

IMPACTOS AMBIENTALES DEL MAÍZ EN LAS PRINCIPALES REGIONES AGRÍCOLAS DE LA ARGENTINA (CAMPAÑA 2020/2021)

Javier Martín Echazarreta^{1*}, Elina Casañas¹, Verónica Puntieri¹, Luciana Bilbao¹, Candela García de Andina¹, Verónica Gulivart¹, Sergio del Castillo¹, Claudio Gawrysiak¹, Juana Udrea¹ y Marina Lago Mathisen¹

¹INTI EPD Regional Hub

*E-mail: jechazarreta@inti.gob.ar

Recibido: 02/08/2023
Aceptado: 04/04/2024

RESUMEN

El presente trabajo tuvo por objetivo mostrar los resultados de un estudio exploratorio del desempeño ambiental del maíz (*Zea mays* L.) en la Argentina a través del análisis del ciclo de vida atribucional (LCA; Análisis de ciclo de vida, por sus siglas en inglés). El estudio se realizó conforme a las normas ISO 14040, 14044, 14046, 14067 e ISO 14025 y el alcance es desde la cuna hasta la puerta del campo, incluyendo el sistema de producción, el uso y el transporte de insumos. Se construyeron inventarios ambientales con datos agrícolas de la temporada 2020/2021 y se estableció una unidad funcional de estudio (1 kg de maíz) que permitiera asignar explícitamente los impactos causados por la actividad agrícola sobre los siguientes parámetros: calentamiento global potencial, acidificación potencial, eutrofización potencial, potencial de formación de ozono troposférico, agotamiento potencial de recursos abióticos fósiles y no fósiles y privación potencial de agua. El promedio ponderado del potencial total de calentamiento global en el área de estudio que representa el 64,67% de la producción nacional fue de 0,142 kg CO₂ eq kg⁻¹ de maíz cercano a lo descrito por otros autores, estos valores se deben en gran medida, a la aplicación del sistema de siembra directa bajo condiciones de secano. La investigación demostró que se pueden lograr mejoras ambientales para los sistemas de producción de maíz en las regiones bajo estudio al reducir las emisiones generadas por las labranzas, la fertilización y las emisiones de los residuos de cosecha.

Palabras clave: análisis del ciclo de vida, calentamiento global, desempeño ambiental, eutrofización, maíz.

ENVIRONMENTAL IMPACTS OF CORN IN THE MAIN AGRICULTURAL REGIONS OF ARGENTINA (2020/2021)

ABSTRACT

This article presents an exploratory study that aims to analyze the environmental performance of corn (*Zea mays* L.) in Argentina, through attributional life cycle analysis (LCA). The case study was carried out in accordance with the standards family ISO 14040, 14044, 14046, 14067 and ISO 14025. The study has a scope from the cradle to farm gate, including the production system, inputs and the transportation of them. The environmental inventories were built with agricultural season data from the 2020/2021 and the functional unit was 1 kg of corn, the impacts analyzed are referred to functional unit, including the parameters of global warming potential, acidification potential, eutrophication potential, photochemical ozone formation potential, abiotic depletion potential for fossil resources and no fossil and water deprivation potential. The application of the zero-tillage associated with production in dry conditions in the study area, the production from the study represents 64.67% of the national corn production, where the weighted of the Global Warming Potential average was 0.142 kg CO₂ eq kg⁻¹ of corn, values close to other authors. The research demonstrates that different environmental improvements may be achieved for grain production systems by reducing emissions, focusing on the energy consumption used for the tillage process, as well as by making fertilizer consumption and emissions from crop residue.

Key words: Argentina corn, environmental performance, life cycle analysis, Corn LCA, eutrophication.

INTRODUCCIÓN

En la última década, diferentes países se han esforzado por identificar y cuantificar a través de metodologías reconocidas y armonizadas de LCA dentro del Programa Ambiental de Huellas de la Unión Europea los impactos ambientales causados por actividades agrícolas, como la producción de granos. La importancia de esta problemática se ve reflejada en la actitud del consumidor que muestra una demanda creciente de información sobre el impacto ambiental que genera la actividad productiva en sus diferentes etapas. Según una encuesta desarrollada por el Eurobarómetro (2017), más de la mitad de los ciudadanos europeos conocen al menos una etiqueta ecológica (*i.e.* Declaratoria Ambiental de Producto o una autodeclaración) y el 30% afirmó haber comprado un producto con etiqueta ecológica de la Unión Europea (UE). Alrededor de un tercio de los encuestados (32%) informó que las etiquetas ecológicas desempeñan un papel importante en sus decisiones de compra, mientras que una cuarta parte (25%) asumió lo contrario. Otro punto clave es el hecho de que es más probable que los jóvenes hayan comprado productos con la etiqueta ecológica de la UE (34% entre 15 y 24 años y 35% entre 25 y 39 años), en comparación con el 24% de los mayores de 55 años.

En este contexto, el análisis del ciclo de vida (LCA, por sus siglas en inglés: Life Cycle Assessment) representa una herramienta fundamental para mejorar la comprensión y detección de posibles soluciones a los problemas de sustentabilidad del sistema agroalimentario (Notarnicola *et al.*, 2017). El LCA permite identificar y cuantificar las cargas ambientales de un sistema de producto a lo largo de su ciclo de vida y establecer el impacto ambiental de cada actividad agropecuaria considerando su cadena de suministros, las emisiones que se generan de manera directa y el desempeño ambiental de producto.

Según la información publicada por la Bolsa de Cereales de Buenos Aires, la superficie sembrada con maíz para la campaña 2020/2021 alcanzó 7,1 millones de ha de las cuales fueron cosechadas 6,94 millones ha totalizando una producción nacional de 55 millones de t.

El presente trabajo tuvo por objetivo analizar el impacto ambiental (*i.e.* emisiones de sustancias al suelo, agua y aire) que genera la fase de producción del maíz en la región pampeana argentina (provincias de Buenos Aires, Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe y La Pampa), identificar los principales puntos críticos del sistema y proponer opciones que permitan mejorar el desempeño

ambiental del maíz. Se plantea como hipótesis que la producción de maíz en las regiones de la Argentina alcanzadas por el presente estudio, genera impactos ambientales con valores inferiores a otros países productores.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área bajo estudio se localizó en la región pampeana argentina, donde la flora nativa (*i.e.* pastizales) fueron reemplazados por cultivos anuales hace más de 20 años. El área de producción estudiada incluye las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Entre Ríos, Santa Fe y La Pampa que conforman las regiones III, IV, VI, VII, VIII y IX (IPCC, 2019). Estas regiones agrupan áreas con condiciones agroecológicas homogéneas, como tipo de suelo y precipitaciones, entre otros (Bolsa de Cereales, 2019) y se caracterizan por no haber experimentado cambios de uso de suelo (no se consideró el uso y la transformación de la tierra según las directrices del IPCC (2019). Además, todos los campos evaluados desarrollan la producción bajo condiciones de secano, por lo que el rendimiento depende únicamente de las condiciones climáticas, especialmente de las precipitaciones debido a que los campos no poseen ningún sistema de riego complementario.

