evaluar la calidad de la información en estudios LCA, luego modificada por Ciroth (2009) para abordar problemas de calidad de la información sobre costos para soluciones eco-eficientes. Finalmente, como resultado de la evaluación realizada, todas las subcategorías obtuvieron niveles óptimos de calidad de acuerdo a los parámetros definidos.

2.3. Evaluación de impactos

2.3.1. Modelo de evaluación de impactos

La evaluación de impactos se realizó mediante la aplicación de un procedimiento específico diseñado por Ciroth & Franze (2009, 2011), que requiere la utilización de una matriz de evaluación (Ver tabla 7), mediante la cual se evalúan todas las subcategorías. Así mismo, se consideran algunas de las categorías de impacto (Ver tabla 8) definidas por UNEP (2009).

Tabla 7. Matriz de evaluación

Indicadores		Evaluación desempeño	CT	DH	SS	SE	Evaluación impactos
1.1							
1.2							
1.3							
1.4							
1.5							
	Evaluación					Evaluación	

Fuente: Adaptado de Ciroth & Franze (2011, p.43)

Tabla 8. Categorías de impacto

Categorías de impacto	Código
1. Condiciones de trabajo	CT
2. Derechos humanos	DH
3. Salud y seguridad	SS
4. Consecuencias socio-económicas	SE

Fuente: Adaptado de Ciroth & Franze (2011, p.41)

El procedimiento de evaluación presenta dos etapas consecutivas: La evaluación del desempeño y la evaluación de impactos. Para ambas etapas se asignaron factores basados en una escala de siete niveles, siendo 1 el nivel máximo (desempeño sobresaliente / impacto positivo) y 7 el nivel mínimo (desempeño deficiente / efecto negativo). La tabla 9 muestra la escala de evaluación por colores y sus factores respectivos.

Tabla 9. Escala de evaluación

Evaluación del desempeño	Evaluación de impactos	Factor	Color
Desempeño sobresaliente	Efecto positivo	1	
		2	
		3	
		4	
		5	
		6	
Desempeño deficiente	Efecto negativo	7	

Fuente: Adaptado de Ciroth & Franze (2011, p.42)

a) Evaluación del desempeño

Se evalúa el desempeño de la empresa en relación a las diversas subcategorías y sus respectivos indicadores. En ese sentido, todos los indicadores de cada categoría reciben un factor de desempeño basado en una valoración cualitativa respecto al cumplimiento de Estándares de Desempeño[22]. Estos resultados son luego promediados, obteniendo el resultado para cada subcategoría.

b) Evaluación de impactos

Se evalúa los impactos de la empresa en referencia a las categorías de impacto seleccionadas. En ese sentido, todos los indicadores de cada categoría reciben un factor de impacto basado en una valoración cualitativa respecto a los impactos de estos en las categorías de impacto seleccionadas (teniendo en cuenta el factor de desempeño obtenido previamente). Estos resultados son luego promediados, obteniendo el resultado para cada subcategoría. Para

22 Los Estándares de Desempeño representan puntos de referencia que ayudan a determinar la valoración correspondiente a cada indicador para el proceso de Evaluación del Desempeño. Están basados en estándares internacionales en materia laboral, de derechos humanos, sostenibilidad, entre otros (P.ej. Principios y recomendaciones de la ONU, OIT, lineamientos ISO 26001, ISO 14001, Guías de la OECD para multinacionales, etc.) En ese sentido, la información obtenida para cada indicador será comparada con el estándar de desempeño establecido para el mismo, el cual representa la situación ideal para cada caso.

determinar el factor de impacto de cada indicador se tomará como base el factor de desempeño obtenido. De esta manera, se evaluará el impacto del desempeño de la empresa respecto al indicador, sobre las categorías de impacto (CT, DH, SS, SE). Los impactos se clasifican en impacto moderado (i), impacto alto (i+) e impacto bajo (i-). Una vez que se han asignado los impactos para cada categoría, se deberá asignar el factor de impacto correspondiente al indicador, de acuerdo a los siguientes criterios:

• Si hay uno (1) o ningún impacto alto (i+), el factor de impacto será igual al factor de desempeño.

• Si hay dos (2) o más impactos altos (i+), el factor de impacto se reducirá o incrementará por lo menos en una unidad (1) con respecto al factor de desempeño, dependiendo si el impacto es positivo (se resta 1) o negativo (se suma 1).

Es importante mencionar que aquellos indicadores que expresan la situación del país, región, industria o comunidad local (llamados indicadores de referencia - IR), serán considerados sólo para efectos de obtener una idea general del entorno en el cual se desenvuelve la empresa, y por lo tanto no se les asignará un factor, consignándoles las siglas N.A. (No aplica). De esta manera, estos indicadores no serán considerados para el computo del promedio de los resultados de cada indicador de cada subcategoría, con el fin de aislar la evaluación estrictamente a la empresa. Esto nos permitirá determinar, por ejemplo, hasta qué punto la empresa puede generar impactos positivos en un entorno desfavorable o viceversa.

c) Ajuste de los resultados

Una vez que se han asignado todos los factores de desempeño e impacto correspondientes a cada indicador, se promedian los resultados, obteniendo el resultado general para cada subcategoría. Este resultado debe ser ajustado, teniendo en cuenta los siguientes criterios:

• Si al menos un indicador obtuvo un factor de 7, el resultado general de la

subcategoría no podrá ser mejor que 6.

• Si al menos un indicador obtuvo un factor de 6, el resultado general de la subcategoría no podrá ser mejor que 5.

• Si al menos un indicador obtuvo un factor de 5, el resultado general de la subcategoría no podrá ser mejor que 4.

• Si al menos un indicador obtuvo un factor de 4, el resultado general de la subcategoría no podrá ser mejor que 3.

Una vez realizados los ajustes, se obtiene el resultado final de la subcategoría evaluada. Es importante mencionar que el modelo de Ciroth & Franze se ha llevado a mayor profundidad al realizar la evaluación individual por indicadores, luego de lo cual se promedian los resultados y se obtiene la evaluación de cada subcategoría. El anexo 2 contiene un ejemplo de aplicación del modelo de evaluación de impactos.

2.3.2. Resultados consolidados

Las tablas 10, 11 y 12 detallan los resultados consolidados a nivel de subcategorías, para cada grupo de interés.

Tabla 10. Resultados específicos del stakeholder Trabajadores

Subcategorías	Evaluación desempeño	Evaluación impactos
1.1. Libertad de asociación y negociación colectiva	3	4
1.2. Trabajo infantil	2	1
1.3. Remuneración adecuada	3	4
1.4. Horas de trabajo	2	2
1.5. Trabajo forzoso	2	2
1.6. Igualdad de oportunidades/discriminación	2	2
1.7. Salud y seguridad en el trabajo	2	2
1.8. Beneficios sociales/seguridad social	1	1
Resultados (redondeados y ajustados)	2	3

Elaboración: Himmel

Tabla 11. Resultados específicos del stakeholder Comunidad Local

Subcategorías	Evaluación desempeño	Evaluación impactos
2.1. Libertad de asociación y negociación colectiva	2	2
2.2. Trabajo infantil	4	4
2.3. Remuneración adecuada	2	2
2.4. Horas de trabajo	1	1
2.5. Trabajo forzoso	3	3
Resultados (redondeados y ajustados)	3	3

Elaboración: Himmel

Tabla 12. Resultados específicos del stakeholder Proveedores

Subcategorías	Evaluación desempeño	Evaluación impactos
3.1.Relaciones con proveedores	2	2
3.2.Promoción de la responsabilidad social	3	3
Resultados (redondeados y ajustados)	3	3

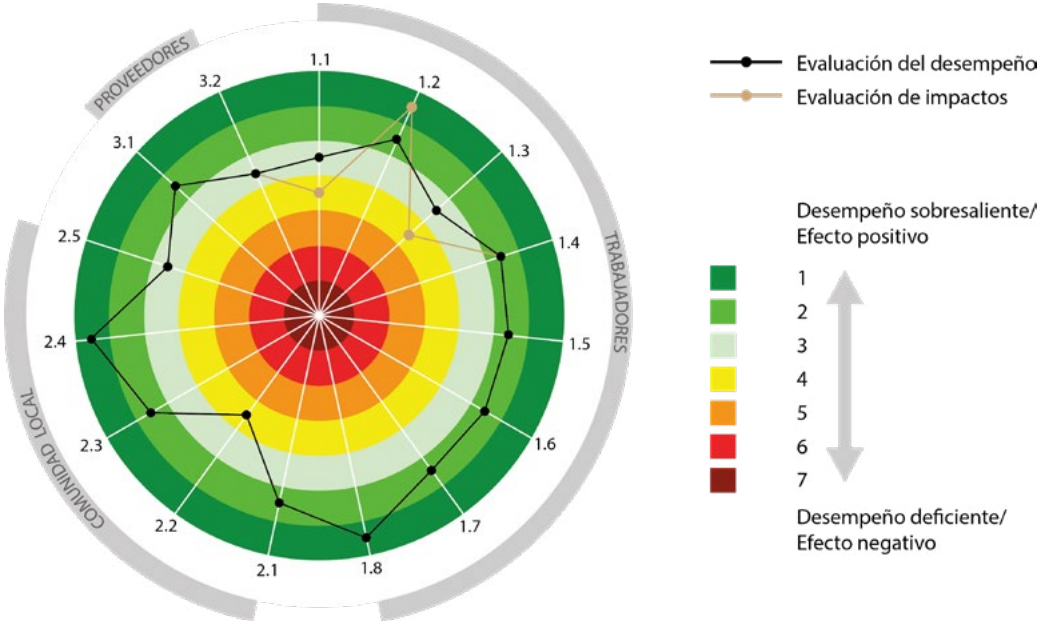
Elaboración: Himmel

2.4. Interpretación de resultados

En líneas generales, la empresa muestra resultados satisfactorios para la mayoría de subcategorías evaluadas, tanto a nivel de su desempeño como de los impactos que esta genera en sus grupos de interés, especialmente en aquellos directamente relacionados a la fase productiva del espárrago blanco fresco (Ver figura 2). Respecto a la ocurrencia de aspectos sociales significativos identificados durante la realización del estudio, es importante mencionar que no se ha comprobado o encontrado evidencia relacionada con prácticas o actividades de la empresa que generen impactos negativos severos, reales o potenciales, en los grupos de interés considerados durante la etapa de

producción del espárrago blanco fresco. Por el contrario, se ha verificado que la empresa genera, en la mayoría de casos, impactos positivos en sus grupos de interés, con los cuales mantiene relaciones basadas en la cooperación para alcanzar objetivos conjuntos.