Caracterización del inventario

Un inventario del ciclo de vida (LCI) considera la cantidad de cada entrada y salida de los procesos que ocurren durante el ciclo de vida de un producto. Para cumplir los objetivos propuestos se confeccionaron los inventarios con datos agrícolas de la campaña 2020/2021 para el cultivo de maíz. La unidad funcional (UF) elegida fue 1 kg de maíz. El alcance del LCA es "de la cuna a la puerta del campo" y los límites del sistema incluyen los insumos de producción, su transporte al campo y la producción agrícola. También se contabilizaron para el sistema analizado las emisiones por residuos de cosecha.

La investigación se llevó a cabo de acuerdo con el estándar ISO 14040 de LCA, ISO 14067 de huella de carbono, ISO 14046 de huella de agua, ISO 14025 de ecoetiquetado Tipo III, directrices del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC), FAO Leap y las Reglas de Categoría de Producto (PCR, por sus siglas en inglés: Product Category Rules) for Arable and Vegetable Crops, publicadas por The International EPD® System AB (ISO 14040, 2008; ISO 14067, 2018; ISO 14046, 2014; ISO 14025, 2006; IPCC, 2019; FAO Leap, 2018; EPD®, 2021).

Los datos del sistema de producción de maíz corresponden a las condiciones de Buenas Prácticas Agrícolas para la Argentina descritas por la Encuesta de Tecnología Agropecuaria Aplicada (ReTAA), durante el período de un año (2020/2021), donde solo se cosecha el grano de maíz quedando el rastrojo en el campo. Por lo tanto, se incluyen las emisiones de rastrojos según IPCC (IPCC, 2019). La encuesta ReTAA define diferentes áreas establecidas en el Panorama Agropecuario Semanal de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires, las cuales se muestran en la Figura 1.

El alcance del estudio representa el 64,67% de la producción total de maíz en la Argentina e incluye las siguientes regiones III, IV, VI, VII, VIII y IX que forman parte de la región pampeana en dos fechas de siembra: la primera fecha de siembra de septiembre a octubre y la segunda durante el mes de diciembre.

Descripción de las categorías de impacto ambiental y sus metodologías

Las categorías de impacto, las metodologías y las unidades consideradas para el LCA, así como los factores utilizados son aquellos relacionados con la metodología descrita en el Cuadro 1. Cuatro categorías corresponden al cambio climático (total, fósil, biogénico, uso del suelo y cambio del uso del suelo), las cuales se identifican con la sigla GWP (por "global-warming potential"), tres categorías refieren a procesos de eutrofización (terrestre, del

agua dulce y marina), dos al agotamiento de recursos abióticos (minerales y metales, combustibles fósiles) y las restantes categorías están representadas por el agotamiento de la capa de ozono, la acidificación, la formación de ozono fotoquímico y el consumo de agua.

Los indicadores ambientales y los factores de caracterización utilizados en el estudio para todas las categorías de impacto se encuentran en conformidad con aquellos descritos por The International EPD® (System AB, versión 2.0) para productos que no son de construcción y con el Programa Ambiental de Huellas Europeo (versión Package 3.1 European Footprint) de (European Footprint | EF, 2023). El Programa Ambiental de Huellas Europeo permite armonizar los resultados de este tipo de análisis para que puedan ser comparables dentro de la UE e incluye a todos operadores y partes interesadas de cada proceso productivo. Por ejemplo, el programa tiene publicadas algunas reglas PCR, denominadas PFCR, para productos de origen agrícola, entre ellas: PFCR de alimentos balanceados, de vino, de leche, de aceite de oliva.

El método ReCiPe fue descrito por Struijs *et al.* (2008). Para pesticidas químicos no incluidos en ReCiPe se utilizó el modelo de van Zelm *et al.* (2008) para desarrollar los factores de caracterización. Algunos de estos factores de caracterización se calcularon utilizando el impacto medio de agentes activos alternativos con estructura química similar y la misma actividad pesticida (Struijs, Beusen, van Jaarsveld y Huijbregts, 2008).

Los antecedentes se derivan principalmente de la literatura. Ecoinvent 3.8 contiene las principales bases de datos de LCA utilizadas para este estudio, el software utilizado fue SIMAPRO® V 9.4.0.1 (Prè Sustainability). Los datos de estudio se obtuvieron en el sitio a través de mediciones directas o mediante cálculos basados en información y sugerencias recibidas del personal técnico involucrado en las actividades de producción.

Se realizó un análisis cualitativo de los datos aplicando una asignación por masa o biofísica a los impactos ambientales durante la fase de producción. La producción de insumos como pesticidas, el servicio de transporte, el mantenimiento de tractores, cosechadoras y maquinarias, así como los elementos nitrógeno, fósforo y potasio del fertilizante se incluyeron como procesos dentro de los perfiles utilizados y los datos fueron relevados de la base Ecoinvent 3.8 LCA (Nemecek y Kägi, 2007). Se asumió que los fertilizantes, herbicidas, insecticidas y fungicidas, así como los plaguicidas para la producción de semillas, se aplicaron según lo descrito

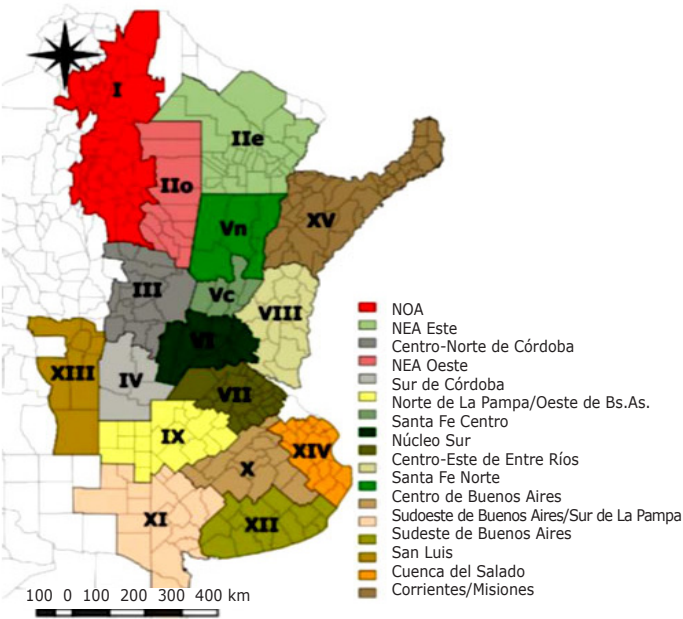


Figura 1. Principales ubicaciones de producción de granos en la región pampeana, Argentina. El área de estudio abarcó las regiones III, IV, VI, VII, VIII y IX que no sufrieron cambios de uso del suelo y donde la producción se realiza bajo condiciones de secano. Fuente: Bolsa de Cereales (2019).