Figura 2. Resultados generales obtenidos para cada subcategoría.



Elaboración: Himmel

3. Conclusiones y recomendaciones

La técnica S-LCA permite la identificación de potenciales impactos sociales y socio-económicos positivos y/o negativos a lo largo del ciclo de vida de productos o servicios. El equipo de investigación considera que la metodología propuesta por UNEP (2009) se aplicó sin mayores problemas y

permitió, como se observa en los resultados del caso, identificar impactos positivos y, en la mayoría de casos descartar impactos negativos en la etapa de procesamiento del espárrago blanco fresco en Perú. Sin embargo, es importante mencionar que la empresa que colaboró con la investigación es una de las más representativas del sector y con mejor desempeño en el campo de la responsabilidad social empresarial, por lo que consideramos necesario también evaluar otros casos en los cuales las variables analizadas podrían variar drásticamente, impactando en los resultados generales obtenidos.

Finalmente, cabe resaltar que, a la fecha de realización del estudio, se habían publicado pocos casos de aplicación práctica siguiendo la metodología propuesta por UNEP (2009), casi todos centrados en productos. En ese sentido, se necesita mayor evidencia empírica de la aplicación de la metodología, sobre todo en relación a la construcción de indicadores, calidad del estudio y métodos de evaluación de impactos. Asimismo, se necesitan mayores casos de aplicación en servicios, lo cual podría plantear retos específicos desde el punto de vista metodológico.

Referencias

Agrobanco. (2007). *Cultivo del espárrago*. Retrieved from http://www.agrobanco.com.pe/pdfs/publicacionagroinforma/2_cultivo_del_esparrago.pdf

Aparcana, S., & Salhofer, S. (2013). Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(5), 1116–1128. https://doi.org/DOI 10.1007/s11367-013-0559-3

Arcese, G., Lucchetti, M. C., & Merli, R. (2013). Social Life Cycle Assessment as a Management Tool: Methodology for Application in Tourism. Sustainability, 5(8), 3275–3287. https://doi.org/10.3390/su5083275

Banco Wiese Sudameris. (2003). *Reporte sectorial: Espárragos*. Retrieved from http://cdn.agilitycms.com/scotiabank-peru/PDFs/reportes/sectorial/20030922_sec_es_esparragos.pdf

Baumann, H., Arvidsson, R., Tong, H., & Wang, Y. (2013). Does the Production of an Airbag Injure more People than the Airbag Saves in Traffic? *Journal of Industrial Ecology*, 17(4), 517–527. https://doi.org/10.1111/jiec.12016

Bouzid, A., & Padilla, M. (2014). Analysis of social performance of the industrial tomatoes food chain in Algeria. *New Medit*, 13(1), 60–65. Retrieved from http://newmedit.iamb.it/edizioni_new_medit, 229, 229, 2014, 154, 972,analysis-of-social-performance-of-the-industrial-tomatoes-food-chain-in-algeria-.htm

Ciroth, A. (2009). Cost data quality considerations for eco-efficiency measures. *Ecological Economics*, 68(6), 1583–1590. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.08.005

Ciroth, A., & Franze, J. (2011). *LCA of an Ecolabeled Notebook: Consideration of social and environmental impacts along the entire life cycle*. Berlin: Green Delta. Retrieved from http://www.greendelta.com/uploads/media/LCA_laptop_final.pdf

Ekener-Petersen, E., & Finnveden, G. (2013). Potential hotspots identified by social LCA-Part 1: A case study of a laptop computer. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 127–143. https://doi.org/DOI 10.1007/s11367-012-0442-7

Foolmaun, R. K., & Ramjeeawon, T. (2013). Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1), 155–171. https://doi.org/DOI 10.1007/s11367-012-0447-2

Franze, J., & Ciroth, A. (2011). Social Life Cycle Assessment of Roses - A Comparison of Cut Roses from Ecuador and the Netherlands. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(4), 366–379. https://doi.org/10.1007/s11367-011-0266-x

Hosseinijou, S. A., Mansour, S., & Shirazi, M. A. (2014). Social life cycle assessment for material selection: A case study of building materials. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 620–645. https://doi.org/DOI 10.1007/s11367-013-0658-1

Instituto Peruano del Esparrago y Hortalizas [IPEH]. (2012). Espárragos - Historia. Retrieved November 27, 2012, from http://www.ipeh.org.pe/j25/index.php/create-a-post/esparragos/esparragos-historia

International Organization for Standardization [ISO]. (2006). International Standard ISO 14040:2006 (E) – Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. Ginebra.

Manik, Y., Leahy, J., & Halog, A. (2013). Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7), 1386–1392. https://doi.org/DOI 10.1007/s11367-013-0581-5

Ministerio de Agricultura del Perú [MINAG]. (2012a). Sector Agrario - Espárragos. Retrieved November 27, 2012, from http://minag.gob.pe/portal/sector-agrario/agricola/cultivos-de-importancia-nacional/espárragos

Ministerio de Agricultura del Perú [MINAG]. (2012b). Series históricas de producción agrícola: Compendio estadístico. Retrieved November 27, 2012, from http://frenteweb.minag.gob.pe/sisca/

Ministerio de Agricultura del Perú [MINAG]. (2013). Sistema Integrado de Estadística Agraria: Estadística mensual Diciembre 2013. Retrieved from http://minagri.gob.pe/portal/download/pdf/herramientas/boletines/boletineselectronicos/estadisticaagrariamensual/2013/bemsa_diciembre13.pdf

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO] & Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2005). *CODEX STAN 225: Norma del Codex para el espárrago (enmienda año 2005).* Retrieved from http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%3A%2F%2Fworkspace.fao.org%2Fsites%2Fcodex%2FStandards%2FCODEX+STAN+225-2001%2FCXS_225s.pdf

Superintendencia Nacional de Administración Tributaria [SUNAT]. (2014). Anuario estadístico de comercio exterior 2013. Retrieved August 27, 2014, from www.aduanet.gob.pe/aduanas/informae/anuario13.html

United Nations Environment Programme [UNEP]. (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.* Retrieved from http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1164xPA-guidelines_sLCA.pdf

United Nations Environment Programme [UNEP]. (2011). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases: A Basis for Greener Processes and Products. Retrieved from http://www.unep.org/pdf/Global-Guidance-Principles-for-LCA.pdf

United Nations Environment Programme [UNEP]. (2013). The Methodological Sheets for Sub-Categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA). Retrieved from http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/11/S-LCA_methodological_sheets_11.11.13.pdf

Weidema, B. P., & Wesnæs, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production, 4*(3–4), 167–174. https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1

Wu, R., Yang, D., & Chen, J. (2014). Social Life Cycle Assessment Revisited. *Sustainability, 6*(7), 4200–4226. https://doi.org/10.3390/su6074200

R. Latino-amer. em Aval. do Ciclo de Vida, Brasília, v. 2, n. 1, p. 91-121, jan./jun. 2018

Life cycle impact assessment of the municipal solid waste management system: a case study in a municipality in southern Brazil

Análise de impacto no ciclo de vida de um sistema de gerenciamento de resíduo sólido municipal: estudo de caso em um município no sul do Brasil

Análisis de impacto de ciclo de vida del sistema de gerenciamiento de residuos sólidos municipales: un estudio de caso en una municipalidad del sur del Brasil

Submetido em 10 de março 2018
Aceito em 29 de outubro 2018
Disponível em 22 de fevereiro de 2019

Adan William da Silva Trentin*
Adilson Moacir Becker Jr.**
Ênio Leandro Machado***
Pâmela Andréa Mantey dos Santos****
Adriane de Assis Lawisch Rodriguez*****
Diosnel Antonio Rodriguez Lopez*****

*Universidade de Santa Cruz do Sul, Brasil
**Dept. de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias / Unisc, Brasil
adilsonj@unisc.br
***Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Dept. de Química e Física / Unisc, Brasil
****Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental /Unisc, Brasil
*****Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Dept. de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias / Unisc, Brasil

Abstract

The present study conducted a Life Cycle Assessment evaluation of the Solid Waste Management System in Santa Cruz do Sul – RS, in order to provide background information and therefore support decision-making for future waste management scenarios. The software package named as Integrated Waste Management – 2, Version 2.5., was used to perform the LCA, where all inputs and waste management system outputs were identified and quantified. The conversion of the results from Life Cycle Inventory to Life Cycle Assessment in environmental impacts was carried out based on impact characterization factors from RECIPE 2008 version 1.08. The impact categories studied were: Photochemical Oxidant Formation Potential, Global Warming Potential, Acidification Potential, Eutrophication Potential, Depletion of the Ozone Layer Potential and Particulate Matter Formation Potential in addition to the Use of Energy and Final Solid Waste. The current waste management scenario has

been simulated as baseline, considering three additional scenarios, which included raising the number of households served by selective collection, improvement of recycling recovery efficiency in the sorting stage and the introduction of the biological treatment stage into the system by composting the organic matter. The results showed that the current scenario is the most impacting, for global warming, with a total of 12,102,122.85 kg of emissions per year, whereas scenario 04 showed to represent the lowest contribution rates to environmental impacts in carbon footprint perspective (5,946,702.47 kg of emissions per year). The final disposal stage in landfills had also contributed significantly to environmental impact rates, followed by the waste collection scenario. The proposed changes, suggested by alternative scenarios, had demonstrate considerable environmental savings, hereby justifying the importance of implementing these strategies in waste management.

Keywords: *Life Cycle Assessment. Environmental Impact. IWM-2. Solid Waste. Brazil*

Resumo

Este trabalho desenvolveu um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida de um Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos na cidade de Santa Cruz do Sul-RS a fim de dar suporte a tomada de decisões para futuros cenários de gestão de resíduos. Para executar a Análise de Ciclo de Vida, foi utilizado o software Gerenciamento Integrado de Resíduos – 2 (IWM-2), Versão 2.5. Neste programa, as entradas e saídas referentes ao inventário do sistema de gerenciamento foram identificadas e quantificadas. A conversão dos resultados do Inventário de Ciclo de Vida para Análise do Ciclo de Vida em impactos ambientais foi realizada baseada na caracterização dos fatores de RECIPE 2008, versão 1.08. As categorias de impacto estudadas foram: Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos, Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Acidificação, Potencial de Eutrofização, Potencial de Depleção da Camada de Ozônio e Potencial de Formação de Material Particulado além do Uso de Energia e Resíduos Sólidos Finais. O atual cenário de gerenciamento de resíduos foi simulado como base, considerando três cenários adicionais, os quais incluíam o aumento do número de famílias atendidas por coleta seletiva, melhoria na eficiência de recuperação da reciclagem na fase de triagem e introdução do estágio de tratamento biológico no sistema por compostagem de matéria orgânica. Os resultados mostraram que o cenário atual é o mais impactante para aquecimento global, com um total de 12,102,122.85 kg de emissões por ano, enquanto que o cenário 04 apresentou menores taxas de contribuição para esta categoria (5,946,702.47 kg de emissões por ano). A etapa de disposição final em aterros também contribuiu de forma significativa para a variação de impactos ambientais, seguido pela etapa de coleta de resíduo.

As alterações propostas, sugeridas pelos cenários alternativos, demonstraram consideráveis melhorias ambientais, justificando a importância da implementação destas estratégias no gerenciamento de resíduos.

Palavras-Chave: *Análise do Ciclo de Vida. Impacto ao Meio Ambiente. IWM-2. Resíduo Sólido. Brasil*

Resumen

Este trabajo presenta los resultados del Análisis de Ciclo de Vida del Sistema de Gestión de Residuos Sólidos de la ciudad de Santa Cruz do Sul-RS-Brasil, para apoyar la toma de decisiones para futuros escenarios de la gestión de residuos. Para realizar el ACV fue utilizando el software de IWM, versión 2.5. En este programa, las entradas y salidas relativas al análisis del inventario fueron identificadas y cuantificadas. La conversión de los resultados del Inventario para la evaluación de los impactos se hizo con base en los factores de conversión RECIPE 2008 Versión 1.08. Las categorías de impacto estudiadas fueron: Potencial de formación de oxidantes fotoquímicos, calentamiento global, de acidificación, de eutrofización, de agotamiento de la capa de ozono, formación de material particulado, consumo de energía y los residuos sólidos final. El escenario actual fue simulado como valor de referencia. Otros tres escenarios fueron estudiados, los cuales incluyen el aumento del número de hogares con servicio de recogida selectiva de residuos, el aumento de la eficiencia de la etapa de separación de materiales reciclables y la introducción de la etapa de tratamiento biológico en sistema por medio del compostaje de la materia orgánica. Los resultados mostraron que el escenario actual es el más impactante en relación al potencial de calentamiento global, con un total de 12.102.122,85 kg equivalentes de CO_2 de emisiones por año, mientras que el cuarto escenario mostró contribuciones más bajas para esta categoría (5.946.702,47 kg equivalentes de CO_2 de emisiones por año). La etapa de la disposición final también contribuyó significativamente con los impactos ambientales, seguido de la etapa de recolección de residuos. L as modificaciones sugeridas y simuladas por los escenarios alternativos mostraron mejoras ambientales considerables, lo que justifica la importancia de implementar estas estrategias en la gestión de residuos.

Palabras Claves: *Análisis del Ciclo de Vida. Impacto al Medio Ambiente. IWM-2.5. Residuo Sólido. Brasil*

1. Introduction

Municipal Solid Waste (MSW) represents social and environmental problems the society. The disastrous consequences of incorrect waste management are sufficient to alert the public interest in the need to adopt public policies that seek to reverse this situation. Particularly, waste management is a method directing managements and/or institutions to acting for sustainability by displaying their ability to use and protect current resources (Goulart Coelho and Lange, 2016).

The proper management of solid waste is a major challenge for large urban centers in Brazil and Latin America recently. In developing countries, the health and environmental implications related to solid waste management are urgent. MSW becomes an important issue for cities in emerging economies due to the high costs associated and to the lack of understanding over the factors that affect the different stages of MSW (Goulart Coelho and Lange, 2016). Over the past two decades, various actions and designs have been proposed for improving the treatment and disposal of municipal solid waste (Reichert and Mendes, 2014). The approval of Law 12.305 (Brasil, 2010) has supported a comprehensive guideline to lead Brazil towards a more sustainable waste management system.

The NSWP (National Solid Waste Policy) aims to boost other forms of treatment and final disposal, and Landfills represent one of these alternatives. It is essential that the priority order of MSW defined by NSWP is: no generation; reduction; reuse; recycling; treatment; and finally, final disposal (Brasil, 2010). This is often referred as waste hierarchy in order to treat MSW: Waste prevention, re-use, recycling, waste-to-energy and landfill as the latest option. Even recognizing that landfills are designed to protect the environment against potential burdens, there are several disadvantages as follow: High amount of methane, mostly emitted directly to atmosphere or trapped inside the landfills cells; Risk of leachate leakage causing pollution to water resources; and the lack

of available physical space for landfills close to urban dense areas (Agostinho et al., 2013). Therefore, different alternatives for the management of MSW should be considered and evaluated to avoid disposal in landfills, taking into account environmental, economic and social parameters.

Due to the undesirable effects of landfill gases, the generation of slurry and the occupation of territory without the use of materials, composting has become one of the alternatives to landfills, as a form of waste recovery (Hong et al., 2010). By composting - Aerobic decomposition by microorganisms - it is possible to transform the organic portion of the waste, creating a product useful as a soil fertilizer. Due to its advantages, this technique has been included as a potential management stage of MSW. Recycling is also being suggested as a better alternative for waste management, in which different technological processes are currently available for MSW sorting and recycling (Agostinho et al., 2013). Numerous international studies have shown that the recycling of waste materials can result in net savings of GHG emissions. According to Turner et al. (2015), this is because recycling materials into new (secondary) products can displace production of primary products that may require significant inputs of energy and raw materials.

Reichert and Mendes (2014) states that the management of municipal solid waste, depending on the different alternatives and techniques used to handle, transport, process, treat and dispose of waste has the potential to generate environmental impacts resulting from gaseous emissions, liquid and final waste of the various stages of the management system. In order to provide this technical background, the Life Cycle Assessment Tool (LCA) is a concrete possibility. The life cycle thinking concept and quantitative tools such as LCA can provide a science-based support to a more environmentally sustainable decision-making in waste management (Goulart Coelho and Lange, 2016). Therefore, the LCA method can play a critical role in decision support through providing a comprehensive assessment of the environmental impacts of alternative waste management systems (Komakech et al., 2015).

Because of the current change in the landscape of MSW management in Brazil, in particular with the introduction of Law 12.305 (Brasil, 2010), National Solid Waste Policy, a more in-depth study of the current management system of municipal solid waste in the municipality of Santa Cruz – RS is needed. Therefore, this study aims to conduct an environmental assessment of the Municipal Solid Waste Management System of the city.

2. Materials and methods

2.1. Study Location

The case study was conducted in the city of Santa Cruz do Sul, which is situated in the center of Region of the Vale do Rio Pardo and Taquari Valley, in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, characterized as the hub city among the 47 municipalities that make up these regions. Being 73.00 meters of altitude above sea level, Santa Cruz do Sul is located at latitude 29º43'04" South and longitude 52º25'33" West. The city has 118,374 inhabitants, with 105,184 inhabitants in the urban area, which corresponds to 88.9% of the total population and 13,103 inhabitants in rural areas, making up 11.8% of the total population. The urbanization rate is 89.4% and the population density is 161.4 hab./km (IBGE, 2010).