Cuadro 1. Categorías de impacto, parámetros, metodología de cálculo y unidades de expresión. Fuente: European Footprint | EF, 2023.

Categoría de impacto	Parámetro	Metodología	Unidad
Cambio climático total	Potencial de calentamiento global total (GWP-total)	Basado en IPCC (2013) y actualizado con IPCC (2019)	
Cambio climático - fósil	Potencial de calentamiento de emisiones de recursos fósiles (GWP-fossil)	Basado en IPCC (2013) y actualizado con IPCC (2019)	kg CO ₂ eq.
Cambio climático - biogénico	Potencial de calentamiento del uso del suelo y transformación del uso del suelo (GWP-luluc)	Basado en IPCC (2013) y actualizado con IPCC (2019)	kg CO ₂ eq.
Cambio climático - uso del suelo y cambio del uso del suelo	Potencial de calentamiento de las emisiones biogénicas (GWP-bio-genic)	Basado en IPCC 2013 y actualizado con IPCC 2019	kg CO ₂ eq.
Agotamiento de la capa de ozono	Potencial de agotamiento de la capa de ozono (ODP)	WMO 2014	kg CFC 11 eq.
Acidificación	Potencial de acidificación, excedente acumulado	Excedente acumulado (Posch <i>et al.</i> , 2008)	mol H eq.
Eutrofización del agua dulce	Potencial de eutrofización, fracción de nutrientes que alcanzan el compartimento final de agua dulce (EP-freshwater)	ReCiPe	kg P eq
Eutrofización del agua marina	Potencial de eutrofización de fracción de nutrientes que alcanzan el compartimento final de agua marina (EP-marine)	ReCiPe (Struijs, Beusen, van Jaarsveld y Huijbregts, 2008)	kg N eq.
Eutrofización terrestre	Potencial de eutrofización excedente acumulado (EP-terrestrial)	Excedente acumulado (Posch <i>et al.</i> , 2008)	mol N eq.
Formación de ozono fotoquímico	Potencial de formación de ozono troposférico (POCP)	ReCiPe (van Zelm <i>et al.</i> , 2008)	kg NMVOC eq.
Agotamiento de los recursos abióticos -minerales y metales	Potencial de agotamiento de los recursos abióticos para los recursos no fósiles (ADP-minerals & metals)	CML (2002), Van Oers <i>et al.</i> (2002)	kg Sb eq.
Agotamiento de recursos abióticos -combustibles fósiles	Potencial de agotamiento de recursos abióticos para los recursos fósiles (ADP-fossil)	CML 2002, Van Oers <i>et al.</i> (2002).	MJ, valor calorífico neto
Consumo de agua	Potencial de privación de agua (usuario), consumo de privación ponderada de agua (WDP)	Disponibilidad de agua restante (AWARE), Boulay <i>et al.</i> (2017)	m ³ mundial eq. privada

por los agricultores en la encuesta ReTAA (Bolsa de Cereales de Buenos Aires, 2023).

Aplicando el cálculo sugerido por la guía del IPCC, también se estimaron las emisiones de nitrógeno (N) al aire y la lixiviación de nitratos en el suelo. Las emisiones de N₂O y la conversión en equivalentes de CO₂ se estimaron con base en el marco del IPCC (2019), que comprende estimaciones de emisiones tanto directas como indirectas utilizando cuatro de los factores de emisión del IPCC (IPCC, 2019). Las fuentes de nitrógeno inclui-

das en las emisiones directas fueron los fertilizantes de N mineral, el N en los residuos de cultivos en superficie y debajo de ella, así como la mineralización de N. Las emisiones directas de N₂O se debieron a las entradas de N (kg N₂O-N kg⁻¹ N-entrada).

En cuanto al uso de fertilizantes en la etapa agrícola, se estimaron las emisiones de N₂O de los suelos según la metodología del Guidelines Refinement-TIER 2 (IPCC, 2019). La primera vía indirecta para las emisiones de N₂O fue la volatilización de N como NH₃ y óxidos de N

(en el presente estudio se utilizó FracGASF para estimar la fracción de fertilizante mineral volatilizado como NH_3 y NO_x ; $\text{kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N kg}^{-1} \text{ N}$ aplicado como fertilizante), así como la deposición de estos gases y sus productos (NH^{+4} y NO^{-3}) en los suelos y la superficie de lagos y otros cuerpos de agua. La segunda vía indirecta fue la lixiviación y escorrentía de N, parte de este N tiene como destino las aguas subterráneas en zonas ribereñas, acequias, arroyos, ríos y estuarios y sus sedimentos (IPCC, 2019).

La suma de $\text{NH}_3\text{-N}$ y $\text{NO}_x\text{-N}$ volatilizados derivados de la aplicación de fertilizantes se calculó siguiendo el marco del IPCC (2019). Las emisiones se estimaron mediante EF4, definido como un factor de emisión para las emisiones de N_2O de la deposición atmosférica de N en suelos y superficies de agua ($\text{kg N- N}_2\text{O kg}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N}$ volatilizado), y EF5 definido como un factor de emisión para las emisiones de N_2O por lixiviación y escorrentía de N ($\text{kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$ lixiviado y escorrentía). Los valores de las pérdidas de suelo, la pérdida total de fósforo y las pérdidas de nitrógeno en el drenaje y aguas superficiales se basaron en estimaciones de RUSLE (FAO Leap, 2018).

Se calculó la fracción de lixiviación ($\text{Frac}_{\text{leach}}$) según Rochette *et al.* (2008) adaptado al IPCC (2019) y a las regiones de producción de la Argentina. $\text{Frac}_{\text{leach}}$ es la fracción de N perdida por lixiviación y escorrentía estimada en función de la precipitación anual y la evaporación potencial en cada región de producción "r" (Ecuación 1, Figura 2). $\text{EF}_{\text{lixiviación}}$ ($0,0075 \text{ kg N}_2\text{O-N kg}^{-1} \text{ N}$) es el factor de emisión por lixiviación y escorrentía (IPCC, 2019). En la figura 2 se evidencia el valor predeterminado para la lixiviación de $\text{Frac}_{\text{leach}}$ en las directrices del IPCC de 1996

fue de 0,3 mientras que se redefinió un ajuste en las directrices del 2019, donde el valor asignado fue 0,24 (IPCC, 2019). Posteriormente se afirmó que $\text{Frac}_{\text{leach}}$ puede alcanzar valores tan bajos como 0,05 en regiones donde la precipitación es mucho menor que la evapotranspiración potencial.

$$\text{Frac}_{\text{leach}} = 0,2646 \times \text{P/PE} - 0,0224 \quad [\text{Ecuación 1}]$$

donde, P/PE= precipitación anual/evaporación potencial. Si $\text{P/PE} < 0,24$ $\text{Frac}_{\text{leach}} = 0,05$; si $0,24 < \text{P/PE} < 1$ $\text{Frac}_{\text{leach}} = 0,2646 \times \text{P/PE} - 0,0224$; si $\text{P/PE} > 0,24$ $\text{Frac}_{\text{leach}} = 0,24$.