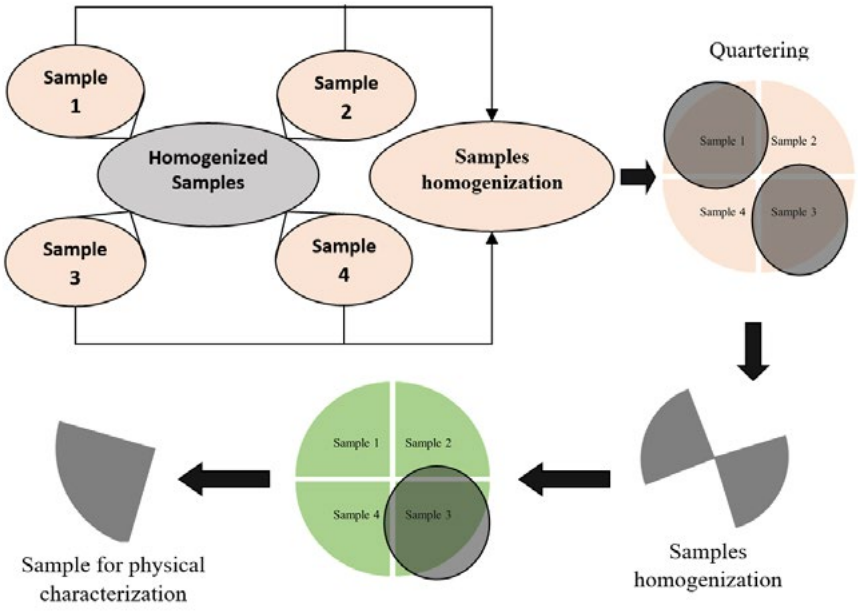
2.2. Current Diagnosis

The relevant data has been assessed through surveys and research with the City of Santa Cruz do Sul and the Collectors and Recyclers Cooperative of Santa Cruz do Sul – COOMCAT. Physical characterization of the municipal solid waste (MSW) was also performed.

The physical characterization of MSW was determined using the quartering technique (ABNT, 2004). Representative samples of waste were collected, and

these were analyzed to identify the waste components. The process included composite sampling, and sampling was carried out in duplicate for each route, on different days, including all of the waste collection routes. Trucks from different neighborhoods transported the waste to a temporary disposal, in a place previously authorized by the city government. These samples from different neighborhoods were mixed to obtain a homogeneous waste sample, which was divided into four equal parts (i.e. quartering).: Two opposite diagonal portions were selected to be homogenized again, whereas the two remaining parts were discarded. In the resulting sample the same quartering process was applied to yield a sample of approximately 1,00 m³ of waste, as shown in Figure 1.

Figure 1. Quartering process.



After obtaining the desired sample, the manual separation of the components was performed by dividing the waste into six groups: Paper/

Cardboard; Plastic (hard plastic and soft plastic); Metal (ferrous and non-ferrous); Glass; Organic matter; and rejected waste. These were packed into 200-liter plastic pails and weighed individually, thus allowing the calculation of the individual percentages of each waste group.

In order to conduct the gravimetric composition study of the municipal solid waste, the activities described above were repeated for five days, and cover all trash collection routes, thereby addressing collections in a variety of neighborhoods. These activities were carried out in two stages, comprising of two distinct seasons, between summer and early fall. The second stage was conducted in August, in winter season. The evaluation of these stages at different times of the year enabled to aggregate them in an average result perspective.

2.3. Definition of scope and functional unit

The scope of this paper considers the activities required to manage MSW from the time it is sent for collection to final disposal. Thus, the generation of stages, transport, storage, treatment and disposal were analyzed and quantified, taking into account the balance of materials, energy, air emissions and waste (liquid and solid). This analysis and quantification considered the different stages of each of the proposed scenarios.

With regard to the treatment of waste, logistics surrounding the destination of recycled materials has not been determined, limiting only to the recyclable material ready for use. The scope was defined by the need to assess solely the local reality of the management system.

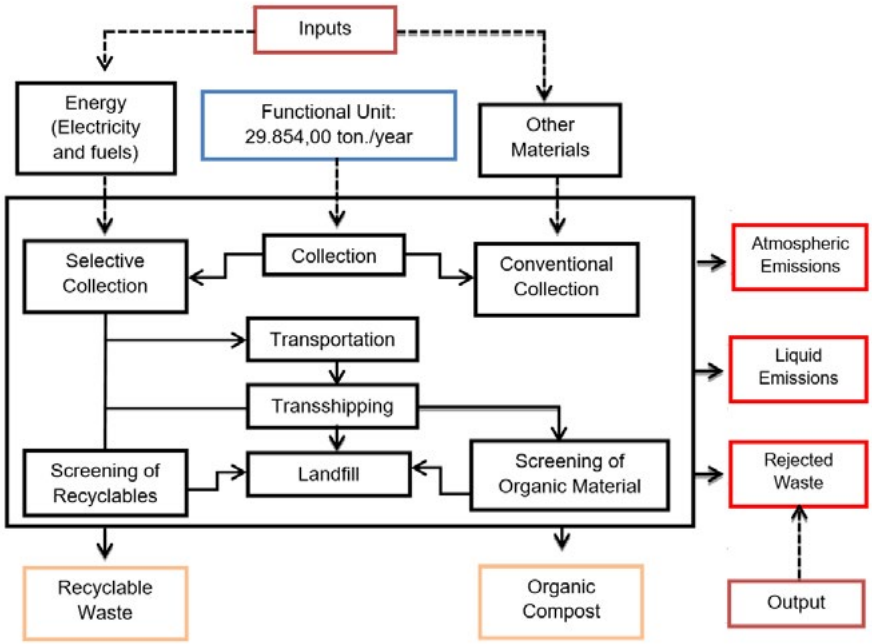
The functional unit used in this study is the annual MSW generation for the municipality (Dong et al., 2014; Fernández-Nava et al., 2014; Koroneos and Nanaki, 2012; Parkes et al., 2015; Rodriguez-Iglesias et al., 2003; Song et al., 2013). Thus, the daily generation of 81.8 tons is extrapolated for the annual quantification, equivalent to 29,854.00 tons. All emissions, energy consumption and materials are based on this functional unit. The inventory

was conducted for each of the developed scenarios and used the assistance of IWM-2 software, version 2.5, for the development of the waste routes and quantification of inputs and outputs. The system boundaries are defined in the flowchart in Figure 2.

2.4. Application of Model IWM-2, Version 2.5

The LCA study was performed through IWM-2 model, version 2.5 developed by McDougall et al. (2001). LCA-IWM was specially designed for planning and optimizing waste-management systems in areas in which much effort is still required to achieve the state-of-the-art practices in waste management, as is the case for the city in study. The LCA-IWM methodology was adapted to the Brazilian waste context and to the local characteristics, which includes waste composition, electricity mix and national regulations (Goulart Coelho and Lange, 2016).

Figure 2. Limits and boundaries of the LCA study system.



In order to o set the conversion values obtained by the LCA on environmental impacts, we conducted simulations based on the impact characterization factors used by SimaPro® Software of Pre Consultants and published in the RECIPE 2008 report, version 1.08, with values revised in February 2013.

2.5. Scenarios analyzed and computational modeling

By obtaining the diagnosis of the current management situation, consisting of data and information from the years 2013 and 2014, the other three waste management scenarios have been simulated, which were created based on the requirements established by Law 12.305 (Brasil, 2010) and also the targets considered by (ICLEI, 2012). Targets for the year 2019, for the cities of southern Brazil are listed, for example:

- 50% reduction in the percentage of dry recyclable waste in landfills;
- 40% reduction in the percentage of wet waste in landfills.

2.5.1. Current Scenario (CS)

This scenario represents the current management of MSW in Santa Cruz do Sul - RS. The waste is bagged by the citizens of the city, collected, transported, sorted and rejected waste is sent to the transshipping area, and then sent to landfill. Currently the city has conventional collection (no differentiation between recyclable, organic waste and/or rejected waste), serving 100% of the population, and selective collection (collected recyclable waste: paper, plastic, metal and glass, and organic waste/rejected waste) in 09 neighborhoods, representing 25.00% of households. In addition, MSW management has a waste sorting stage suitable for recycling. 10320.00 tons/year of MSW is shipped for sorting, with an efficiency of 4.56% of removal of material.

The data presented in the sequence are introduced into the software. The total quantity generated, and gravimetric composition were not changed:

- *Population served: 118,374 inhabitants;*
- *Number of people per household: 3.4 inhabitants per residence;*
- *Number of households: 34,816.00 homes;*

• *Average generation of MSW: 252.22 kg/inhabitant/year;*

Regarding the composition of the waste input data to the software, Table 1 presents the values considered.

Table 1. Parameters considered for introduction into the software - Waste composition.

Papers	Glass	Metal	Plastics	Textiles	Organic	Other
9.9%	3.0%	2.0%	13.5%	0%	41.7%	29.9%

Regarding the composition of the materials in the selective collection stage and sorting stage, Table 2 shows the values considered. Note that in this item the quantities of material are expressed in kg/household/year, i.e. the weight in kilograms of materials generated annually in each house of the region studied.

Table 2. Composition of materials considered for entry into the software for the stages of selective collection and sorting, expressed in kg/household/year.

Stage	Paper	Glass	Ferrous metals	Non-ferrous metals	Hard film	Hard plastic	Textiles
Selective collection	32.9	0.2	2.6	0.3	0.0	4.9	0.0
Sorting	6.4	0.8	0.0	0.8	0.0	4.9	0.0

2.5.2. Scenario 02 (S2)

Scenario 02 shows an increase in the weight of material collected in the selective collection stage and improvement in the efficiency of obtaining materials suitable for recycling in the MSW in the sorting stage.

Selective collection works specifically with the collection of paper, plastic, metal and glass.

Table 3 presents the information regarding the conventional collection systems and selective sorting, transfer of data, landfill and recycling. The available data, as shown in Table 3, was defined according to the IWM-2 software. Furthermore, they also represent information obtained by collection data from the waste management system.

Table 3. Parameters considered for introduction into software.

Parameter	Value considered
Number of households served by conventional collection	34,816.00 homes
Number of households served by selective collection	8,704.00 homes
Total consumption of diesel in all stages of management	9,96 Liters/ton.
Number of households served by selective collection	5.0 kwh/ton.
Diesel consumption in the sorting stage (all scenarios)	1.0 Liter/ton.
Natural gas consumption	0.1 m^3/ton.
Distance from the sorting plant to the landfill (all scenarios)	215 km (round trip truck)
Percentage of materials transferred to the landfill after sorting (all scenarios)	100%
Diesel consumption in transshipment step and transport to landfill (all scenarios)	0.9 Liter/ton.
Electricity consumption in the transshipment stage (all scenarios)	0.2 kwh/ton.
Electricity consumption at the landfill (all scenarios)	1.6 kwh/ton.
Diesel consumption at the landfill (all scenarios)	2.0 Liter/ton.
Biogas collection efficiency (all scenarios)	90.0%
Energy recovered from biogas (all scenarios)	0.0%
Slurry collection efficiency (all scenarios)	100.0%
Slurry treatment efficiency (all scenarios)	95.0%
Transport distance of the recyclable materials form sorting unit to the recycling unit	Considered local recycling

In the sorting stage of MSW, we will process the improved efficiency, i.e., a greater amount of material obtained and sent for recycling. Currently 10,320.00 tons/year of waste are sent for sorting, and only 311.52 tons/year

of recyclable materials are recovered, which corresponds to 4.56% efficiency. This scenario suggested to increase this efficiency to 55.31%. This value is equivalent to 5,707.99 tons/year of recyclable materials being recovered, i.e., 23.78 tons/day. Table 4 lists the parameters considered for introduction into the software.

Table 4. Parameters considered for introduction into the software - Scenario 02.

Parameter	Value considered
Number of households served by selective collection	17,408.00 homes
Diesel oil consumption (only selective collection stage)	16,045.7 Liters/year
Total consumption of diesel oil (all stages of management)	313.539,23 Liters/year

2.5.3. Scenario 03 (S3)

Scenario 03 represents the introduction of biological treatment of organic waste by composting. In order to avoid the disposal of wet waste in landfills, a factor of 40% has been suggested (ICLEI, 2012). Then, this scenario includes the stages of MSW collection, transport, sorting, biological treatment by composting, transshipment and final disposal in landfill. The stages involved in the management of MSW in scenario 03 are similar to scenario 01 (S1).

The specifications of the input parameters for the software follow the same values listed in Table 3, scenario 01. Table 5 presents the values for the biological treatment.

Table 5. Parameters considered for introduction into the software - Scenario 03.

Parameter	Value considered
Electricity consumption in composting	40 kWh/ton.
Weight reduction in composting	50.0%

2.5.4. Scenario 04 (S4)

Scenario 04 lists the targets proposed in scenarios 02 and 03 in the same MSW management system. In this way, the targets are considered to have a 25.00% increase in the weight of collected materials in the selective collection stage and composting 40% of the organic matter from MSW sorting stage.

The parameter specifications follow the same values listed in Tables 3 and 4, of the previous scenarios, since stage 04 interconnects the two alternatives, which have already been set apart.

2.6. Environmental Impact Analysis

From the development of the scenarios and their inventories, methodologies will be used to conduct the assessment of environmental impacts caused by MSW management. The proposed methodology enables an analysis for the LCA according to ISO 14040 (ISO, 2006) requirements. This methodology considers the following categories of impact assessment, and their respective units: Photochemical Oxidant Formation Potential (kg NMVOC/year); Global Warming Potential (kg CO_2 Equiv./year.); Acidification Potential (kg SO_2 Equiv./year.); Eutrophication Potential (kg PO_4 Equiv./year.); Ozone layer Depletion Potential (kg CFC-11 Equiv./year.); Particulate Matter Formation Potential (kg PM10 Equiv./year). In addition to these six (06) categories, the indicators will be presented referring to the “energy use” and “final solid waste” for each of the scenarios analyzed.

3. Results and discussions

3.1. Generation and gravimetric composition of MSW

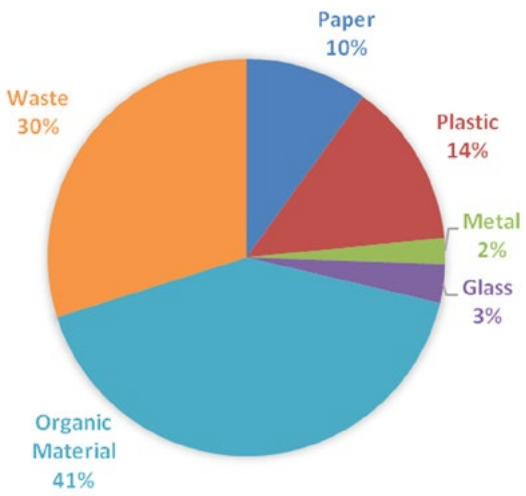
Currently, waste is collected in the urban area and rural area of the municipality, about 81.8 t / day. After, it is sorted and transported to disposal in landfill properly regularized in the city of Minas Leão – RS. Table 6 shows the evolution of MSW generation in the last 03 years.

Table 6. Evolution of the MSW generation in the city of Santa Cruz do Sul in the last three years.

Year	Quantity (ton./day)		Total Quantity (ton./month)		Quantity (ton./day)	Total Quantity (ton./year)
	Urban Area	Rural Area	Urban Area	Rural Area		
2011	67.76	2.57	2,032.80	77.10	70.33	25,670.45
2012	73.07	3.59	2,192.10	107.70	76.66	27,980.90
2013	76.50	5.30	2,295.00	159.00	81.80	29,854.00

Note that there was an increase of approximately 14.00% in MSW generation in the period between the years 2011 and 2013, and the population in the same period increased by approximately 5.00%. The per capita MSW generation currently is 0.69 kg/inhab./day. This value is shown above in the rates stated in CETESB (2009), in which the average per capita generation is 0.5 kg/inhab./day for municipalities with populations between 100,001 and 200,000 inhabitants. It is noteworthy that the municipality of Santa Cruz do Sul generates a large amount of MSW daily, and these values have increased considerably in recent years. Figure 3 shows the values obtained for the gravimetric composition of Municipal Solid Waste.

Figure 3. Characterization of average gravimetric composition of MSW in Santa Cruz do Sul.



3.2. Energy Use and Solid Waste sent to Landfill

This indicator includes all consumed energy values and energy values generated in the MSW management system, as well as the solid waste quantities sent to Landfill (Table 7). Energy consumption considers the use of electricity, fossil fuels (diesel, for example) and natural gas.

The stages that contribute most to energy use are landfill and collection, respectively, which represent the highest energy consumption rates, mainly due to diesel consumption, the fuel used for the trucks that collect and transport transshipment waste to the landfill.

Bezama et al. (2013) conducted a study in Chilean Patagonia, where they observed a variation in energy use, in different stages of MSW management, which ranged from approximately 20.00 kWh/ton. to 60.00 kWh/ton. of waste collected and sent to landfill. Pressley et al. (2014), determined that the energy consumed by the equipment, facilities and vehicle fuel corresponds to 4.4 GJ/Mg of waste collected. A study by Rodriguez-Iglesias et al. (2003), evaluated different situations of MSW management and energy use was between 33,000,000.00 GJ/year and 48 million GJ/year. In this same study, the authors state that the reduction in the generation of solid volumes provides a discount of 30% in energy use. The implementation of composting has the highest levels of energy use and the reduction of the distances to the MSW treatment plants does not represent a significant improvement in overall energy use.

Table 7. Energy use and Final Solid waste sent to landfill.