La lixiviación de $\text{Frac}_{\text{leach}}$ calculada y utilizada para cada región fue: 0,1196 (región III), 0,1744 (región IV), 0,1652 (región VI), 0,1488 (región VII), 0,1366 (región VIII) y 0,1189 (región IX).

Las emisiones de CO_2 incluidas en las actividades agrícolas fueron las emisiones de carbono directas como resultado del manejo del suelo y las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) por el consumo de diésel atribuidas a las operaciones de campo. Se calcularon los requerimientos anuales de labranza y combustible fósil utilizado (diésel), así como el combustible fósil consumido por el vehículo del profesional a cargo del manejo y administración del establecimiento. Para calcular el consumo de diésel por hectárea se emplearon los modelos de producción agrícola descriptos por el ReTAA. La distancia de transporte se fijó como un promedio ponderado de las distancias de cada región productiva al puerto de Buenos Aires debido a que la mayoría de los insumos son importados o producidos en la provincia, resultando en 281,5 km.

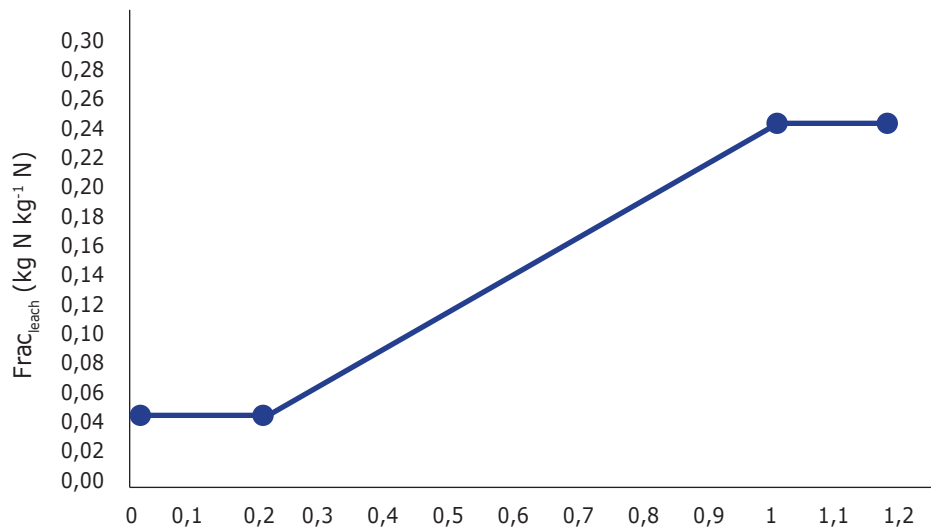


Figura 2. Método para calcular la fracción de aportes de nitrógeno (N) perdida por lixiviación y escorrentía ($\text{Frac}_{\text{leach}}$) en función de la precipitación y la evapotranspiración potencial (P/PE). Fuente: Rochette *et al.* (2008), adaptado a IPCC (2019).

El requerimiento de diésel para los diferentes procesos fue semejante a los valores encontrados en la literatura y se detallan en la Tabla N° 3 del inventario, en litros. A los efectos de realizar este estudio, se estimó analizar el informe técnico para MAIZAR L. Tuninetti y R. Bongiovanni, donde ellos estimaron que en la siembra directa se utilizan, en promedio, 6,55 l gasoil ha⁻¹, por cada fertilización 5,24 l gasoil ha⁻¹, por operación 0,66 l de gasoil ha⁻¹ y calcularon el consumo de 12,87 l de gasoil ha⁻¹ para todo el proceso de cosecha. Es decir, la cantidad de labores realizadas al momento de la cosecha pueden variar los consumos totales (Tuninetti y Bongiovanni, 2023).

Se utilizó la Guía FAO Leap para definir la eutrofización y acidificación potencial en el punto medio generado por las emisiones del uso de fertilizantes nitrogenados y fosforados. Los compuestos de acidificación incluidos en el estudio fueron NH₃ y NO_x volatilizados del fertilizante y NO_x provenientes del consumo de diésel para las labores agrícolas.

En general, es difícil comparar los resultados de estudios con diferentes límites del sistema; sin embargo, para permitir la comparación con otros estudios, la investigación está conforme con la PCR de The International EPD® System AB, donde se consideran las omisiones de ciertos aspectos, por la aplicación de la regla de corte del 1%.

Se analizó la influencia de la elección de los fertilizantes con mayor demanda y disponibilidad para los agricultores en Argentina a partir del nitrógeno, fósforo y potasio. Los fertilizantes fueron evaluados en relación con el maíz y los impactos ambientales.

El impacto ambiental de la aplicación de los fertilizantes utilizados con mayor frecuencia de uso en el área de estudio (fosfato monoamónico -11:23:00-, urea -46:00:00- y sulfato de calcio) se evaluó considerando el rendimiento por kilogramo de grano de materia seca. El balance de nitrógeno (N) y fósforo (P) del modelo insumo/producto consideró las emisiones de nitrato de la diferencia entre los insumos en forma de fertilizante y los productos en forma de rendimiento de grano, así como las emisiones de nitrógeno determinadas por el inventario del ciclo de vida (N₂O, emisiones de NH₃ y NO_x). El criterio aplicado es el descrito por FAO Leap (2018).

Modelización productiva e inventario del ciclo de vida **Descripción general para la confección del inventario de la producción del maíz**

El análisis del inventario del ciclo de vida se desarrolló mediante la recopilación de todos los datos disponibles y

útiles con respecto a la producción de granos en el campo. El estudio cuenta con información regionalizada de ReTAA, donde los datos se obtienen de una encuesta a informantes calificados de cada área de producción.

El inventario de los insumos agrícolas y las emisiones relacionadas se agruparon en diferentes categorías: emisiones de campo y residuos, transporte de insumos y maquinaria, incluidos los combustibles, fertilizantes y plaguicidas (Nemecek y Kägi, 2007).

El inventario incluyó todas las entradas y salidas que se estimaron, así como los tratamientos con pesticidas y fertilizantes, y las actividades de cosecha. Un aspecto importante de la producción de granos es el tratamiento con pesticidas. Este tipo de sistema de producción considera el sistema de siembra predominante en la Argentina, denominado "siembra directa" o "labranza cero" (i.e. suelo no arado) e incluye insecticidas, herbicidas y fungicidas. Los datos fueron recolectados de Ecoinvent 3.8.

La Figura 3 muestra todos los flujos de entrada y salida de la fase de producción agrícola de maíz. Como se puede apreciar, los datos fueron recolectados en forma desagregada; de hecho, para cada operación agrícola se consideraron los insumos de materiales, combustibles y agua, así como las emisiones al aire, al agua y al suelo.

La mayor parte del consumo de energía se debe al transporte de insumos, ya que cada región tiene diferentes distancias desde el puerto donde se importan los productos. Por lo tanto, se calculó una distancia promedio desde el puerto de Buenos Aires para cada región. El modelo de transporte utilizado de la base de datos Ecoinvent 3.8 fueron camiones de 16 a 30 toneladas con emisiones euro III. Este se incluyó en el "core process", según el PCR de cultivos agrícolas de The International EPD® System AB.

El siguiente inventario del "core process" es parte del sistema de producto: el transporte de insumos; el proceso agrícola, incluidas las operaciones en los campos; emisiones al aire y al agua de productos energéticos utilizados en la agricultura, así como emisiones al aire, al agua y al suelo de la agricultura (procedentes de los pesticidas). El proceso agrícola incluye la preparación del suelo y siembra del cultivo; mantenimiento (por ejemplo, de las máquinas); preparación del producto final; tratamiento de los residuos generados durante el proceso; electricidad y combustibles consumidos en el módulo central y para la maquinaria agrícola (i.e. tractores, sembradoras, cosechadoras, entre otros).

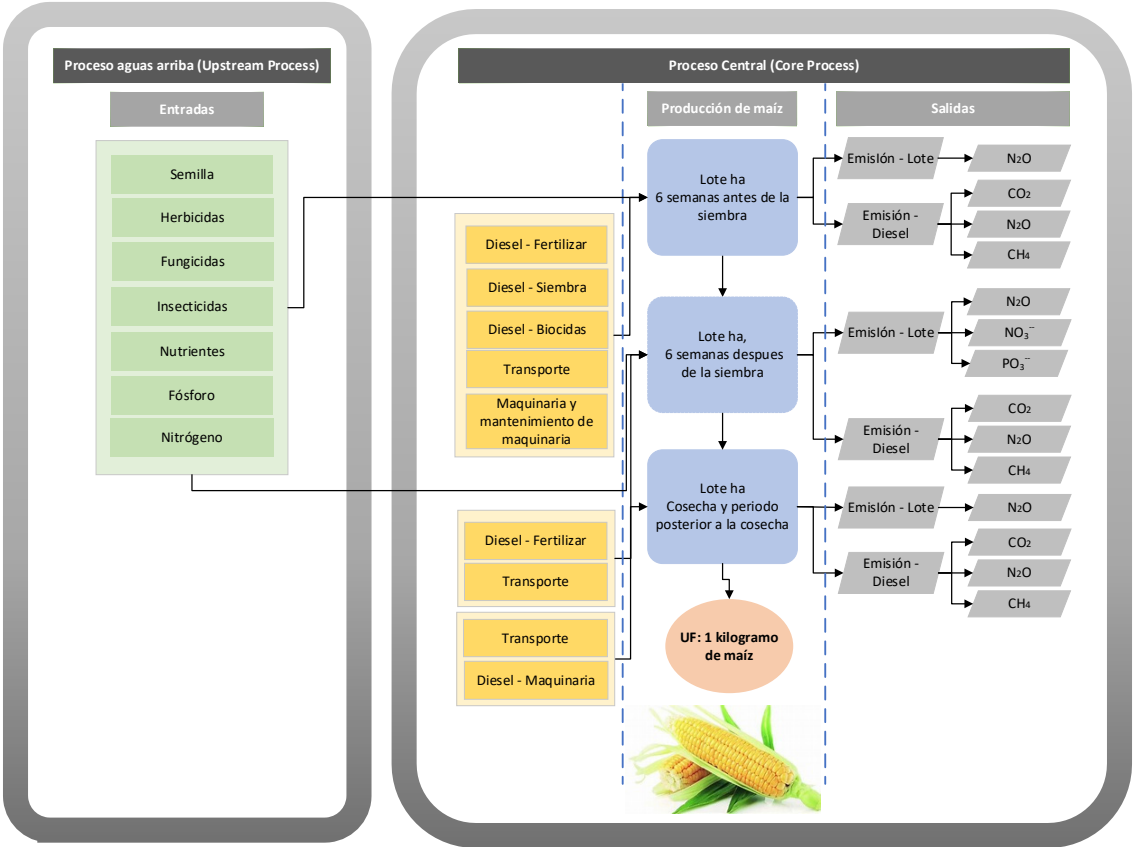


Figura 3. En la figura se refleja el proceso productivo y los límites de cada etapa del LCA conforme PCR utilizada y aplicada al estudio. Fuente: adaptado de Biswas *et al.* (2008) y según la PCR de cultivos agrícolas y hortalizas, incluyendo el maíz (EPD®, 2021).

En el proceso aguas arriba (“upstream”) se incluyen la producción de insumos como fitosanitarios (insecticidas, herbicidas y fungicidas) y fertilizantes, el diésel y la maquinaria que se requiere para producir 1 kg de maíz. Para el procesamiento central, los gases en la columna de productos del inventario representan las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (CO_2 , CH_4 , N_2O) de las actividades en el campo. Posteriormente, todas las emisiones de GEI se convirtieron a equivalentes de kg de CO_2 utilizando el factor de conversión del IPCC (Cuadro 2). La información de entrada se recopiló de ReTAA.

De acuerdo con el PCR para cultivos agrícolas, se excluyen del estudio las siguientes actividades: fabricación de equipos de producción, edificios y otros bienes de capital, viajes de negocios del personal, viajes hacia y desde el trabajo del personal y actividades de investigación y desarrollo (EPD®, 2021).

Inventario

En el presente estudio, las actividades en los campos incluyeron información sobre insumos, como producción y aplicación de fertilizantes fosfatados, combustión de diésel por maquinaria para cada uno de los períodos en

Cuadro 2. Factores de emisión para gases de efecto invernadero (GEI) seleccionados. Fuente: Package EF 3.1 (EPD, 2023) (European Footprint | EF, 2023).

Gases de efecto invernadero	Factor de 100 años	Unidad
CO_2	1	kg CO_2 eq kg ⁻¹ de CO_2
CH_4 origen fósil	28,9	kg CO_2 eq kg ⁻¹ de CH_4
CH_4 Metano biogénico	28,9	kg CO_2 eq kg ⁻¹ de CH_4
N_2O Monóxido de di nitrógeno	273	kg CO_2 eq kg ⁻¹ de N_2O

el establecimiento y transporte de estos insumos durante las etapas mencionadas. El Cuadro 3 muestra el inventario promedio de todas las regiones estudiadas, de

acuerdo con la norma ISO 14040.

El inventario incluyó diferentes fitosanitarios que en muchos casos tienen acción semejante (Cuadro 3); no

Cuadro 3. Inventario consolidado promedio ponderado de todas las regiones estudiadas según ISO 14040. Fecha de siembra septiembre, octubre y una segunda fecha de siembra de diciembre para las diferentes regiones, describiendo las actividades agrícolas referidas a 1 ha de maíz durante un año de producción a partir de 2020/2021.

MAÍZ – PROMEDIO PARA LAS FECHAS DE SIEMBRA TEMPRANA Y TARDÍA			PROMEDIO REGIÓN
Categoría	Entradas / salidas	Unidad ha ⁻¹	Promedio
Semilla	Semilla	Kg	18,30
Fertilizantes	Nitrógeno	Kg	162,76
	Fosfato monoamónico (MAP)	Kg	77,76
	Sulfato de calcio	Kg	14,40
Herbicidas	Glifosato	Kg	5,18
	2-4 D	Kg	0,89
	Dicamba	Kg	0,15
	Atrazina	Kg	2,74
	Acetoclor	Kg	1,60
	Glufosinato de amonio	Kg	0,11
	Metolaclor	Kg	1,94
	Isoxaflutole + tiencazone + metil + ciproflumicafos	Kg	0,09
	Nicosulfurón	Kg	0,001
	Picloram	kg	0,02
	Flumioxazin	kg	0,01
	Imazapir, imazetapir	kg	0,04
	Saflufenacil	kg	0,00
	Topramezone	kg	0,04
	Graminicidas FOP	kg	0,13
	Dicloruro de paraquat	kg	0,04
	Triquetona + s-metolcloso	kg	0,95
Insecticidas	Cipermetrina	kg	0,01
	Lambdacialotrina	kg	0,04
	Clorpirifos	kg	0,00
	Reguladores del crecimiento (IGR)	kg	0,04
	Diamidas	kg	0,07
	Piretroide + veonitotinoide	kg	0,00
	Diamida + piretroide	kg	0,02
	Diamida + avermectina	kg	0,00
Fungicidas	Estrobirulina + triazol	kg	0,17
Plásticos	Envases plásticos	kg	0,96
Maquinarias, labores y entradas de transporte	Siembra directa y fertilización (diésel consumido)	l	16,04
	Pulverización terrestre (diésel consumido)	l	3,61
	Cosecha (diésel consumido)	l	11,84
	Camioneta para asesoramiento (diésel consumido)	l	0,37
	Aceite lubricante	kg	0,87
	Maquinaria	ha	0,50
	Transporte de insumos	tkm	268,80
Rendimiento	Rendimiento en grano	kg	8590

obstante, estos fueron incorporados dentro de la modelización, ya que surgen de la información relevada por el ReTAA para los sistemas productivos y eventualmente son ponderados por los actores relevados. Las principales exclusiones del estudio fueron: (i) la variación de las reservas de carbono de los suelos; (ii) las emisiones por cambios en el uso de la tierra, porque las actividades agrícolas en la tierra han sido las mismas por más de 20 años; (iii) los impactos de los edificios; (v) resto

de emisiones al suelo, aire y agua (Cuadro 4).

Los fitosanitarios se contabilizaron por su contenido de principio activo y en caso de no estar disponibles por esta vía se incluyeron por grupo según su acción (herbicida, fungicida, insecticida). Para calcular la cantidad de fitosanitarios en el inventario, como los perfiles en las bases de datos se reflejan en kilogramos de principio activo, todos ellos fueron transformados en principio activo (Nemecek y Kägi, 2007).

Cuadro 4. Emisiones al aire, suelo y aguas calculadas de todas las regiones estudiadas conforme a las directrices de IPCC (2019) y la Guía FAO Leap (2018).

MAÍZ – PROMEDIO PARA LAS FECHAS DE SIEMBRA TEMPRANA Y TARDÍA		PROMEDIO REGIÓN	
Categoría	Entradas / salidas	Unidades/ha	Promedio
Emisiones de N y P maíz - FAO leap (2018)	PO ₃ - calculado	kg	55,64
	NO ₃ - calculado	Kg	5,98E-06
Emisiones del cultivo y los fertilizantes, IPCC	Residuos de cultivo (NO ₂)	kg NO ₂	1,19
	Aplicación de fertilización nitrogenada	kg NO ₂	0,19

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La PCR utilizada en el presente trabajo fue también considerada por Lovarelli *et al.* (2020). En cuanto a los principales hallazgos del estudio, para el impacto ambiental relacionado con el cambio climático asociado al ciclo de vida agrícola, el rango de emisiones en la primera fecha de siembra fue de 0,117-0,190 y en la segunda fecha de siembra fue de 0,118-0,191 kg CO₂ eq kg⁻¹ maíz (Lovarelli *et al.*, 2020).

En todos los casos del estudio, la causa de la diferencia de emisiones de GEI por unidad funcional se podría deber a las variaciones de precipitaciones, ya que ningún sistema productivo utiliza riego y las precipitaciones tienen un gran efecto en el rendimiento y al utilizarse para distribuir los impactos ambientales por unidad funcional evidencia la variación entre regiones. La Figura 4 muestra que el promedio ponderado de las regiones para la categoría de cambio climático para las dos fechas de siembra fue de 0,142 kg CO₂ eq kg⁻¹ de maíz. La única región que presenta una diferencia para la categoría de cambio climático con el promedio en ambas fechas de siembra es la región VII, donde la sequía durante el crecimiento y floración de cultivo afectó significativamente el rendimiento y la distribución de los impactos ambientales por unidad funcional. Esta variación entre los rendimientos refleja la no aplicación de riego en la producción agrícola en las regiones bajo estudio.

Los impactos de la producción agrícola se distribuyeron de la siguiente manera: las emisiones de residuos de cosecha aportaron el 49,08% al GPW, el uso de los fertilizantes y fitosanitarios contribuyeron a la mencionada categoría de impacto en un 36,29%, predominando la contribución de los fertilizantes con el 22,41%; las emisiones del transporte contribuyeron con el 4,30% y el uso de combustibles en todas las labores tuvieron una incidencia del 7,69% del parámetro GWP perteneciente al indicador cambio climático (Figura 5). Las labores contribuyeron a todas las categorías de impacto con una alta incidencia en la eutrofización terrestre (28,99%). Al igual que en el indicador ambiental de cambio climático, los fitosanitarios, los fertilizantes y las emisiones de residuos de cosecha fueron los contribuyentes más importantes.

Los resultados de la evaluación de impacto de los fertilizantes se analizaron según las directrices del IPCC (2019) y FAO Leap (2018) para las emisiones al aire y suelo. En la fase de producción contribuyeron el 87,62% (3,01% por la fase de producción y 84,61% en el uso) a la eutrofización en agua; el 22,41% al cambio climático; 53,70% a los recursos de combustibles fósiles y 31,88% al uso de recursos minerales y metales.

El nitrógeno es uno de los principales insumos de la producción de maíz y puede contribuir a un impacto potencial en la eutrofización marina y terrestre (EP-marine

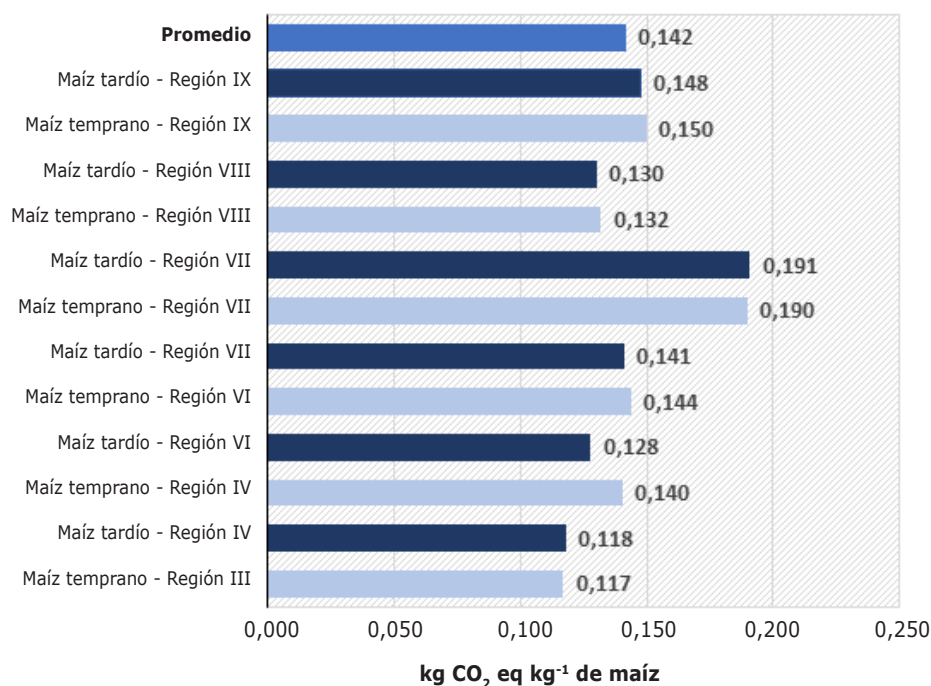


Figura 4. Resultados del parámetro relativo al cambio climático potencial (GWP) para las diferentes regiones, expresado en kg CO₂ equivalente kg⁻¹ de maíz.

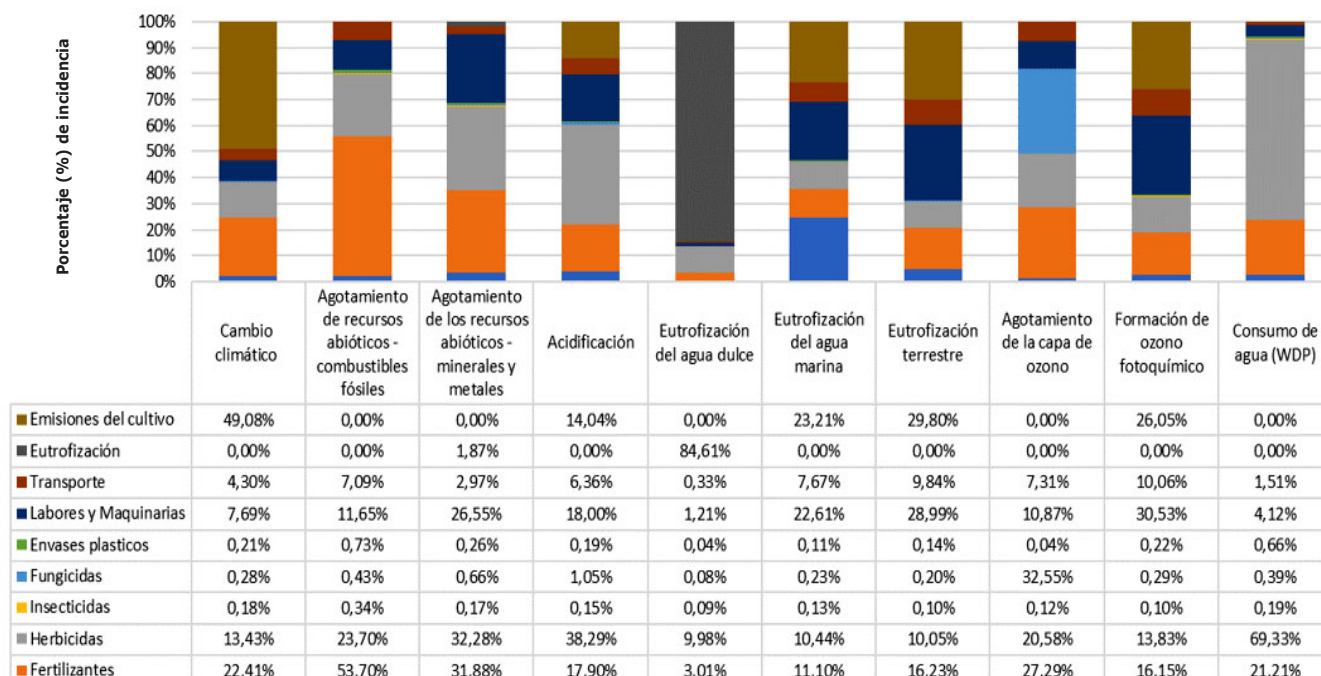


Figura 5. Porcentaje de incidencia de los parámetros pertenecientes a los indicadores de impactos en el sistema de producción promedio.

y EP-terrestrial); no obstante, la emisión de residuos del cultivo contribuye con el potencial de creación de oxidantes fotoquímicos (POCP) en un 26,05%. A su vez, el aumento en el N disponible mejora las tasas de nitrificación y desnitrificación, que luego aumentan la producción de N_2O modificando el indicador de cambio climático y el de eutrofización, donde el nitrógeno aplicado aportó con el 84,61% a la eutrofización del agua dulce.

Debido al consumo de combustibles fósiles para diversas operaciones agrícolas, las labores tuvieron una significativa contribución en la mayoría de los impactos ambientales, en especial 7,69% al GWP, 26,55% al uso de recursos minerales y metales, 22,61% al EP-marine, 28,99% a la EP-terrestre y 30,53% al POCP, como las categorías de impactos con los mayores aportes. Es significativo el aporte de la maquinaria al parámetro de GWP por su contribución del 7,3% y del 25,56% al uso de recursos minerales y metales.

Los resultados de la caracterización del sistema de maíz indicaron que la fase agrícola tuvo la mayor significancia en muchas categorías de impacto. Esta fase está dominada por los impactos de todas las actividades agronómicas; las cuales implican un alto consumo de fertilizantes y fitosanitarios (con sus respectivas emisiones sobre todo en el resto de las categorías), emisiones de residuos vegetales (IPCC) y consumo energético (con emisiones de gases de efecto invernadero, partículas, amoníaco, anhídrido sulfuroso, óxido de nitrógeno y metales pesados).

La interpretación de los resultados se centró en el indicador cambio climático debido a que, al igual que el resto de las categorías, se utilizó la última metodología de la Comisión Europea (vigente desde febrero de 2023). Puede que sea difícil hacer una comparación que incluya otros impactos ambientales, no obstante, en el caso del indicador mencionado previamente, aunque han cambiado los factores de emisiones, su cambio no representa variaciones significativas.

El transporte de insumos tuvo una contribución menor al impacto general. Los resultados están en línea con los resultados ya publicados con respecto a los LCA de alimentos, que destacan la fase del ciclo de vida agrícola como aquella que tiene el mayor impacto ambiental (Notarnicola *et al.* 2017).

Se consideró la calidad de los datos y se identificaron los puntos críticos del sistema. Como ejemplo, la metodología utilizada en el estudio para calcular la eutrofización se describió a partir de las directrices de FAO Leap, la cual aún no se ha utilizado en muchos artículos

porque ha sido publicada recientemente (FAO Leap, 2018).

Los resultados también fueron consistentes con otros estudios encontrados en la literatura que evalúan el perfil ambiental del maíz. Jayasundara *et al.* (2014), en Canadá, encontraron que las emisiones de gases de efecto invernadero del grano de maíz varió de 0,243 a 0,353 kg CO_2 eq kg^{-1} de grano, de los cuales el 72% estuvo asociado con aportes de N procedente de fertilizante sintético N y 10% del estiércol aplicado N.

Calcularon la huella de carbono en diferentes regiones de Estados Unidos encontrando que el rango fue de 0,360-0,440 CO_2 eq kg^{-1} de maíz, donde los hotspot descritos fueron la aplicación de cal, gasolina, diésel y emisiones de N_2O provenientes de residuos de maíz, similar al comportamiento que se refleja en este estudio.

En consecuencia, el impacto encontrado en este estudio es menor que en estudios similares, esto demuestra claramente la importancia de establecer límites de sistema más amplios que los que normalmente se encuentran en los estudios LCA de la producción de granos, para obtener resultados más realistas en cuanto a los impactos ambientales. Sin embargo, no está claro cómo se establecen los límites del sistema ni la metodología aplicada para procesar la información, por lo que no es fácil saber qué se incluye y qué se omite. Por esta razón, se debe utilizar un PCR para cultivos agrícolas y vegetales de The Internacional EPD® System AB, como guía para establecer los límites del sistema y la metodología aplicada, de manera de mostrar los impactos ambientales y que los mismos sean comparables entre sí.

CONCLUSIONES

Para concluir, los puntos críticos o calientes conocidos como "hotspots" identificados en la investigación fueron la producción y aplicación de fertilizantes (con lixiviación y escorrentía de N), las emisiones de residuos vegetales de cosecha según las directrices del IPCC y en otras categorías de impacto como la acidificación y la eutrofización por aplicaciones de fertilizantes nitrogenados (en especial, urea) según las directrices de FAO Leap. Otro punto crítico se debe al consumo de combustibles fósiles para las labores, junto a la producción, en el futuro los derivados del petróleo podrían ser reemplazados por el uso de biodiesel. Muchos estudios excluyen la fabricación de maquinaria, el transporte de insumos, la producción y el uso de fitosanitarios. En cambio, en el presente trabajo se abordó la problemática considerando

un sistema que aborda estos aspectos, lo cual permitió demostrar la necesidad de que este tipo de análisis incluya los distintos procesos que, en torno a la producción de grano, afectan el ambiente. Los resultados obtenidos permiten afirmar la hipótesis de trabajo: que la producción en las regiones estudiadas posee impactos ambientales semejantes a otros países productores y, en algunos casos, los valores obtenidos se encuentran

por debajo de ellos. Finalmente, esta investigación demostró el potencial del uso de PCR para mejorar las comparaciones entre estudios.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Bolsa de cereales de Buenos Aires, especialmente Sofia Gayo por su colaboración e información aportada por ReTAA.

BIBLIOGRAFÍA

- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. (2023). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada. <https://www.bolsadecereales.com/tecnologia-informes>
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuilliere, M. J., Manzardo, A., Pfister, S. *et al.* (2017). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int. J. Life Cycle Assess*, 23, 368-378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>
- EN 15804. (2019). Sustainability of construction works. Environmental product declaration. Core rules for the product category of construction products. European Committee for Standardization. European Standard. ICS 91.010.99
- EPD. (2023). Environmental performance indicators. Stockholm, Sweden. <https://environdec.com/resources/indicators>
- EPD®. (2021). PCR - Arable and Vegetable Crops. The International EPD® System. Stockholm, Sweden: EPD System.
- Eurobarometer. (2017). Attitudes of European citizens - Special Eurobarometer 468 - Report. Report, Directorate-General for Environment and co-ordinated by the Directorate General for Communication, European Commission. <https://doi.org/10.2779/84809>
- European Footprint-EF. (2023). EN 15804 reference package. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/EN15804.xhtml>
- Food and Agriculture Organization-FAO. (2018). *Nutrient flows and associated environmental impacts in livestock supply chains Guidelines for assessment* (pp. 196). FAO Leap. ISBN 978-92-5-130901-8. <http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Intergovernmental Panel on Climate Change-IPCC. (2021). *Climate Change 2021 - The Physical Science Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change. www.ipcc.ch
- International Organization for Standardization-ISO 14040. (2008). *Análisis de ciclo de vida. Principios y marco de referencia*. The International Organization for Standardization.
- International Organization for Standardization-ISO 14025. (2006). *Environmental labels and declarations - Type III Environmental Declarations - Principles and procedures*. The International Organization for Standardization.
- International Organization for Standardization-ISO 14046. (2014). *Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines* (1ª ed., pp. 33). The International Organization for Standardization.
- International Organization for Standardization-ISO 14067. (2018). *Gases de efecto invernadero - Huella de carbono de productos - Requisitos y directrices para cuantificación*. International Organization for Standardization.
- Nemecek, T. y Kägi, T. (2007). *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems*. Project ecoinvent data v2.0. Ecoinvent.
- Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S., Saouter, E. y Sonesson, U. (2017). The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *Journal of Cleaner Production*, 140, 399-409.
- Notarnicola, B., Salomone, R., Petti, L., Renzulli, P., Roma, R. y Cerutti, A. (2015). *Life cycle assessment in the agri-food sector: case studies, methodological issues and best practices*. Springer.
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.-P., Johansson, M., Margni, M. y Joliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* volume. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0025-9>
- Rochette, P., Worth, D., Reynald, L., McConkey, B., Pennock, D., Wagner-Riddle, C. y Desjardins, R. (2008). Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 641-654.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H. y Huijbregts, M. (2008). Eutrophication. En: Goedkoop, M. (Ed.). *ReCiPe 2008* (pp. 59-67).
- Tuninetti, L. y Bongiovanni, R. (2023). *Huella de carbono del maíz de Argentina*. <http://www.maizar.org.ar/documentos/trabajo%20huella%20carbono%202023.pdf>
- Van Zelm, R., Huijbregts, M., den Hollander, H., van Jaarsveld, H., Sauter, F., Struijs, J., van de Meent, D. *et al.* (2008). Human Health Damage due to PM and OZONE. En: Goedkoop, M. (Ed.). *ReCiPe 2008* (pp. 1-132).
- Yin, R. K. (2009). *Case study research: design and methods* (4ª ed., vol. 5). SAGE Inc.