Scenarios	CS	S2	S3	S4
Energy Use (GJ/year)	28240	-5881	6980	-16353
Final Solid Waste (tons/year)	29242	26175	17544	15718

Table 07 also reinforced the importance of increasing recyclable recovery percentage, as well as the introduction of biological treatment by composting

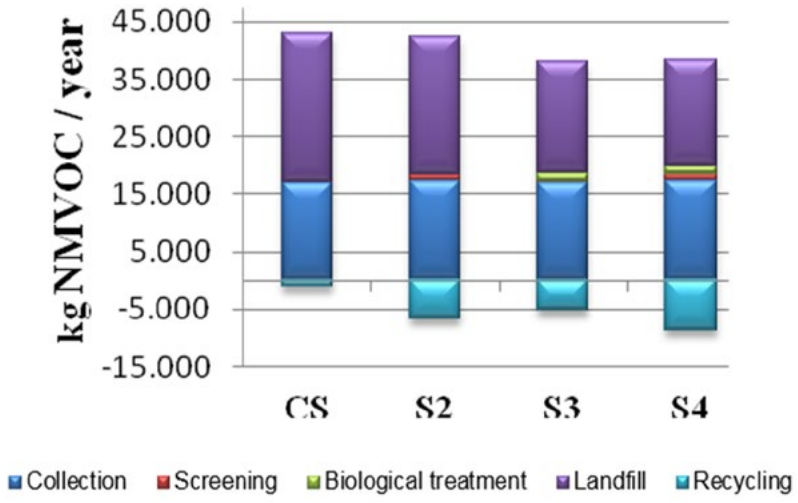
organic matter, in order to avoid the landfill disposal of waste. These potential improvements in efficiency and organic matter reutilization decrease the amount of MSW sent to landfill by 46.24%. In the present scenario 29,242 tons of waste per year is sent to land fill as the final destination, whereas it reduces to 15,718 tons per year, in scenario 04.

3.3. Environmental impact Assessment

3.3.1. Photochemical oxidant formation potential

This indicator defines the substances that have the potential to contribute to the formation of photochemical ozone, and volatile organic compounds (VOCs) containing hydrogen (not fully substituted) and / or double (unsaturated) bond(s) (Hauschild and Wenzel, 1998). Rigamonti et al. (2009) state that it represents the substances that cause photochemical ozone production in the troposphere. Figure 4 presents the analysis of the contributions of each stage involved in the management of MSW in the 04 scenarios studied.

Figure 4. Environmental performance for the MSW scenarios: Photochemical oxidant formation potential.



The analysis shows that collection and landfill stages are the largest contributors in the 04 scenarios. A study by Erses Yay (2015), found similar results, where the collection and disposal of waste in landfills showed the highest emission rates, especially methane. Emissions from the MSW collection stage remain constant over the 04 scenarios. Improved sorting efficiency brings with it an increase in pollutant contribution, but this increase appears to be negligible compared to the environmental benefits produced from the recycling of recovered materials. The biological treatment of organic matter also brings with it the generation of pollution load, but this stage helps to reduce the amount of materials sent to the landfill, causing a decrease in the pollution, as seen in scenario 03 and scenario 04.

In all scenarios, waste disposal in landfill is the stage with the largest emissions contribution in this category. In the baseline analysis, 25,981.09 kg NMVOC equiv./year are released, whereas in scenario 04 this number is reduced to 18,621.94 kg of NMVOC equiv./year, representing a decrease of 28.32% of emissions. This reduction is mainly due to improved material recovery efficiency of waste suitable for recycling and the introduction of the organic matter composting stage, which represented a decrease in the quantities of waste sent to landfill.

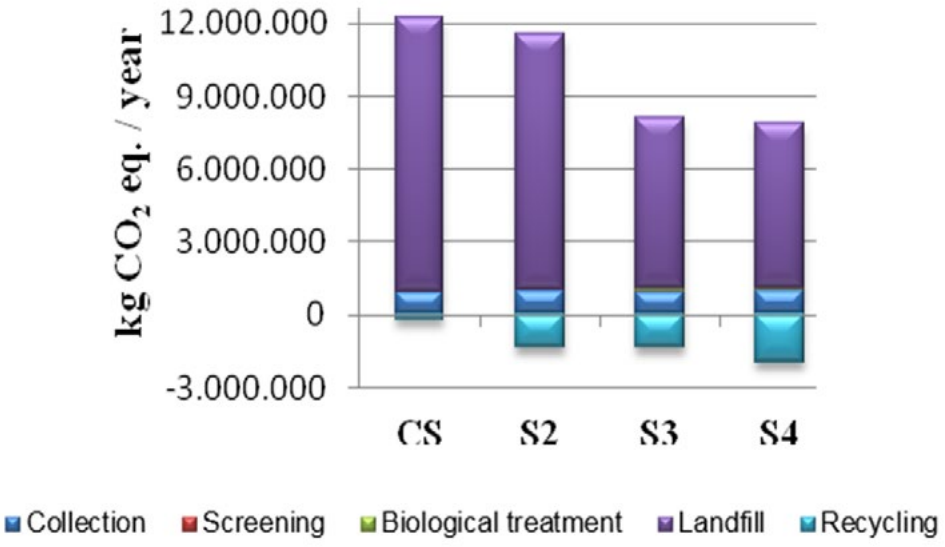
Gunamantha and Sarto (2012) conducted a study in Indonesia, which compared some waste management options. In one of the options, the waste was collected and sent to landfill. The authors determined that this scenario sends 0.3898 kg C_2H_4 equiv./ton. of waste, and the landfill stage is the main contributor. Bovea et al. (2010) found values close to 0.10 kg C_2H_4/uf and up to 0.16 kg C_2H_4/uf in a study conducted in Spain, using a functional unit of 1.00 ton.

3.3.2. Global warming potential - GWP

The PAG, according to Rigamonti et al. (2009) is the indicator of gas emissions causing the greenhouse effect. According to Zaman (2013), global warming

may be caused by the disposal of waste, as it contains harmful gaseous by-products and particles that can increase greenhouse gases. The category of global warming considers the CO_2 parameters (fossil and renewable), CH_4 and N_2O measured as CO_2 equivalent, and these emissions occur mainly during the breakdown of final waste. Figure 5 demonstrates the contribution of environmental impact as related to the PAG.

Figure 5. Environmental performance for the MSW scenarios: Global warming.



There is a notable reduction in emissions when comparing the current scenario and scenario 04 where 40.36% of CO_2 is released into the atmosphere. This is mainly due to the decrease of waste, especially organic matter that is sent for biological treatment, to be deposited in landfills. According to Bovea and Powell (2006), the impact of contribution that occurs in landfills is a direct consequence of emissions of the gases generated, mainly CO_2 and CH_4. A study

by Banar et al. (2009), showed that CH_4 had the most impact for the landfill stage.

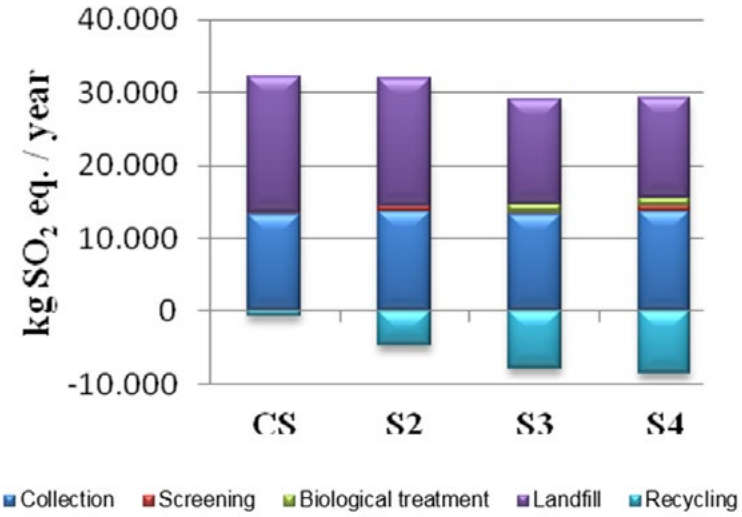
According to the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2001), it is estimated that the CH_4 produced in solid waste disposal sites contributes about 3.0 and 4.0% to annual global anthropogenic emissions of greenhouse gases. Studies by other authors expressed varying values for emissions for the PAG. For example, Miliute and Kazimieras Staniskis (2010) analyzed the landfill option for waste generated in the Alytus region (Lithuania). They considered a total generation of 45,150 ton./year of MSW, obtaining a value of 51,230.00 tons of CO_2 equiv. (1.135 kg CO_2 equiv./ton. of waste) for this impact category. Mendes et al. (2004) had a value of about 900.00 kilograms of CO_2 equiv./ton. of waste for this category of impact when analyzing the solid waste landfill in the city of São Paulo, Brazil. Gunamantha and Sarto (2012) obtained a value of 188.00 kg CO_2 equiv./ton. for a similar study corresponding to three cities in the Yogyakarta region in Indonesia.

3.3.3. Terrestrial Acidification Potential

Emissions of potentially acidifying substances, when deposited, can cause damage to plants and animal populations (Arena et al., 2003). The acidification potential is defined as the number of H+ ions produced per kg of substance on the SO_2. Rigamonti et al. (2009) relates the potential of acidification with the emissions of NOX, SOX and ammonia.

Figure 6 shows the contribution of impact by acidification in different stages of the 04 scenarios analyzed. The environmental impact of acidification is displayed mainly in the stages of collection of MSW and final disposal in landfill. Bovea and Powell (2006) point out that the contribution of this category is due to the fuel consumption associated with the stages of collection and transportation to final treatment.

Figure 6. Environmental performance for the MSW scenarios: Terrestrial acidification.

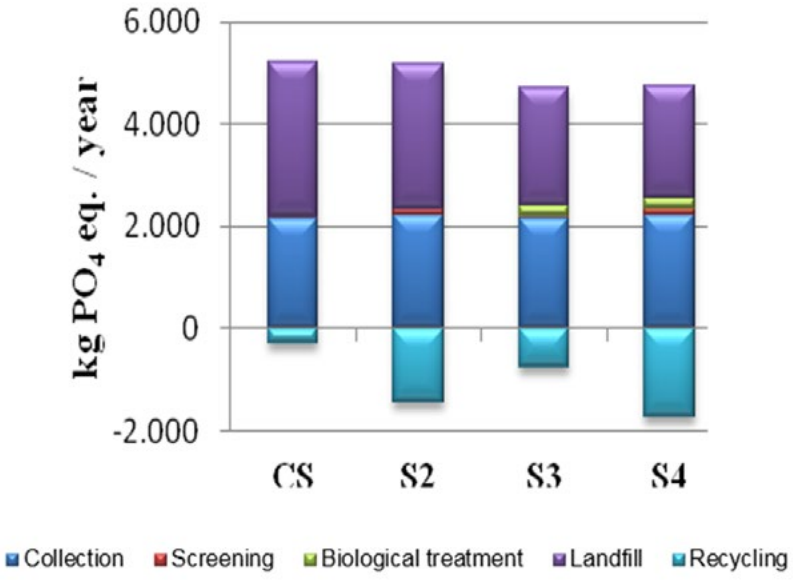


The recycling of materials provides environmental gains, i.e. harmful substances are no longer released into the environment. Özeler et al. (2006) found in a study conducted in the city of Ankara, Turkey, the environmental impacts related to acidification decrease with increased recycling of dry materials. Bovea and Powell (2006) noted in their study, which favors recycling significantly reducing the environmental impact, reaching the equivalent of -2.00 kg of SO_2 for alternative processes, while the pattern of impact of the other stages together comes to, at most the equivalent of 0.5 kg of SO_2.

3.3.4. Eutrophication Potential

According Tarantini et al. (2009), the potential impact for eutrophication is mainly due to high concentrations of nitrates and ammonia present in the landfill slurry, even if the waste is properly treated in the Treatment Plant. Reichert and Mendes (2014), states that eutrophication concerns the potential impacts related to the excessive concentration of nutrients, especially nitrogen and phosphorus. Figure 7 shows the impact of eutrophication contribution in the various stages of each of the scenarios.

Figure 7. Environmental performance for the MSW scenarios: Eutrophication.



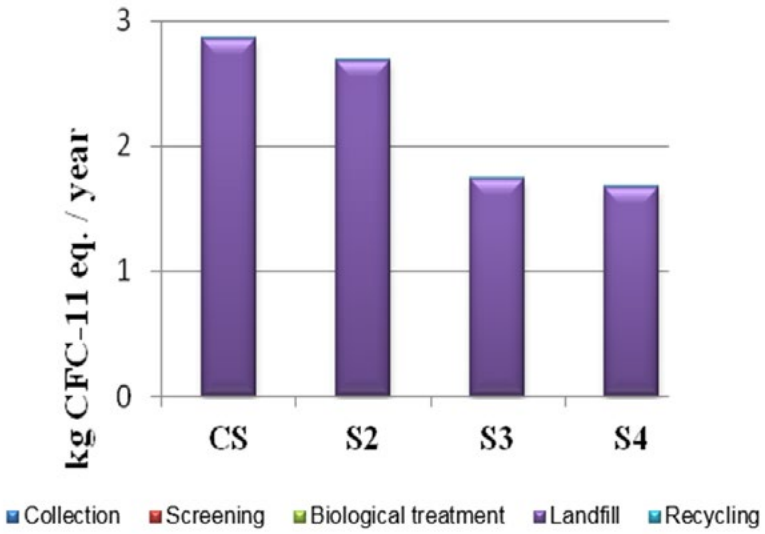
The landfill stage appears as the main contributor to this category, emitting 3,048, 41 kg of PO_4 equiv./year in the current scenario and 2,220, 75 kg of PO_4 equiv./year. A decrease of 27.15% is evident in emissions at this stage. Tarantini et al. (2009), point out in their study the generation of just over 3,000.00 kg of PO_4 equiv./year for the landfill stage. Sorting and biological treatment are responsible for contributing very similar amounts of emissions, which represent minimum impact values. Even considering that the organic matter can be composted, some final elements of the process remain in the form of minerals, causing eutrophication, and therefore, the poisoning of the soil, air and water, as in the case of some metals and compounds not susceptible to biodegradation (Branco, 1989).

The use of materials through recycling provides environmental benefits in all scenarios studied, and in stage 04 the most positive in environmental terms, which are 1,718, 40 kg of PO_4 equiv./year are left to be released into the environment.

3.3.5. Depletion of the ozone layer potential

Chlorofluorocarbon (CFC-11) and its derivatives are the main agents in the depletion of the ozone layer. Gases of this nature, particularly those generated in landfills can contribute to the destruction of the ozone layer due to the presence of chlorofluorocarbons (CFCs) and hydrofluorocarbons (HFCs), in addition to increasing the risk of cancer (Wang et al., 2015). Figure 8 presents the contribution values for the indicators at each stage of MSW management.

Figure 8. Environmental performance for the MSW scenarios: Depletion of ozone layer.



By analyzing the values, it is clear that only the landfill stage contributes significantly to emissions. In the present scenario 2.86 kg of CFC-11 equiv./year are released into the environment and in stage 04, which showed a decrease of 41.95% of emissions, the value was 1.66 kg of CFC-11 equiv./year.

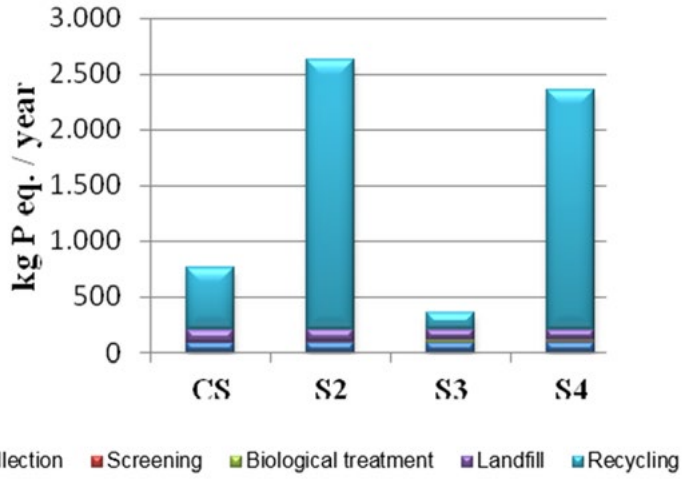
A study by Bezama et al. (2013), considered the construction of a landfill for disposal of MSW, the study found values that indicate the depletion of the ozone layer in the landfill stage. This may have been the result of waste products containing chlorofluorocarbons used in refrigerators and aerosols.

This same study determined that the emission of CO_2 and CH_4 produced by organic matter eliminated in landfills is an influential factor. In this study, the scenario considered sending only MSW to landfill, representing about 30% of emissions. In a study conducted in southern Brazil, Mangue et al. (2015), noted that the introduction of a landfill in the management of MSW allowed a decrease of 63.8% in the emissions related to this indicator.

3.3.6. Particulate matter formation potential

Under the general name of "Particulate Matter" is a set of pollutants made up of dust, fumes and all types of solid material and liquid that remains suspended in the atmosphere because of its small size. Particulate matter can also form in the atmosphere from gases such as SO_2 - sulfur dioxide, NOx - nitrogen oxides and VOCs - volatile organic compounds, which are emitted mainly in combustion activities, turning into particles as a result of chemical reactions in the air (Quintanilha, 2009). Figure 9 shows the impact values obtained for each stage in the four scenarios to display Particulate Matter Formation potential.

Figure 9. Environmental performance for the MSW scenarios: Particulate matter.



Note that the landfill stage and collection of MSW stage have the greatest impact, respectively. The recycling stage, in all scenarios, brings with it a reduction in emissions, with a consequent reduction of environmental impacts.

In the landfill stage, we can see a reduction of 27.15% in the amounts of emissions. This is mainly due to the reduction of material being sent to landfill and the decreased fuel consumption by trucks that transport the waste to the final destination. In all scenarios recycling represented environmental gains, and in scenario 04, there are no more than approximately 5726.50 kg of PM-10 equiv./year.

Dong et al. (2014) conducted a study in China, which analyzed the current situation of MSW management, and two additional scenarios. In the first scenario, where the waste is sent to landfill without gas collection, it was observed that this contributes to 7.74E-05 kg of PM-10/ton. of collected waste. The second scenario analyzed, which is characterized as the current scenario, has the final disposal of MSW at landfills, but with the collection of gas with 70% efficiency ± 4% and production of electricity with 39.1% efficiency. This scenario contributes 3.44E-04 kg of PM-10/ton. of waste. In the third scenario, the option of waste incineration was selected with energy recovery (27% efficiency) and emission of 0.13 kg MP-10/ton. of waste.

4. Conclusions

The LCA study can help and contribute positively to the intensification of new projects aimed at reducing environmental impact, promoting the development of composting or equipping sorting plants for this stage to help them reach the established targets, for example.

The current scenario, which was completely characterized, has well-structured steps, but some details make the system unable to operate in the best possible way. Negative aspects were observed, such as flaws in the sorting

stage, mechanical problems with equipment – conveyer belt of sorting table and front end loader - electrical system in the Sorting Plant was out of date and shortages of labor to carry out the waste sorting are some of the points observed that result in the excessive accumulation of waste in the area of Sorting Plants.

The physical characterization of MSW of the municipality made it possible to know the percentage of each material relative to the total waste generated - paper, plastic, metal, glass, organic matter and waste. Through this knowledge one can define the best treatment options to be implemented in the system, such as: recovery of recyclable materials, composting of organic material and disposal. Better separation of waste at the source is essential for these other stages to succeed and reach the expected efficiency.

The current MSW management scenario in Santa Cruz do Sul showed the worst environmental performance across all scenarios analyzed, since it presented the highest environmental impacts related to emissions to air and water, the increased use of energy and the largest quantities of waste being deposited in landfill.

Scenario 04 achieved the best performance, with smaller contributions from environmental impacts, lower energy use and the lowest amount of waste sent to the landfill.

The disposal of waste in landfill proved to be the most impacting stage of the MSW management system in the current scenario and the other three simulated scenarios. This stage involves the emissions from vehicles and machinery, the degradation of organic matter and the generation of slurry.

By increasing the coverage area of selective collection, improving the efficiency of the sorting stage and entering the biological treatment stage of organic matter, significant environmental benefits can be observed, in particular, reductions in energy consumption and pollutant emissions, as well as a decrease in the amount of waste sent to the landfill.

The results can be used to quantify the magnitude of potential growth in environmental performance related to decision-making in the MSW management system, making changes and / or improvements in transportation and final disposal possible.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES), Research Support Foundation of Rio Grande do Sul (FAPERGS) and National Counselor of Science and Technology (CNPq).

References

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS), 2004. *NBR 10040*: resíduos sólidos: classificação. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

AGOSTINHO, Feni et al., April 2013. Urban solid waste plant treatment in Brazil: is there a net emergy yield on therecovered materials? *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2013, vol. 73, pp. 143-155. Available from: <http://bit.ly/2Gsz75u>.

ARENA, U., MASTELLONE, M. L. and PERUGINI, F., December 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study. *Chemical Engineering Journal* [online]. 2003, vol. 96, issues 1-3, pp. 207-222. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2003.08.019>.

BANAR, Mufide, COKAYGIL, Zerrin and OZKAN, Aysun, January 2009. Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey. *Waste Management* [online]. 2009, vol. 29, issue 1, pp. 54-62. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.12.006>.

BEZAMA, Alberto et al., August 2013. Life cycle comparison of waste-to-energy alternatives for municipal waste treatment in Chilean Patagonia. *Waste Management & Research* [online]. 2013, vol. 31, issue 10, suppl., pp. 67-74. Available from: doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X13499810>.

BOVEA, M. D. and POWELL, J. C., April 2006. Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of Environmental Management* [online]. 2006, vol. 19, issue 2, pp. 115-132. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.005>.

BOVEA, M. D. et al., November 2010. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies: a spanish case study. *Waste Management* [online], 2010, vol. 30, issue 11, pp. 2383-2395. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.001>.

BRANCO, Samuel Murgel, 1998. *Ecossistêmica*: uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente. São Paulo: Blucher, 1998.

BRASIL, 2010. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União:* seção 1, p. 3, 3 out. 2010. Available from: <http://bit.ly/2SBqoV3>.

BRASIL. Ministério do Meio-Ambiente. *Planos de gestão de resíduos sólidos:* manual de orientação: apoiando a implementação...Brasília, DF: ICLEI, 2012. Available from: <http://bit.ly/2GM0uXE>.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), 2010. *Inventário estadual de resíduos sólidos domiciliares 2009*. São Paulo: CETESB, 2010.

DONG, Jun et al., October 2013. Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. *Waste Management & Research* [online]. 2013, vol. 32, issue 1, 2014, pp. 13-23. Available from: doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X13507311>.

ERSES YAY, A. Suna, May 2015. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2015, vol. 94, pp. 284-293. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y. et al., October 2014. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *Journal of Cleaner Production* [online]. 2014, vol. 81, pp. 178-189. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>.

GOULART COELHO, Lineker Max and LANGE, Liséte Celina, January 2018. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2018, vol. 128, pp. 438-450. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.09.026>.

GUNAMANTHA, Made and SARTO, S., May 2012. Life cycle assessment of municipal solid waste treatment to energy options: Case study of Kartamantul region, Yogyakarta. *Renewable Energy* [online]. 2012, vol. 41, pp. 277-284. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.11.008>.

HAUSCHILD, Michael Z. and WENZEL, Henrik, 1998. *Environmental assessment of products*. vol. 2. London: Chapman & Hall, 1998.

HONG, Jinglan, LI, Xiangzhi and ZHAOJIE, Cui, November 2010. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste Management* [online]. 2010, vol. 30, issue 11, pp. 2362-2369.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2011. *Censo Demográfico* 2010. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2001. *Twenty-second session of the IPCC Bureau*. London: WMO, 2001.

ISO (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION), 2006. *14040*: environmental management: life cycle assessment: principles and framework. 2.nd. Genebra: ISO, 2006.

KOMAKECH, Allan John et al., June 2015. Life cycle assessment of biodegradable waste treatment systems for sub-Saharan African cities. *Resources, Conservation and Recycling*[online]. 2015, vol. 99, pp. 100-110. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.006>.

KORONEOS, Christopher J. and NANAKI, Evanthia A., May 2012. Integrated solid waste management and energy production: a life cycle assessment approach: the case study of the city of Thessaloniki. *Journal of Cleaner Production*[online]. 2012, vol. 27, pp. 41-150. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.01.010>.

MANGUE, Deivis Machado et al., July-December, 2015. Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras - RS. *Tecno-Lógica* [online]. 2015, vol. 19, issue 2, pp. 69-77. Available from: doi: <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v19i2.5815>.

MCDOUGALL, Forbes R., et al., 2001. *Integrated solid waste management*: a life cycle inventory. 2nd. ed. London: Blackwell Science, 2001.

MENDES, Mara Regina, ARAMAKI, Toshiya and HANAKI, Keisure, April 2004. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2004, vol. 41, issue 1, pp. 47-63. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2003.08.003>.

MILIŪTE, Jūratė and KAZIMIERAS STANIŠKIS, Jurgis, August 2009. Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: the case of Lithuania. *Waste Management & Research* [online]. 2009, vol. 28, issue 4, 2010, pp. 298-308. Available from: doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X09342149>.

ÖZELER, D., YETIŞ, Ü. And DEMIRER, G. N., April 2006. Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International* [online]. 2006, vol. 32, issue 3, pp. 405-411. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.10.002>.

PARKES, Olga, LETTIERI, Paola and BOGLE, Ian David L., June 2015. Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Management* [online]. 2015, vol. 40, pp. 157-166. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.017>.

PRESSLEY, Phillip N. et al., May 2014. Municipal solid waste conversion to transportation fuels: a life-cycle estimation of global warming potential and energy consumption. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2014, vol. 70, pp. 145-153. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.041>.

QUINTANILHA, Lilian, July-August 2009. O universo das emissões atmosféricas e a atuação do setor industrial. *Revista Meio Ambiente Industrial*, São Paulo. 2009, pp. 27-40.

REICHERT, Geraldo Antônio and MENDES, Carlos André Bulhões, July-September 2014. Avaliação de ciclo de vida e apoio à decisão de gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental* [online]. 2014, vol. 19, issue 3, pp. 301-313. Available from: doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001145>.

RIGAMONTI, Lucia, GROSSO, Mario and GIUGLIANO, Michele, February 2009. Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. *Waste Management* [online]. 2009, vol. 29, issue 2, pp. 934-944. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.005>.

RODRÍGUEZ-IGLESIAS, Jesús et al., December 2003. Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. *Waste Management & Research* [online]. 2003, vol. 21, issue 6, pp. 535-548. Available from: doi: <https://doi.org/10.1177/0734242X0302100606>.

SONG, Qingbin, WANG, Zhishi and LI, Jinhui, October 2013. Environmental

performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2013, vol. 57, pp. 92-100. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.042>.

TARANTINI, Mario, et al., May 2009. Life Cycle Assessment of waste management systems in Italian industrial areas: Case study of 1st Macrolotto of Prato. *Energy* [online]. 2009, vol. 34, issue 5, pp. 613-622. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.12.004>.

TURNER, David A., WILLIAMS, Ian D. and KEMP, Simon, December 2015. Greenhouse gas emission factors for recycling of source-segregated waste materials. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2015, vol. 105, part A, pp. 186-197. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.10.026>.

WANG, Hui, WANG, Lijun and SHAHBAZI, Abolghasem, January 2015. Life cycle assessment of fast pyrolysis of municipal solid waste in North Carolina of USA. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2015, vol. 87, pp. 511-519. Available from: doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.09.011>.

ZAMAN, Atiq Uz, September 2013. Life cycle assessment of pyrolysis–gasification as an emerging municipal solid waste treatment technology. *International Journal of Environmental Science and Technology*[online]. 2013, vol. 10, issue 5, pp. 1029-1038. Available from: doi: <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0230-3>.

lalca | Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida

Os artigos são aceitos em português, espanhol e inglês com resumos disponíveis nas três línguas.

Para submeter artigos é necessário cadastro prévio na plataforma IBICT - Portal de periódicos OJS.

CADASTRO NA PLATAFORMA IBICT - Portal de periódicos OJS

Diretrizes para autores

Já possui login e senha de acesso à revista LALCA?
Submissão Online

A sua contribuição é essencial para o fortalecimento do Pensamento do Ciclo de Vida.

Contamos com a sua participação!

ibict Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia