



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Análisis de la huella ecotoxicológica de rotaciones arroceras con diferentes grados de intensificación

Natalia Pamela Jorajuría Noya

Magíster en Ciencias Agrarias
Ciencias Vegetales

Mayo, 2026

**Análisis de la huella ecotoxicológica
de rotaciones arroceras con diferentes
grados de intensificación**

Natalia Pamela Jorajuría Noya

Magíster en Ciencias Agrarias
Ciencias Vegetales

Mayo, 2026

Esta tesis de maestría se distribuye bajo licencia

Creative Commons **Reconocimiento – No Comercial – Sin Obra
Derivada.**



Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. Dr. Guillermo Siri Prieto, Ing. Agr. Dr. Claudia Marchesi y Ing. Agr. Dr. Tiago Kaspary el 27 de mayo de 2026. Autora: Ing. Agr. Natalia Pamela Jorajuría Noya. Director: Ing. Agr. Dr. Sebastián Martínez Kopp. Codirector: BQ. Dr. Leonidas Carrasco-Letelier.

Dedico este trabajo a mi mamá, Teresa.

Agradecimientos

Quiero reconocer y agradecer a mi tutor Sebastián por compartir su experiencia y conocimiento para enriquecer este trabajo. A mi cotutor Leonidas, por su confianza para llevar a cabo este desafío, por compartir sus conocimientos y ocuparse de conseguir fuentes de financiamiento.

Gracias a Seba, mi pareja, por su apoyo, acompañamiento, paciencia y aliento desde el comienzo de este desafío; a Juani, mi bebé, que me acompañó desde la panza; a mi hermana, por siempre estar, escucharme, apoyarme y cuidar a Juani para que pudiera escribir; a la abuela Ana María, que cuidó a Juani muchísimas veces para que pudiera culminar; y a mi gran amiga, colega y comadre Lucía, por ser incondicional. Gracias a mis padres Teresa y Sergio y a mis amigas desde la niñez. Gracias a mí misma por la perseverancia. Gracias a Dios y la Virgen, siempre.

Tabla de contenido

<u>Agradecimientos</u>	VI
<u>Lista de tablas y figuras</u>	VIII
<u>Resumen</u>	IX
<u>Summary</u>	X
<u>1. Introducción</u>	1
1.1. Hipótesis y objetivos	6
<u>2. Materiales y métodos</u>	8
2.1. Experimento de Largo Plazo	8
2.2 Diseño experimental	8
2.3 Manejo del experimento	12
2.4 Base de datos del experimento de largo plazo	13
2.5 Huella ecotoxicológica	15
2.6 Modelo USEtox	15
2.7 Estimación de Unidades Toxicológicas	16
2.8 Retorno de la inversión energética (EROI)	17
2.9 Análisis estadístico	17
<u>3. Resultados</u>	19
3.1 Huellas ecotoxicológicas de las rotaciones	19
3.2 Participación de clases de pesticidas	22
3.3 Unidades tóxicas comparables	24
3.4 Unidades toxicológicas	24
3.5 Rendimiento de cada rotación	26
3.6 Retorno de la inversión energética (EROI)	28
3.7 Huella ecotoxicológica y retorno de la inversión energética (EROI)	29
<u>4. Discusión</u>	31
<u>5. Conclusiones</u>	36
<u>6. Bibliografía</u>	37
<u>7. Anexos</u>	51

Lista de tablas y figuras

Tabla	Página
Tabla 1. <i>Esquema de las rotaciones evaluadas en el ELP</i>	11
Tabla 2. <i>Información de cada pesticida aplicado</i>	14
Tabla 3. <i>Medias de los rangos y diferencias estadísticas de las huellas ecotoxicológicas de las rotaciones analizadas</i>	26
Tabla 4. <i>Medias de los rangos y diferencias estadísticas de rendimiento por rotación para el período 2012-2019</i>	27
Tabla 5. <i>Medias de los rangos de EROI para cada rotación en el período 2012-2019</i>	29
Figura	Página
Figura 1 . <i>Ubicación del experimento</i>	8
Figura 2. <i>Modelo USEtox</i>	16
Figura 3. <i>Modelo de fugacidad nivel I</i>	17
Figura 4. <i>Huellas ecotoxicológicas para los cultivos de cada rotación por zafra y acumulado 2012-2019</i>	21
Figura 5. <i>Huellas ecotoxicológicas para los cultivos de cada rotación excepto soja por zafra y acumulado 2012-2019</i>	22
Figura 6. <i>Huellas ecotoxicológicas por clase de pesticida por zafra y acumulado 2012-2019</i>	23
Figura 7. <i>Rangos y rangos medios de las huellas ecotoxicológicas para cada rotación para el período 2012-2019</i>	25
Figura 8. <i>Rangos y rangos medios de rendimiento para cada rotación para el período 2012-2019</i>	27
Figura 9. <i>Rangos y rangos medios de EROI para cada rotación en el período 2012-2019</i>	28
Figura 10. <i>Rangos y rangos medios de EROI y rangos y rangos medios de las huellas ecotoxicológicas</i>	30

Resumen

Uruguay, con 147.031 ha destinadas a la producción de arroz es responsable del 2% del comercio mundial, con un rendimiento promedio de 9.336 kg ha⁻¹. El cultivo de arroz ha rotado históricamente con pasturas, lo que permitió la integración de los sistemas de producción de arroz y ganadería desde la década de 1920. La expansión agrícola reciente incorporó otros cultivos en la rotación, como soja y sorgo, e incrementó la frecuencia del cultivo de arroz, lo que implica más años consecutivos de arroz y menos años de retorno a pasturas. El Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) de Uruguay lleva a cabo un experimento de largo plazo (ELP) desde 2012 para evaluar diferentes tecnologías de intensificación en los sistemas de cultivo de arroz. Las evaluaciones de los cambios de uso de pesticidas en la producción arroceras de Uruguay usando la huella ecotoxicológica (HE) indicaron que el mayor riesgo de contaminación estuvo dado por los insecticidas. Este estudio caracterizó el desempeño agronómico y ambiental del ELP mediante un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), para el período 2012-2019, de 6 rotaciones arroceras con diferentes grados de intensificación, en las que se modificaron los cultivos de verano y la longitud de la fase de pasturas. La HE se estimó con el modelo USEtox y un modelo de fugacidad (de nivel 1) modificado. Ambas metodologías de evaluación permitieron diferenciar las rotaciones. El mayor impacto se observó en las rotaciones (R) que incluyen los cultivos de secano, como arroz con soja y sorgo (R2), arroz con soja y pasturas (R5) y arroz y soja (R6). El impacto fue menor en las rotaciones sin soja y sorgo, como arroz continuo (R1), arroz pastura corta (R3) y arroz y pastura larga (R4). Las rotaciones que presentaron el EROI más alto fueron R4 y R5. Mientras que R1, R3 y R6 presentaron EROI más bajos, y R2 presentó un valor intermedio. La rotación más sostenible fue R4, ya que presentó el mayor EROI y la menor HE.

Palabras clave: modelos, química ambiental, evaluación de riesgo ambiental, sostenibilidad, análisis de ciclo de vida

Ecotoxicological Footprint Analysis of Rice Cropping Rotations with Different Levels of Intensification

Summary

Uruguay, with 147,031 ha allocated to rice production, accounts for approximately 2% of global rice trade, with an average yield of 9,336 kg ha⁻¹. Rice cultivation has historically rotated with pastures, integrating rice–livestock production systems since the 1920s. Recent agricultural expansion has incorporated other crops into the rotation, such as soybean and sorghum, and has increased the frequency of rice cultivation, resulting in more consecutive years of rice and fewer years of pasture return. The Uruguayan National Institute for Agricultural Research (INIA) has conducted a long-term experiment (LTE) since 2012 to evaluate different intensification technologies in rice production systems. Assessments of changes in pesticide use in Uruguayan rice production using the ecotoxicological footprint (EF) indicated that the highest contamination risk was associated with insecticides. This study characterized the agronomic and environmental performance of the LTE using a Life Cycle Assessment (LCA) approach for the period 2012–2019, analyzing six rice-based rotations with different levels of intensification by modifying summer crops and the length of the pasture phase. The EF was estimated using the USEtox model and a modified level-1 fugacity model. Both assessment methodologies allowed discrimination among rotations. The highest impacts were observed in rotations that included rainfed crops, such as soybean and sorghum (R2, R5, and R6), whereas lower impacts were found in rotations without soybean and sorghum (R1, R3, and R4). Rotations with the highest EROI were R4 and R5, while R1, R3, and R6 showed lower EROI values, and R2 exhibited an intermediate value. Overall, R4 emerged as the most sustainable rotation, as it combined the highest EROI with the lowest EF.

Keywords: models, environmental chemistry, environmental risk assessment, sustainability, life cycle assessment

1. Introducción

Uruguay alcanzó 147.031 hectáreas (ha) destinadas a la producción de arroz en 2023, con un rendimiento promedio de 9.336 kg ha⁻¹, y sus exportaciones representaron el 2% del comercio mundial de arroz (Oficina de Estadísticas Agropecuarias [DIEA], 2023). El cultivo de arroz se ha desarrollado históricamente en rotación con pasturas, lo que permitió la integración de los sistemas de producción de arroz y ganadería desde la década de 1920 (Chebataroff, 2012; Zorrilla y Terra, 2017). La intensificación agrícola reciente incorporó otros cultivos en la rotación, como soja y sorgo, e incrementó la frecuencia del cultivo de arroz o redujo el largo de retorno a pasturas (Macedo et al., 2021, 2022; Martínez, 2023a). Esta intensificación responde a la demanda por alimentos del mercado y a la búsqueda de mayores ingresos por los productores, lo cual puede afectar la estabilidad y sostenibilidad del sistema, así como la estructura microbiana del suelo y el balance de nutrientes (Castillo et al., 2023; Macedo et al., 2021, 2022; Martínez, 2023a, 2023b). En Uruguay han ocurrido tres procesos de intensificación agrícola, desarrollados en 1930, 1950 y 2013 (Mazzilli et al., 2021), los cuales ocasionaron impactos ambientales, incrementaron la erosión y pérdida de fertilidad de suelos, y deterioraron la calidad del agua (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2021, 2022; Beretta-Blanco et al., 2019; García-Préchac et al., 1999). Estos impactos ambientales condujeron a desarrollos tecnológicos como el diseño de rotaciones de cultivo (Grahmann et al., 2020), calibración de modelos de erosión (García-Préchac et al., 1999), y la incorporación de cultivos de cobertura (Ernst et al., 2020), los cuales permitieron mitigar algunos de los efectos negativos. Aún queda por resolver la gestión de las zonas riparias dañadas por la agricultura y la ganadería, y la gestión del riesgo de daño por pesticidas (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2021; Zarza et al., 2022).

Los pesticidas se utilizan en todo el mundo en la producción agrícola, tanto en situaciones domésticas como comerciales (Wan et al., 2025). El mercado mundial de pesticidas fue valorado en aproximadamente 40 mil millones de dólares en 2020, lo que permitió aumentar el rendimiento de los cultivos y reducir las pérdidas por plagas y enfermedades (Sharma et al., 2020). Anualmente se utilizan aproximadamente entre

2 y 3 mil millones de kilogramos de pesticidas a nivel mundial, con un consumo anual que ha crecido un 20 % durante la década 2010–2020, y un aumento del 153 % en el uso de pesticidas en países de bajos ingresos (Sharma et al., 2020; Shattuck et al., 2023; Wisnujati, 2023). Asia es la región con mayor consumo, y América presenta las tasas de uso más altas por hectárea, mientras que Europa ha implementado políticas de uso más estrictas (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2022; Wisnujati, 2023). Brasil es el principal usuario de pesticidas en América Latina y el Caribe con un consumo anual de 231.621 toneladas (t), seguido por Argentina (132.255 t) y Colombia (52.553 t) (Pizarro et al., 2024). Uruguay presenta una de las mayores cargas de pesticidas por unidad de área (FAO, 2019). En 2013 superó un uso de 10 kg de pesticidas por hectárea, valor 4 veces superior al promedio internacional (2,5 kg/ha) (FAO, 2019; Schreinemachers y Tipraqsa, 2012).

Los pesticidas se utilizan para contrarrestar el efecto de factores de estrés bióticos y abióticos, que disminuyen el rendimiento del arroz en más de 200 millones toneladas por año (Hajjar et al., 2023). El manejo de plagas constituye un desafío permanente para los productores de arroz y causa importantes pérdidas en el rendimiento y la calidad de grano (Fahad et al., 2021; Hajjar et al., 2023). El uso de pesticidas ha sido la técnica más utilizada para mitigar las pérdidas, pero este uso ha ocasionado diversos problemas ambientales (Fahad et al., 2021). Las malezas como *Echinochloa* spp. (capines), *Oryza sativa* L. (arroz rojo) y *Cyperus* spp. (ciperáceas), enfermedades como *Pyricularia oryzae* (brusone), *Rhizoctonia solani* (tizón de la vaina), *Waitea oryzae* (mancha de la hoja del arroz), e insectos como *Oryzophagus oryzae* (bichera de la raíz), *Oebalus* spp. (chinche del grano), y *Tibraca limbativentris* (chinche del tallo), constituyen los principales agentes de daño económico que infestan los arrozales en las Américas (Singh et al., 2017).

En Uruguay, el cultivo de arroz es afectado por malezas como: *Echinochloa* spp., *Digitaria* spp. (pasto blanco), *Oryza sativa*, *Paspalum* spp. (gramas), *Leersia* y *Luziola* (gramas finas), *Cyperus* spp. y complejo de especies de hoja ancha. Insectos como: *Oryzophagus oryzae* (gorgojo del arroz), *Eutheola humilis* (cascarudo), *Tibraca limbativentris* (chinche del tallo), *Oebalus poecilus* (chinche del grano), *Mormidea* sp. (chinche), *Spodoptera frugiperda* (lagarta), *Pseudaletia adultera* (lagarta), así como

las enfermedades *Pyricularia oryzae* (brusone), *Rhizoctonia* spp., (manchas del tallo) y *Nakataea oryzae* (podredumbre del tallo) (Martínez et al., 2018). La producción de arroz en Uruguay se basa en un conjunto de prácticas comprendidas en un manual de buenas prácticas agrícolas (Asociación Cultivadores de Arroz [ACA], 2009), confeccionado por productores, técnicos de las industrias de molinos, e investigadores del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Agencia Nacional de Investigación e Innovación y Laboratorio Tecnológico del Uruguay. Mediante estas prácticas se regula el uso de pesticidas y se promueve el manejo integrado de plagas (Martínez et al., 2018). Los principales pesticidas empleados son herbicidas y fungicidas, mientras que los insecticidas son menos usados en los cultivos de arroz (Martínez et al., 2018).

Los pesticidas son contaminantes ambientales importantes; numerosos estudios han confirmado que menos del 1% de los pesticidas aplicados alcanzan organismos objetivo (Elhamalawy et al., 2024). Mientras que el resto se dispersó en el ambiente, lo que afectó la salud del suelo, la calidad del agua y la supervivencia de polinizadores, y otros organismos beneficiosos (Elhamalawy et al., 2024; Sarkar, et al. 2022; Sharma et al., 2020). La gestión de los impactos ambientales de los pesticidas en la salud ecosistémica ha sido un desafío permanente desde la publicación del libro Primavera Silenciosa (Carson, 1969), una obra pionera que alertó sobre los efectos nocivos de los pesticidas, especialmente el dicloro-difenil-tricloroetano (DDT), en aves, insectos y otros organismos no objetivo, así como en la salud humana. Carson (1969), evidenció cómo el uso indiscriminado de esta sustancia química podía alterar cadenas tróficas, reducir la biodiversidad y contaminar suelos y aguas, lo que generó consecuencias a largo plazo para los ecosistemas y la salud humana.

Gestionar el nivel de riesgo de daño se ha planteado como una estrategia clave para la protección de los ecosistemas (Wan et al., 2025). Esta necesidad surge porque los pesticidas generan impactos ambientales que afectan a múltiples especies no objetivo (Silva et al., 2019; Wan et al., 2025) y han sido incluso señalados como posibles impulsores del crecimiento de cianobacterias (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2021). En esta línea, Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier (2021) señalaron un aumento en el uso de insecticidas expresado en unidades toxicológicas (UT) al

comparar los períodos 1999–2007 y 2009–2017 en el contexto del último proceso de intensificación y expansión agrícola en Uruguay. Asimismo, múltiples estudios evidencian que los pesticidas pueden alterar funciones microbianas del suelo que están estrechamente vinculadas al ciclado de nutrientes, afectando enzimas como deshidrogenasas y fosfatasas (Johnsen et al., 2001; Riah et al., 2014), con implicancias para la degradación de celulosa y la disponibilidad de ortofosfato (Wainwright, 1978; Wolejko et al., 2020). En sistemas arroceros bajo condiciones de inundación en India, Bangladesh y Brasil, la aplicación prolongada de pesticidas modificó significativamente la estructura y función de las comunidades microbianas, lo que repercutió en el ciclo del carbono y la transformación de nutrientes (Sim et al., 2022; Wang et al., 2025).

En Uruguay, el registro y control de los productos fitosanitarios es competencia de la Dirección General de Servicios Agrícolas (DGSA) del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) (Dirección General de Servicios Agrícolas [DGSA], 2026). Para obtener la autorización de comercialización, los productos deben presentar información relativa a sus propiedades físicoquímicas, toxicológicas, ecotoxicológicas, eficacia agronómica y comportamiento ambiental, la cual es evaluada por la autoridad competente antes de su aprobación (Decreto n° 149/977, 1977; DGSA, 2026). En consecuencia, el riesgo asociado a su uso depende no solo de la peligrosidad intrínseca de cada compuesto, sino también del nivel de exposición y de las condiciones de aplicación. Bajo esquemas regulatorios adecuados y siguiendo las recomendaciones técnicas, los riesgos pueden mantenerse dentro de niveles aceptables, sin embargo, aplicaciones excesivas, repetitivas o fuera de las buenas prácticas de manejo incrementan significativamente la probabilidad de impactos ambientales y ecotoxicológicos (Carvalho, 2006; Damalas y Eleftherohorinos, 2011). La ausencia de evaluaciones de riesgo ambiental (ERA) como requisito para el registro de pesticidas sumado a que no están adaptadas a la realidad uruguaya es reconocida como un obstáculo para el desarrollo de políticas de monitoreo y protección ambiental efectivas (Palladino et al., 2023; Rodríguez-Bolaña et al., 2023). Además, la meta de intensificación sostenible (IS), propuesta por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), implica producir más con impactos

ambientales iguales o inferiores a los alcanzados (FAO, 2004, 2009, 2021). De acuerdo con Struik y Kuyper (2017), la definición propuesta por FAO tiene una implicación práctica clara: el proceso de intensificación no mejora la eficiencia de todos los insumos al mismo tiempo, y plantea el desafío tecnológico de no superar la capacidad de resiliencia del ecosistema (Kuyper y Struik, 2014; Struik y Kuyper, 2017). Identificar tecnologías de menor impacto ambiental constituye una de las principales preguntas tecnológicas. Para responderla, INIA ha desarrollado diferentes experimentos de largo plazo (ELP) de rotaciones de cultivo. Entre ellos, existe un único ELP de rotaciones arroceras con diferentes grados de intensificación mediante cultivos de verano, como soja y sorgo (Terra, 2017). De Faccio Carvalho et al. (2021), Macedo et al. (2021) y Pittelkow et al. (2016), indicaron que el sistema de rotación cultivo y pastura es la rotación más sostenible en términos productivos por la integración con la producción ganadera y la similitud con el uso de suelo de referencia (campo natural). Sin embargo, los autores mencionados no pudieron contrastar los desempeños de diferentes grados de intensificación en relación con los impactos de los pesticidas usados por cada tipo de rotación.

La presencia de pesticida en la producción de arroz de Uruguay ha sido evaluada por diferentes investigadores. Boroukhovitch (1992) informó que las muestras de arroz para exportación no presentaron residuos de pesticidas organoclorados detectables. Umpierre Urquhart et al. (1996) informaron que las muestras de agua de chacras de Rocha, Treinta y Tres, Cerro Largo y Tacuarembó no presentaron residuos de pesticidas. Sin embargo Pareja et al. (2012) encontraron residuos de pesticidas en el arroz con cáscara y en el salvado de arroz con concentraciones inferiores a los límites máximos de residuos (LMR) permitidos por la UE, excepto para los fungicidas isoprotrionale (ditiolanos) y carbendazim (benzimidazoles). Pittelkow et al. (2016) evaluaron el impacto ecotoxicológico de la producción arroceras uruguaya usando la huella ecotoxicológica (HE), estimada con el modelo USEtox (Rosenbaum et al., 2008, 2011), en chacras comerciales.

Alonso Vignola et al. (2025), evidenció que la persistencia y dinámica del herbicida glifosato (GLY) y su metabolito AMPA en arrozales dependen significativamente del sistema de rotación de cultivos. Los sistemas de rotación que

incluyeron pasturas tuvieron menores valores de residuos de GLY en comparación con rotaciones más intensivas (como arroz continuo o arroz-soja).

La principal limitación de estas cuantificaciones de pesticidas con niveles inferiores a los límites máximos de residuos (LMR), al no aplicarse un ERA, es que carece de una interpretación de su efecto biológico, lo cual impide concluir que implican en forma conjunta para el ecosistema o la salud humana. Es decir, una interpretación del significado biológico de la exposición a pesticidas cuantificados (Leonidas Carrasco-Letelier comunicación personal, 20 marzo de 2025).

El modelo USEtox permite eliminar la heterogeneidad química y toxicológica de los pesticidas expresando toda la información en unidades de toxicidad comparables (CTU), posibilita correlacionar esta información con la salud ecosistémica, la salud humana o implementar ecoetiquetas con información estandarizada según normas ISO (Rosenbaum et al., 2008, 2011). El método USEtox está sugerido por la Organización Internacional de Normalización (ISO) 14046 por la especificación técnica ISO/TS 14047 para estimar el impacto de pesticidas en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) (Rosenbaum et al., 2008). Fue desarrollado por Grupo de Trabajo sobre Evaluación del Ciclo de Vida del Uso del Agua (WULCA), fundado en 2007 bajo los auspicios de la iniciativa ACV del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC). En esta estuvieron involucrados investigadores de América del Norte, Europa y Australia (Rosenbaum et al., 2008). El modelo estima la distribución y destino final de cada pesticida considerando su tasa de degradación, y la concentración estimada para cada compartimiento ambiental se CTU o en fracción de especies potencialmente afectas (PAF). Al relacionar la concentración con la mediana de las dosis letales 50 (DL50) de un grupo especies de referencia en ecosistemas del hemisferio norte, estandarizando el impacto de los pesticidas sobre los ecosistemas y la salud humana (Rosenbaum et al., 2008).

1.1. Hipótesis y objetivos

En virtud de los antecedentes (Pittelkow et al., 2016) se puede plantear como hipótesis que si el efecto tóxico de los pesticidas aplicados en una rotación de cultivos se puede expresar en forma estandarizada usando una HE, entonces es posible

comparar estadísticamente el impacto ambiental entre rotaciones con diferentes grados de intensificación.

Para evaluar la hipótesis planteada, el objetivo de este trabajo fue estimar la HE de las rotaciones arroceras-cultivos-pasturas del ELP de INIA para el periodo 2012-2019. Para cumplir con este objetivo, se desarrolló una base de datos sistematizada de los pesticidas aplicados, las dosis usadas, propiedades fisicoquímicas y rendimientos agrícolas con los cuales se estimó la huella ecotoxicológica por dos vías: (1) usando el modelo USEtox (Rosenbaum et al., 2008) y (2) usando un modelo de distribución y destino final nivel I (Mackay, 2001), cuyos valores de exposición fueron expresados en UT (Sprague, 1970), considerando los valores de DL50 de *Daphnia magna* Straus, 1820 y *Eisenia fetida* Savigny, 1826 (Lewis y Tzilivakis, 2017; Lewis et al., 2016). Las estimaciones de impacto de ambos modelos se dividieron por los rendimientos de cosecha de cada rotación expresados en unidades de energía equivalentes (megajoules por hectárea año).

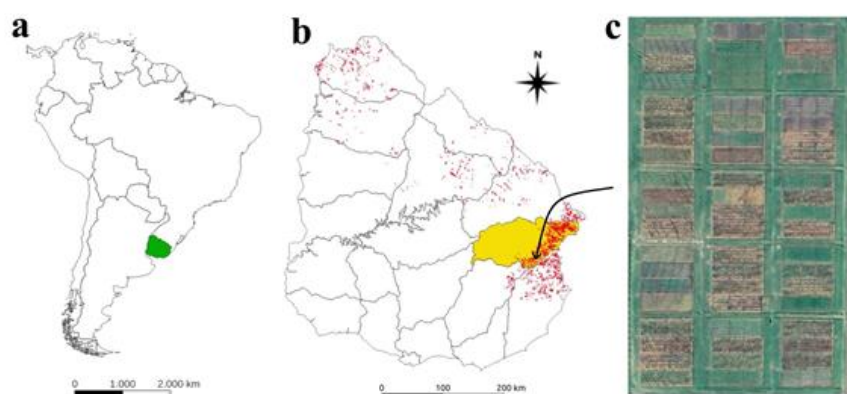
2. Materiales y métodos

2.1. Experimento de Largo Plazo

El ELP fue establecido en 2012 y está ubicado en la Unidad Experimental de Paso de la Laguna perteneciente a INIA Treinta y Tres, Uruguay (33°6'23" S, 54°10'24" O, situado a una altura de 22 metros sobre el nivel del mar) (figura 1).

Figura 1

Ubicación del experimento



a) Uruguay en América del Sur, b) Áreas de cultivo de arroz en Uruguay, mostradas en rojo y la ubicación del campo experimental (Unidad Experimental de Paso de la Laguna) en Treinta y Tres (amarillo), c) Imagen satelital de las parcelas

Nota. Elaborado a partir de Macedo et al. (2021).

2.2 Diseño experimental

El tipo de suelo dominante en el experimento es Argiaboll, caracterizado por una pendiente de menos del 0,5% (Durán et al., 2006).

El suelo (0–15 cm) se clasificó como limo arcilloso, conteniendo 14,2 g kg⁻¹ de carbono orgánico, 1,4 g kg⁻¹ de N total, 28,8 mg de Mg kg⁻¹ intercambiable, 659,6 mg de P kg⁻¹ disponible y 10,5 mg de K kg⁻¹ intercambiable, y tenía un pH de 5,7 al inicio del experimento en septiembre de 2012. El uso del suelo antes del establecimiento del experimento (1979-2012) era un sistema de rotación de arroz y pastura que consistía en dos años de arroz con labranza convencional y 3 años de una pastura perenne sin laboreo (Martínez, 2023a). El experimento posee seis rotaciones de diferente duración

y diferentes números de fases que combinan arroz en rotación con otros cultivos (como soja y sorgo) y pasturas. Se entiende por fase a la fracción de tiempo en el que un cultivo específico, o conjunto de cultivos asociados, ocupa la parcela dentro del ciclo de la rotación. Estas rotaciones poseen una duración de 1 a 6 años, dependiendo del número de fases, y cada una de las fases ocurre cada año en cada rotación (Onofri et al., 2016), totalizando 20 fases. De éstas, 9 fases son con siembra de arroz cada año. Cada fase se sembró en una parcela de 20×60 m y con 3 repeticiones (bloques), para un total de 60 parcelas en el experimento. Las rotaciones incluyeron diferentes grados de intensificación de arroz y cultivos, desde el sistema tradicional uruguayo de arroz y pastura, que consiste en dos años de arroz consecutivos y tres años de una pastura con una mezcla de gramíneas y especies de leguminosas (Deambrosi et al., 2009), hasta un sistema de arroz continuo (tabla 1). Aunque el arroz continuo es frecuente en varios países asiáticos, no se realiza comercialmente en Uruguay.

Las rotaciones evaluadas (tratamientos), incluyen (Martínez, 2023b):

- 1) Arroz Continuo (R1, 1 año). Inicia con arroz (*Oryza sativa* L.) seguido por un cultivo de cobertura de raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.).
- 2) Arroz y Cultivos (R2, 4 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum* Lam.). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max* (L.) Merr.), continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinum* L.). En su tercer año inicia con arroz (*O. sativa* L.) continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*). En el cuarto año inicia con sorgo (*Sorghum bicolor* L.) y continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*).
- 3) Arroz y Pastura Corta (R3, 2 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con una pastura de 1,5 años de duración, compuesta por raigrás (*L. multiflorum*) y trébol rojo (*Trifolium pratense* L.).
- 4) Arroz y Pastura Larga (R4, 5 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con arroz (*O. sativa* L.), seguido por una pastura de 3,5 años de duración compuesta por festuca (*Festuca arundinacea* Schreb), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y lotus (*Lotus corniculatus* L.).

Esta rotación se consideró el tratamiento control, ya que es característica de los sistemas tradicionales de arroz y pastura comunes en Uruguay (Deambrosi et al., 2009).

5) Arroz, Soja y Pasturas (R5, 6 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el tercer año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*). En el cuarto año inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con una pastura de 2,5 años de duración compuesta por festulolium (*Festulolium* sp.) y lotus (*L. corniculatus* L.).

6) Arroz y Soja (R6, 2 años). Inicia con arroz (*O. sativa*), continúa con raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con trébol alejandrino (*T. alexandrinum*).

Partiendo desde los sistemas más intensos a los menos intensos encontramos el monocultivo de arroz (R1, 1 año), arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos, con soja y sorgo (R2, 4 años), todos estos con una intensidad de un cultivo por año (agricultura continua). Por otro lado, rotaciones menos intensas, tales como arroz y pastura corta (R3, 2 años), arroz soja y pastura (R5, 6 años) arroz soja pastura larga (R4, 5 años), se presentan con 0,5, 0,66, y 0,4 cultivos por año respectivamente (tabla 1).

Tabla 1*Esquema de las rotaciones evaluadas en el ELP*

		Año												Porcentaje tiempo arroz	Porcentaje tiempo cultivos verano
Rotación	Uso del suelo	1		2		3		4		5		6			
		PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI		
1	R1	Arroz	Cobertura											100	100
2	R2	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura	Arroz	Cobertura	Sorgo	Cobertura					50	100
3	R3	Arroz	Rg+Tr	Rg+Tr	Rg+Tr									50	50
4	R4	Arroz	Cobertura	Arroz	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	40	40
5	R5	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura	Soja	Cobertura	Arroz	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	33	67
6	R6	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura									50	100

Abreviaciones: Primavera y verano (PV). Otoño e invierno (OI). Rotación (R). Raigrás y trébol rojo (Rg + Tr). Festuca, trébol blanco y Lotus corniculatus (Fe+Tb+Lc). Festulolium y Lotus corniculatus (Felo + Lc).

Nota. Elaborado a partir de Aguirre-Míguez et al. (2026).

2.3 Manejo del experimento

El manejo de los cultivos se realizó de acuerdo con las recomendaciones del sistema Arroz Ganadería de INIA, utilizando maquinaria comercial similar a la que emplean los productores para la mayoría de las operaciones de campo, incluidas la siembra, la fertilización, la aplicación de pesticidas y la cosecha. Las prácticas de manejo y los datos sobre el suelo y los cultivos fueron registrados por el equipo del Programa de Arroz del INIA durante los 7 años anteriores a este estudio. Las variedades utilizadas de arroz dependieron de la rotación. La utilización de distintas variedades se realizó para contemplar, por ejemplo, la rotación de principios activos de herbicidas, para el control de arroz rojo (*Oryza sativa*), tolerancia a enfermedades como brusone (*Pyricularia oryzae*), y podredumbre de tallo (*Nakataea oryzae*). Los cultivares sembrados en una rotación incluyeron un paquete tecnológico asociado a las mejores medidas de manejo recomendadas para cada rotación, y a pesticidas a aplicar (Martínez, 2023a).

Las variedades sembradas hasta el año 2019 fueron INIA Olimar, INIA Tacuarí, Parao, CL 212 y CL 244. A partir de 2020 se sembró un único cultivar, INIA Merín, que en la zafra 2019-2020 se resembró con INIA Olimar debido a daño de pájaros (Martínez 2023a). Las variedades pertenecientes a la subespecie indica, con granos largos y finos, fueron INIA Olimar e INIA Merín, ambos materiales desarrollados por INIA. INIA Olimar tiene la particularidad de ser susceptible a *Pyricularia oryzae*, mientras que INIA Merín es resistente. Variedades pertenecientes a la subespecie japónica, de grano largo y fino, como INIA Tacuarí y Parao. INIA Tacuarí es un material desarrollado por INIA, adaptado a siembras tardías. Parao es una variedad con resistencia a *Pyricularia oryzae* (Rebollo et al., 2023). Además, se sembraron dos líneas experimentales con tecnología Clearfield (CL 212 y CL 244), variedades indicas desarrolladas por INIA, ambas con resistencia a la familia de herbicida imidazolinonas con capacidad para el control de *Oryza sativa* (arroz rojo) (Rebollo et al., 2023). En la actualidad las variedades más sembradas en Uruguay son INIA Merín, INIA Olimar y Gurí INTA CL, esta última variedad Clearfield (García et al., 2024).

2.4 Base de datos del experimento de largo plazo

Este trabajo sistematizó la información en una planilla de cálculo, que incluyó todos los pesticidas aplicados y rendimientos de cada cultivo y rotación desde el inicio del ELP en el año 2012. Se evaluaron 40 principios activos (tabla 2). La información de cada formulado comercial de los pesticidas se utilizó para obtener la identidad y concentración de cada principio activo. De acuerdo con esta información, se desarrolló una base de datos de las propiedades fisicoquímicas y toxicológicas de cada principio activo usado en el ELP. Esta información se utilizó para estimar la HE. Cabe destacar que algunos de los pesticidas empleados en el experimento eran de uso habitual durante el período evaluado, aunque actualmente ya no son recomendados por la Gremial de Molinos Arroceros (GMA) y la Asociación de Cultivadores de Arroz (ACA). Entre estos productos se incluyen 2,4-D, chlorpyrifos, imidacloprid, lambda-cyhalothrin, thiamethoxam, cyproconazole, epoxiconazole, kresoxim-methyl, pyraclostrobin y atrazina. Asimismo, el uso de atrazina fue prohibido en Uruguay a partir de 2010.

Tabla 2
Información de cada pesticida aplicado

	Principio activo	Número CAS	Grupo químico	Cultivo/fase	Dosis (l/ha)	Dosis (kg/ha)	Principio activo no modelado por Usetox	Principio activo no modelado por fugacidad
1	2,4-D	2702-72-9	Herbicida	Arroz	1,2			
2	Abamectin	71751-41-2	Insecticida	Soja	0,2		X	
3	Atrazine	1912-24-9	Herbicida	Sorgo	3			
4	Azoxystrobin	131860-33-8	Fungicida	Arroz, soja	0,5			
5	Beta-cyfluthrin	68359-37-5	Insecticida	Soja	1			
6	Bispyribac-sodium	125401-92-5	Herbicida	Arroz	0,14			
7	Chlorimuron-ethyl	90982-32-4	Herbicida	Soja		0,02	X	
8	Chlorpyrifos	2921-88-2	Insecticida	Sorgo, soja	1			
9	Clethodim	99129-21-2	Herbicida	Arroz, soja y sorgo	0,7			
10	Clomazone	81777-89-1	Herbicida	Arroz	1,1			
11	Cyhalofop-butyl	105512-06-9	Herbicida	Arroz	1,4		X	X
12	Cyproconazole	94361-06-5	Fungicida	Arroz, soja y sorgo	0,35			
13	Dicamba	1918-00-9	Herbicida	Arroz y sorgo	0,24			
14	Diflubenzuron	35367-38-5	Insecticida	Sorgo	0,1			
15	Epoxiconazole	133855-98-8	Fungicida	Soja	0,5		X	
16	Florpyrauxifen-benzyl	943832-81-3	Herbicida	Arroz	1		X	X
17	Flumetsulam	98967-40-9	Herbicida	Pradera		0,07		
18	Flumioxazin	103361-09-7	Herbicida	Soja	0,5		X	
19	Fluroxypyr-meptyl	81406-37-3	Herbicida	Arroz	0,5			
20	Glyphosate	1071-83-6	Herbicida	Arroz, soja y sorgo	4			
21	Imazapic	104098-48-8	Herbicida	Arroz		0,14	X	
22	Imazapyr	81334-34-1	Herbicida	Arroz		0,14		
23	Imidacloprid	138261-41-3	Insecticida	Soja	1			
24	Kresoxim-methyl	143390-89-0	Fungicida	Arroz, soja y sorgo	0,5		X	
25	Lambda-cyhalothrin	91465-08-6	Insecticida	Soja	0,2			
26	Methoxyfenozide	161050-58-4	Insecticida	Soja, sorgo	0,2			
27	Metolachlor	51218-45-2	Herbicida	Soja, sorgo	1			X
28	Metsulfuron-methyl	74223-64-6	Herbicida	Arroz, sorgo		0,005		
29	Penoxsulam	219714-96-2	Herbicida	Arroz, soja, sorgo	0,2		X	
30	Profoxydim	139001-49-3	Herbicida	Arroz	0,8		X	X
31	Propanil	709-98-8	Herbicida	Arroz	3			
32	Propaquizafop	219714-96-2	Herbicida	Soja	1,5			
33	Pyraclostrobin	175013-18-0	Fungicida	Soja	0,5		X	
34	Pyrazosulfuron-ethyl	93697-74-6	Herbicida	Arroz		0,05	X	
35	Quinclorac	84087-01-4	Herbicida	Arroz	1,3			
36	Quizalofop-P-ethyl	100646-51-3	Herbicida	Arroz, soja y sorgo	3			X
37	Saflufenacil	372137-35-4	Herbicida	Arroz, soja y sorgo		0,035	X	X
38	Thiamethoxam	153719-23-4	Insecticida	Soja	0,2		X	
39	Trichlorfon	52-68-6	Insecticida	Soja	1,5			X
40	Triclopyr	55335-06-3	Herbicida	Arroz	0,7		X	

Nota. Elaborado en base Sebastián Martínez y Leonidas Carrasco (comunicación personal).

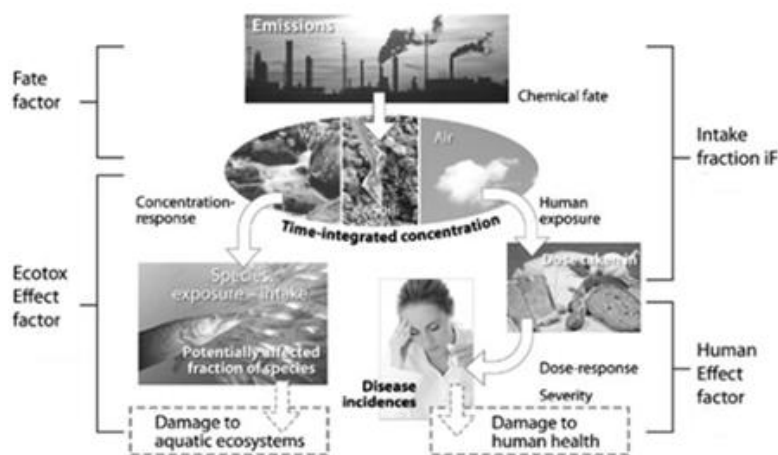
2.5 Huella ecotoxicológica

La HE se estimó con dos aproximaciones similares: (1) modelo USEtox 2.2 (Rosenbaum et al., 2008, 2011), que integra un modelo de distribución y destino final más una mediana de las sensibilidades toxicológicas de un grupo de especies de referencia (figura 2); y (2), una estimación de exposición con un modelo de fugacidad nivel 1 (Mackay, 2001) para definir el fraccionamiento de cada pesticida en el ambiente, en el que la concentración se expresó en UT (Sprague, 1970) y se dividió por DL50 de *Daphnia magna* y de *Eisenia fetida*. La estimación de la HE tuvo un enfoque de ACV con alcance limitado a las actividades gerenciadas dentro del predio (gate-to-gate), se consideró como unidad funcional los rendimientos de todos los cultivos cosechados expresados en megajoules de energía (Bustamante-Silveira et al., 2021; Macedo et al., 2021).

2.6 Modelo USEtox

Los pesticidas (tabla 2) se buscaron en el catálogo de USEtox y se evaluó el impacto por kilogramo usado por hectárea en agua y suelo (figura 2) (Rosenbaum et al., 2008, 2011). Los pesticidas ausentes en el catálogo (tabla 2), no se consideró en el cálculo. El impacto resultó del producto de los kg de principio activo $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, por la concentración (g/l/ha), por el Factor de caracterización de USEtox [$\text{PAF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{day} \cdot \text{kg}^{-1}$], este resultado se dividió por el rendimiento de cada cultivo o pastura convertido en unidades equivalentes de energía ($\text{MJ ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). Los resultados se expresaron en unidades tóxicas comparables (CTU) para el compartimento ambiental agua (CTUw) y el compartimento ambiental suelo (CTUs).

Figura 2
Modelo USEtox



Nota. Elaborado a partir de Rosenbaum et al. (2008).

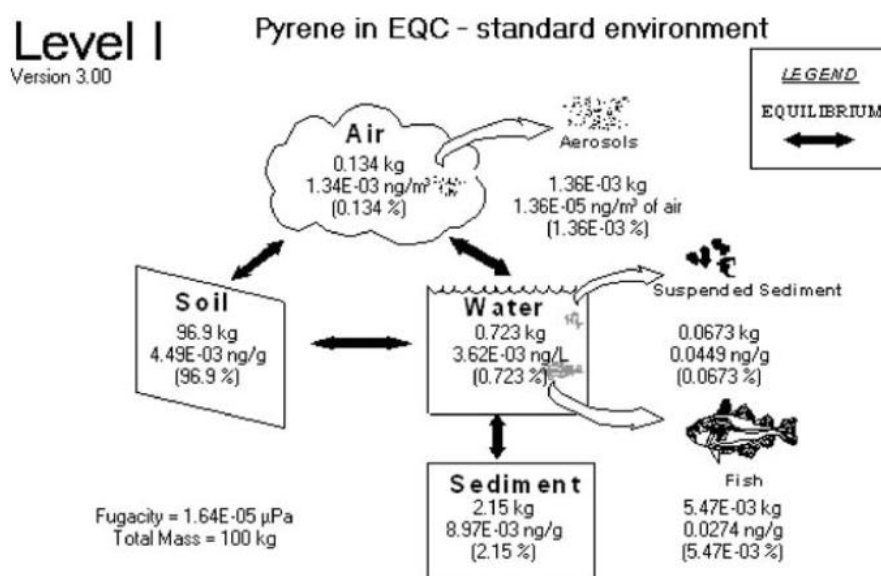
2.7 Estimación de Unidades Toxicológicas

Para estimar los impactos ecotoxicológicos en UT se usó un modelo de fugacidad nivel 1 (que no consideró biodegradación) (figura 3) (Mackay, 2001). Para los pesticidas que no pudieron ser modelados por carecer de algunas propiedades fisicoquímicas (tabla 2), se consideró un porcentaje de fraccionamiento de 50 % en agua y 50% en suelo para poder realizar el cálculo. Las concentraciones ambientales estimadas fueron estandarizadas, mediante la división de la concentración por la DL50 de *Daphnia magna* y de *Eisenia fetida* (Lewis y Tzilivakis, 2017; Lewis et al., 2016), obteniendo los impactos en agua (UTw) y suelo (UTs). *Daphnia magna* (pulga de agua) es un microcrustáceo de agua dulce ampliamente utilizado en ecotoxicológica debido a que es muy sensible a numerosos plaguicidas, ocupa una posición clave en las redes tróficas acuáticas y existen protocolos internacionales que permiten comparar resultados entre estudios y regiones (International Organization for Standardization [ISO], 2012; Organisation for Economic Co-operation and Development [OCDE], 2004.; U. S. Environmental Protection Agency [EPA], 2002). *Eisenia fetida* es una lombriz de tierra (“lombriz roja”) y es el organismo de referencia más utilizado para ecotoxicidad en suelo debido a que está en contacto directo con los contaminantes del suelo, responde a efectos letales, subletales y reproductivos, y además posee

protocolos normalizados ISO y OECD. Además, es considerada representativa de la fauna edáfica para ensayos regulatorios (OCDE, 1984; Pérez Polanco, 2022).

Figura 3

Modelo de fugacidad nivel I.



Nota. Elaborado a partir de Mackay (2001).

2.8 Retorno de la inversión energética (EROI)

El rendimiento energético y el rendimiento agrícola son mejorados por dos factores principales: la reducción de los insumos energéticos, energía invertida (EI, energy input) y/o, el aumento de la energía equivalente producida (EP, energy produced), esta última incorporada en la biomasa cosechada (Swanton et al., 1996). La energía involucrada en el transporte de insumos, productos, trabajo manual, radiación solar y fijación biológica de nitrógeno no se consideró.

2.9 Análisis estadístico

Las diferencias significativas de las huellas ecotoxicológicas (CTUs, CTUw, UTs y UTw) se evaluaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de Fisher. Se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas sobre los residuos del modelo mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Cuando estas pruebas presentaron un $p > 0,05$ se realizó una prueba de Tukey para identificar las diferencias significativas entre las diferentes medias. En caso contrario

se realizó un ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar la diferencia entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas (CTUs, CTUw, UTs y UTw) y una prueba post hoc de Dunn. Todas las pruebas se realizaron a un nivel de significancia de $p < 0,05$ usando el paquete estadístico R versión 4.1.2 (2021-11-01).

3. Resultados

3.1 Huellas ecotoxicológicas de las rotaciones

La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental agua (CTUw) se encontró entre 0 y 60.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹, para el período en evaluación (2012-2019) (figura 4). El impacto ambiental más alto en agua se obtuvo para cultivos de soja, presente en las rotaciones: arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años). Las rotaciones con los valores más bajos en CTUw fueron, arroz y pastura corta (R3, 2 años), y arroz y pastura larga (R4, 5 años). Cuando no se consideró el impacto de la soja, los valores de CTUw están en el rango de 0-6000 MJ ha⁻¹ año⁻¹, donde el impacto más alto fue ocasionado por sorgo en la rotación arroz cultivos (R2, 4 años), y fue seguido por la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años) (figura 5). Los años con valores más altos de CTUw para sorgo fueron las zafas 2013-14, 2014-15, 2016-17, 2017-18, en el resto el impacto más alto fue el del cultivo de arroz en las zafas 2012-13, 2015-16 y 2018-19 (figura 4).

La HE calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental agua (UTw) en el período 2012-2019 se situó en el rango de 0 a 5.000.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹. El impacto ambiental más alto estuvo dado por el cultivo de soja presente en las rotaciones: arroz cultivos (R2, 4 años); arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), y la rotación arroz y soja (R6, 2 años) (figura 4). En todas las zafas analizadas (2012-2019) los valores más altos de UTw fueron en soja. Cuando no se consideró el impacto de la soja, los valores más altos estuvieron dados por el sorgo en la rotación arroz cultivos (R2, 4 años) (figura 5).

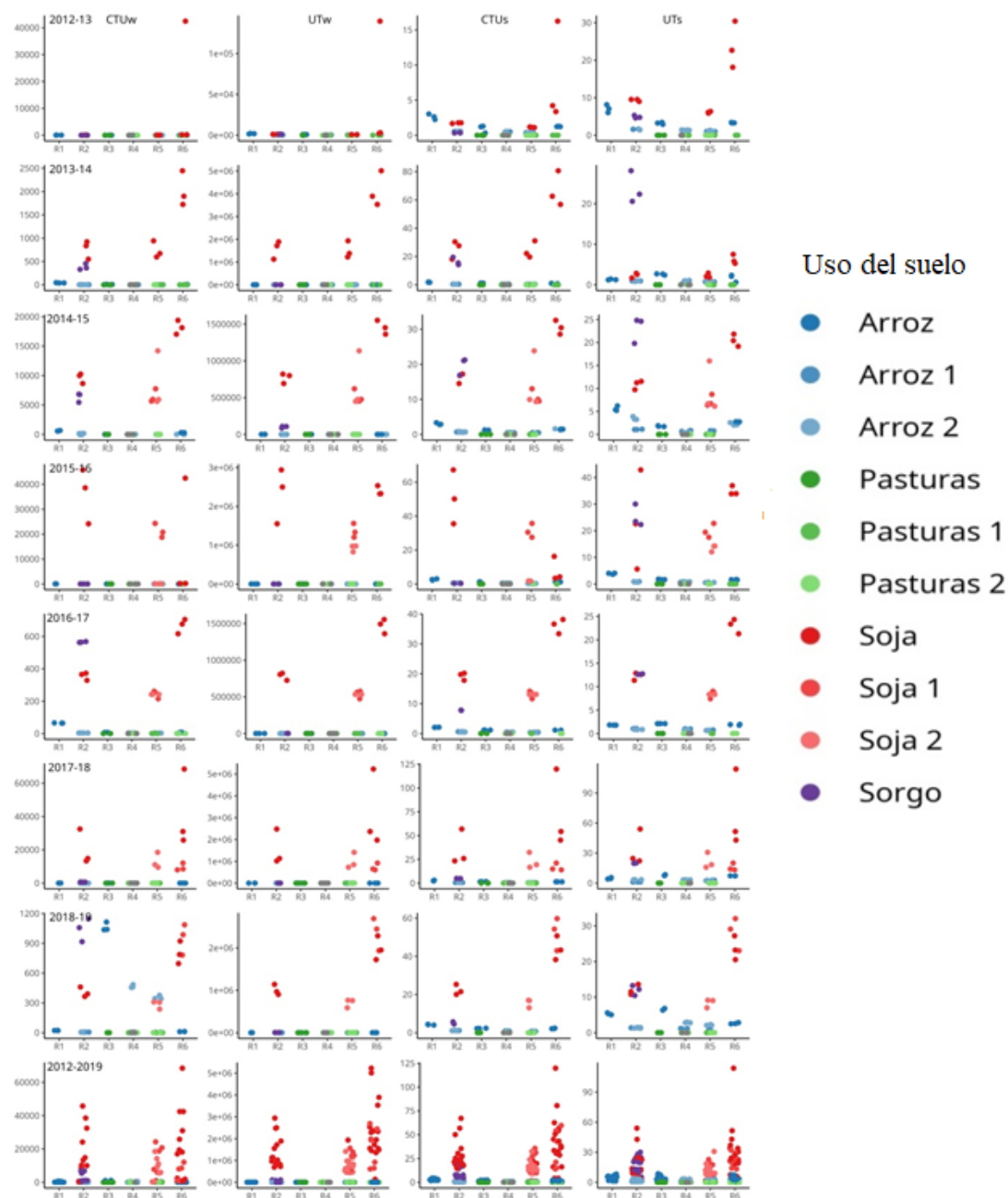
La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental suelo (CTUs) en el período evaluado (2012-2019) se situó entre 0 y 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 4). El impacto ambiental más alto estuvo dado por el arroz en la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años) y el cultivo de soja en la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años), arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años) (figura 4). Los años con valores más altos de CTUs para soja fueron las zafas 2012-13, 2013-14, 2014-15, 2015-16, 2016-17, 2017-18. Cuando no se consideró el impacto de soja, los valores

más altos de CTUs estuvieron dados por arroz y sorgo en las rotaciones arroz y cultivos (R2, 4 años), y arroz continuo (R1, 1 año) (figura 5).

La HE, calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental suelo (UTs) en el período 2012-2019 se situó en el rango de 0 a 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹. El impacto más alto estuvo dado por la soja en la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años), arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años). La soja presentó los valores anuales más altos, excepto para la zafra 2013-14 donde el sorgo logró el valor más alto en la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años) (figura 4). Los valores más altos de UTs para soja se registraron en todas las zafas, excepto en 2013-14. Cuando no se consideró el impacto de la soja, el mayor impacto correspondió a arroz y sorgo en el rango de 0 a 90 MJ ha⁻¹ año⁻¹ en las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), arroz y pastura corta (R3, 2 años), y la rotación arroz y soja (R6, 2 años), y arroz cultivos (R2, 4 años) (figura 5).

Figura 4

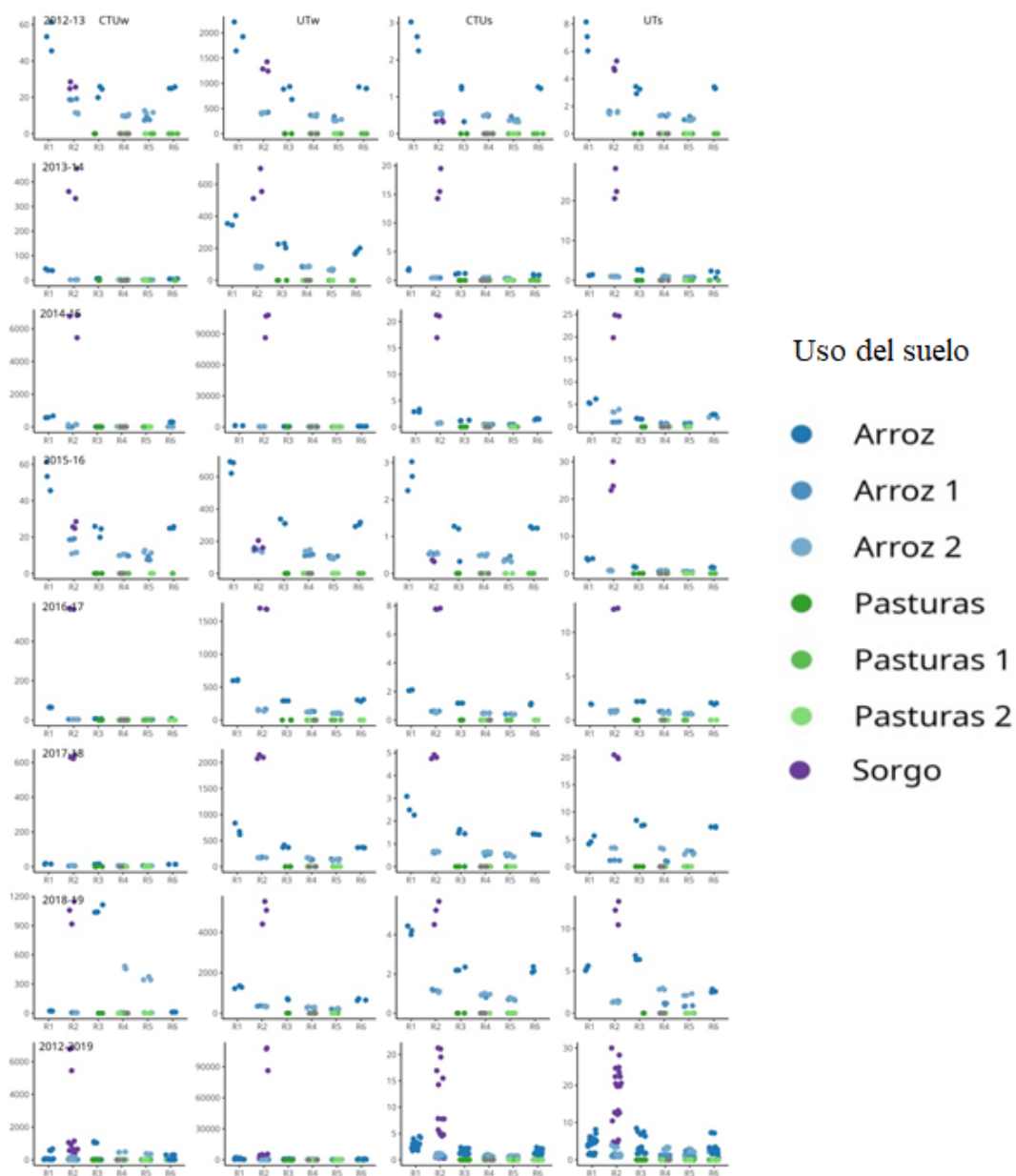
Huellas ecotoxicológicas para los cultivos de cada rotación por zafra y acumulado 2012-2019



Nota. CTUs MJ ha⁻¹ año⁻¹, CTUw MJ ha⁻¹ año⁻¹, UTs MJ ha⁻¹ año⁻¹ y UTw MJ ha⁻¹ año⁻¹

Figura 5

Huellas ecotoxicológicas para los cultivos de cada rotación excepto soja por zafra y acumulado 2012-2019



Nota. CTUs MJ ha⁻¹ año⁻¹, CTUw MJ ha⁻¹ año⁻¹, UTs MJ ha⁻¹ año⁻¹ y UTw MJ ha⁻¹ año⁻¹.

3.2 Participación de clases de pesticidas

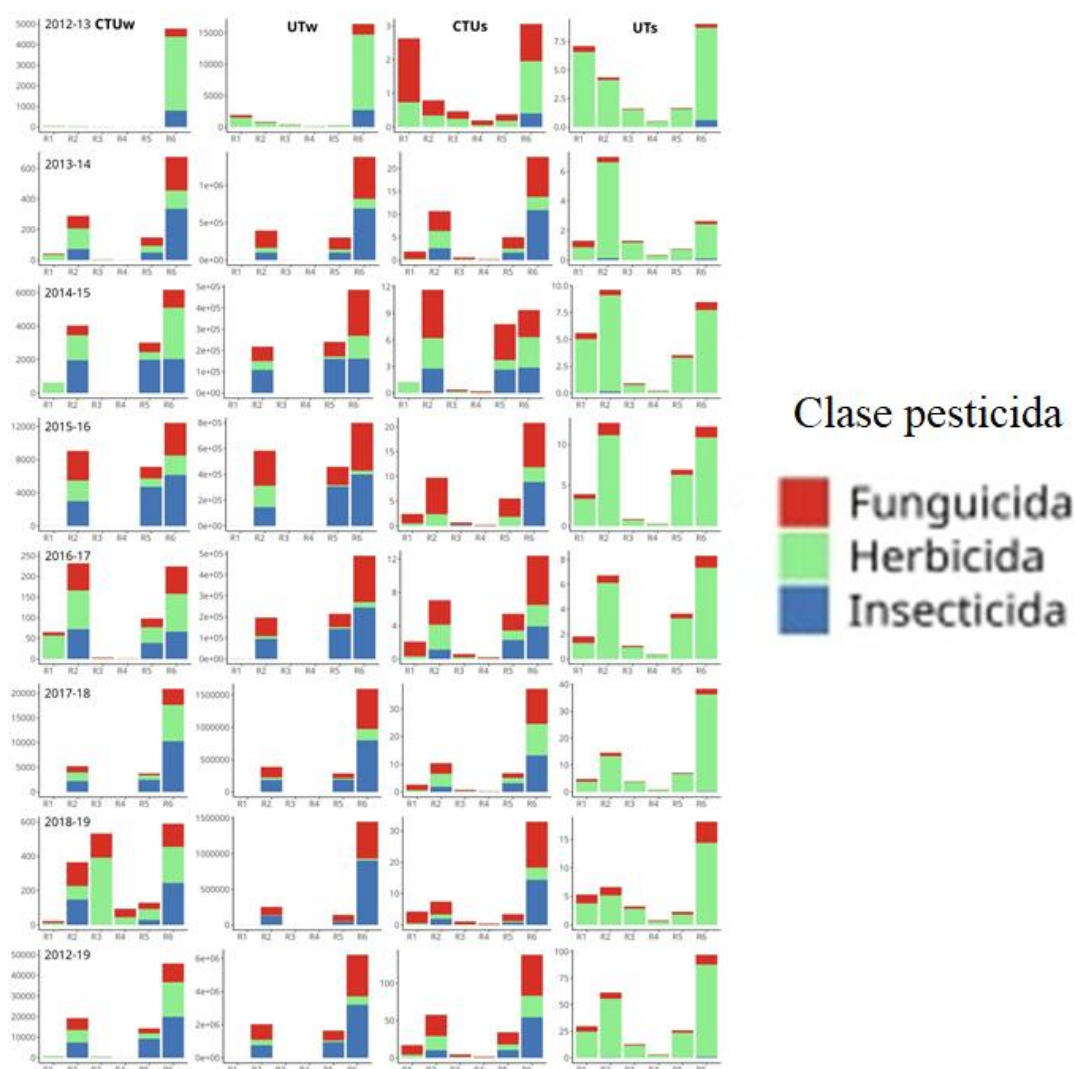
Para la HE se analizó que fracción porcentual aporta cada clase de pesticidas (herbicidas, insecticidas y fungicidas) en cada rotación, por año, y acumulado en el período 2012-2019 (figura 6).

Las rotaciones arroz y cultivos (R2, 4 años) y arroz soja (R6, 2 años) presentaron grandes diferencias en impacto en agua (UTw y CTUw) (figura 6).

El impacto ambiental mayoritario de la fase soja está dado por insecticidas y fungicidas, tanto en el acumulado de todas las zafras (2012-2019) como por año. El modelo creado, que incluye un modelo de distribución y destino final nivel I, no consideró biodegradación, por lo tanto, sobreestimaría el impacto de los herbicidas en el compartimento ambiental suelo (UTs) (figura 6).

Figura 6

Huellas ecotoxicológicas por clase de pesticida por zafra y acumulado 2012-2019



Nota. CTUs MJ ha⁻¹ año⁻¹, CTUw MJ ha⁻¹ año⁻¹, UTs MJ ha⁻¹ año⁻¹ y UTw MJ ha⁻¹ año⁻¹.

3.3 Unidades tóxicas comparables

Basado en las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas del compartimento ambiental suelo medido en unidades tóxicas comparables (CTUs), se identificaron dos grupos de rotaciones. El primero, de alto impacto, integró las rotaciones: arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $103,5 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de $83,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de $77,6 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Un segundo grupo, de bajo impacto, integró las rotaciones arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $62,2 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz continuo (R1, 1 año) con un rango medio de $41 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y la rotación arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de $13,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (figura 7) (tabla 3).

Las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas del compartimento ambiental agua medido en unidades tóxicas comparables (CTUw), permitieron identificar tres grupos de rotaciones. El primero de alto impacto, integró las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $92,9 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de $84,8 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y la rotación arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de $80,7 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Una rotación de impacto intermedio, arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $68 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. El tercer grupo de bajo impacto integró las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), con un rango medio de $34,2 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de $20,4 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (figura 7) (tabla 3).

3.4 Unidades toxicológicas

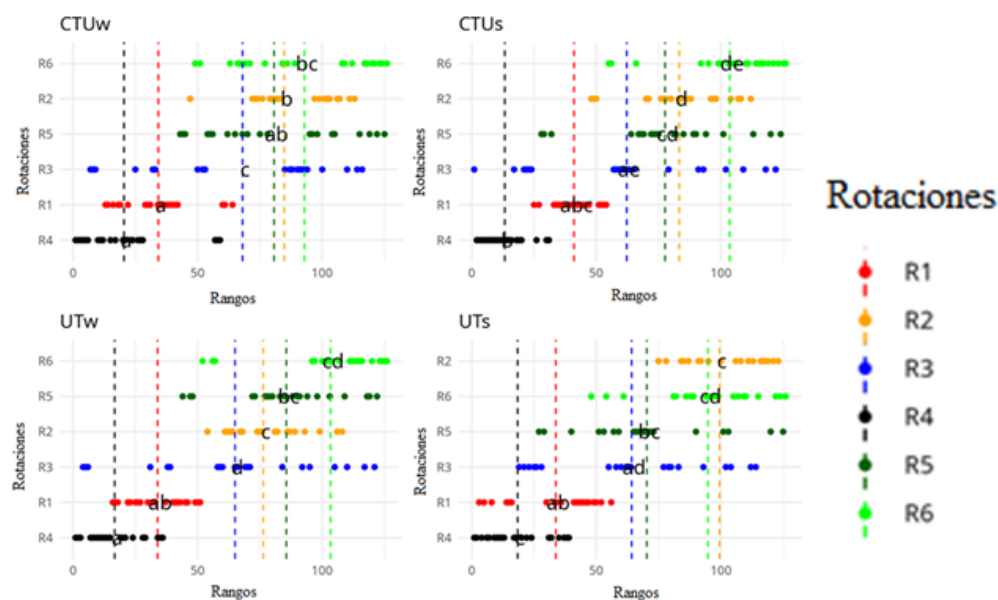
La estimación del impacto sobre el suelo, estimando la HE mediante (UTs), mostró un agrupamiento de las rotaciones similar al obtenido con el modelo USEtox. La diferencia de las medias de los rangos identificados por la prueba de Dunn mostró la existencia de un grupo que estuvo compuesto por las rotaciones con alto impacto compuesto por las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $94,8 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años) con un rango medio de $99,5 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) con un rango medio de $70,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Una rotación de impacto intermedio, arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $64,2 \text{ MJ}$

ha⁻¹ año⁻¹. Por último, un tercer grupo de bajo impacto integrado por las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año) con un rango medio de 33,8 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de 18,5 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 7) (tabla 3).

Las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas en agua medido como unidades tóxicas (UTw) permitieron identificar dos grupos de rotaciones. Un grupo de alto impacto conformado por las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de 103,4 MJ ha⁻¹ año⁻¹, la rotación arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de 85,6 MJ ha⁻¹ año⁻¹, la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de 76,3 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de 65 MJ ha⁻¹ año⁻¹. Un segundo grupo de bajo impacto que estuvo integrado por las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), con un rango medio de 34 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de 16,7 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 7) (tabla 3).

Figura 7

Rangos y rangos medios de las huellas ecotoxicológicas para cada rotación para el período 2012-2019



Nota. CTUs MJ ha⁻¹ año⁻¹, CTUw MJ ha⁻¹ año⁻¹, UTs MJ ha⁻¹ año⁻¹ y UTw MJ ha⁻¹ año⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn (p<0,05).

Tabla 3

Medias de los rangos y diferencias estadísticas de las huellas ecotoxicológicas de las rotaciones analizadas

Uso del Suelo		CTUs		CTUw		UTs		UTw	
Arroz Continuo	R1	41,0	abc	34,2	a	33,8	ab	34,0	ab
Arroz y Cultivos	R2	83,3	d	84,8	b	99,5	c	76,3	c
Arroz y Pastura Corta	R3	62,2	ae	68,0	c	64,2	ad	65,0	d
Arroz y Pastura Larga	R4	13,3	b	20,4	a	18,5	e	16,7	ab
Arroz Soja y Pasturas	R5	77,6	cd	80,7	ab	70,3	bc	85,6	bc
Arroz y Soja	R6	103,5	de	92,9	bc	94,8	cd	103,4	cd

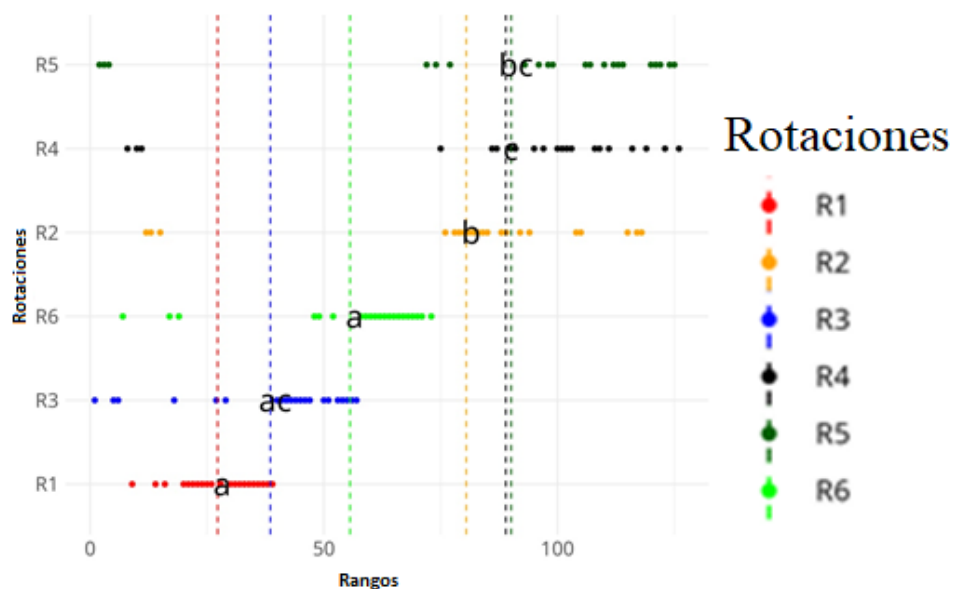
Nota. CTUs MJ ha⁻¹ año⁻¹, CTUw MJ ha⁻¹ año⁻¹, UTs MJ ha⁻¹ año⁻¹ y UTw MJ ha⁻¹ año⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn (p<0,05).

3.5 Rendimiento de cada rotación

Las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de rendimiento medido en MJ ha⁻¹ año⁻¹ permitieron identificar dos grupos de rotaciones. Las de alto rendimiento, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de 90,1 MJ ha⁻¹ año⁻¹, arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de 88,95 MJ ha⁻¹ año⁻¹. Un segundo grupo de bajo rendimiento arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de 55,6 MJ ha⁻¹ año⁻¹, arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de 38,57 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y arroz continuo (R1, 1 año), con un rango medio de 27,29 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 8) (tabla 4).

Figura 8

Rangos y rangos medios de rendimiento para cada rotación para el período 2012-2019



Nota. Rendimientos expresados en MJ ha⁻¹ año⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn ($p < 0,05$).

Tabla 4

Medias de los rangos y diferencias estadísticas de rendimiento por rotación para el período 2012-2019

Uso del Suelo	Rendimiento (MJ)		
Arroz Continuo	R1	27,29	a
Arroz y Cultivos	R2	80,48	b
Arroz y Pastura Corta	R3	38,57	ac
Arroz y Pastura Larga	R4	88,95	c
Arroz, Soja y Pasturas	R5	90,10	bc
Arroz y Soja	R6	55,62	a

Nota. Rendimientos expresados en MJ ha⁻¹ año⁻¹. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn ($p < 0,05$).

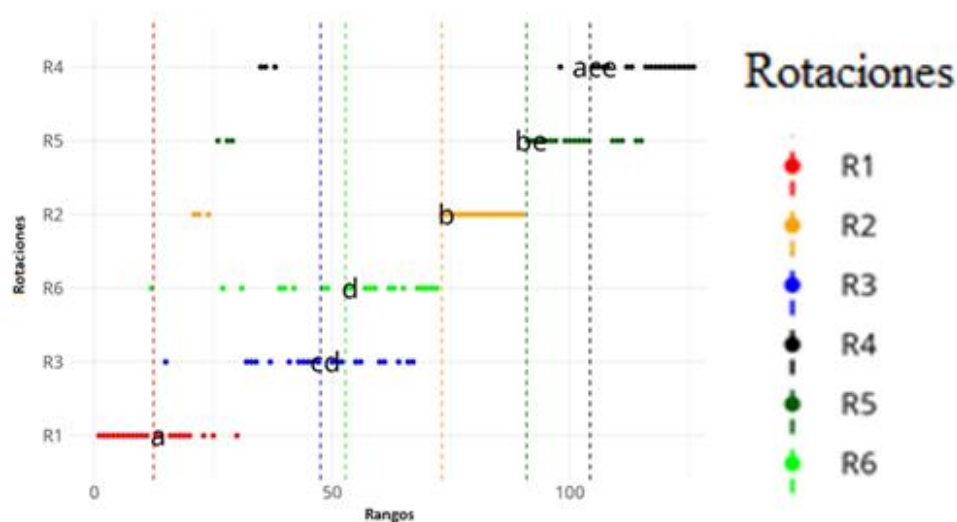
3.6 Retorno de la inversión energética (EROI)

El EROI por rotación (2012-2019) (figura 9) muestra los rangos y los rangos medios del EROI para cada una de las seis rotaciones arroceras evaluadas. Las rotaciones arroz y pastura larga (R4, 5 años) y arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) presentaron un EROI más altos, lo que reflejó una mayor eficiencia energética, posiblemente vinculada a una mayor proporción de pasturas o menor uso de insumos externos.

Las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), arroz y pastura corta (R3, 2 años) y arroz y soja (R6, 2 años) presentaron los valores de EROI más bajos, lo que reflejó una menor eficiencia energética debida, probablemente, a mayores insumos o menores retornos energéticos. La rotación arroz y cultivos (R2, 4 años) presentó un valor intermedio de EROI.

Figura 9

Rangos y rangos medios de EROI para cada rotación en el período 2012-2019



Nota. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn ($p < 0,05$).

Tabla 5*Medias de los rangos de EROI para cada rotación en el período 2012-2019*

Usos del Suelo	EROI		
Arroz Continuo	R1	12,43	a
Arroz y Cultivos	R2	73,05	b
Arroz y Pastura Corta	R3	47,57	cd
Arroz y Pastura Larga	R4	104,24	ace
Arroz Soja y Pasturas	R5	90,90	be
Arroz y Soja	R6	52,81	d

Nota. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de Dunn ($p < 0,05$).

3.7 Huella ecotoxicológica y retorno de la inversión energética (EROI)

La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental suelo (CTUs) se situó entre 0 y 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹ y el EROI entre 0 a 60, en el período evaluado (2012-2019) (figura 10). El EROI más alto ocurrió en las rotaciones (R4, 5 años) y (R5, 6 años), siendo R4 la rotación de menor HE. Las rotaciones (R1, 1 año). (R3, 2 años) y (R6, 2 años) presentaron los valores más bajos de EROI. Mientras que (R2, 4 años) presentó valores intermedios de EROI.

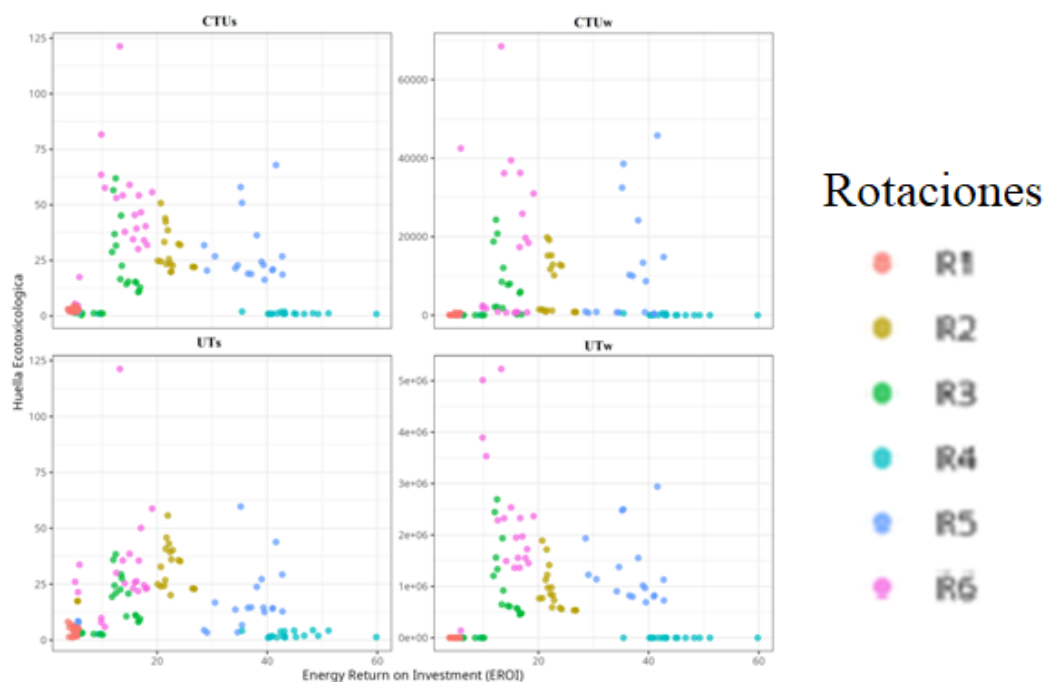
La HE, calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental suelo (UTs), se situó en el rango de 0 a 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹ y el EROI entre 0 a 60, en el período evaluado (2012-2019) (figura 10). El EROI más alto ocurrió en las rotaciones (R4, 5 años) y (R5, 6 años), siendo R4 la rotación de menor HE. Las rotaciones (R1, 1 año). (R3, 2 años) y (R6, 2 años) presentaron los valores más bajos de EROI. Mientras que (R2, 4 años) presentó valores intermedios de EROI.

La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental agua (CTUw) se encontró entre 0 y 60.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y el EROI entre 0 a 60, en el período evaluado (2012-2019) (figura 10). El EROI más alto ocurrió en las rotaciones (R4, 5 años) y (R5, 6 años), siendo R4 la rotación de menor HE. Las rotaciones (R1, 1 año). (R3, 2 años) y (R6, 2 años) presentaron los valores más bajos de EROI. Mientras que (R2, 4 años) presentó valores intermedios de EROI.

La HE calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental agua (UTw) en el período 2012-2019 se situó en el rango de 0 a 5.000.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹ y el EROI entre 0 a 60, en el período evaluado (2012-2019) (figura 10). El EROI más alto ocurrió en las rotaciones (R4, 5 años) y (R5, 6 años), siendo R4 la rotación de menor HE. Las rotaciones (R1, 1 año). (R3, 2 años) y (R6, 2 años) presentaron los valores más bajos de EROI. Mientras que (R2, 4 años) presentó valores intermedios de EROI.

Figura 10

Rangos y rangos medios de EROI y rangos y rangos medios de las huellas ecotoxicológicas.



Nota. CTUs, CTUw, UTs y UTw expresadas en MJ ha⁻¹ año⁻¹ para cada rotación en el período 2012-2019.

4. Discusión

La evaluación de rotaciones agrícolas, en contraste con los monocultivos, presenta la ventaja de analizar la sostenibilidad del sistema en su conjunto. Como señala Ernst et al. (2020), los cultivos que forman parte de una rotación pueden heredar consecuencias, tanto positivas como negativas, que se manifiestan al analizar la rotación en su totalidad. Diversos estudios han demostrado que los sistemas de rotación que incluyen pasturas en sus secuencias son más sostenibles (Boerger, 1928; De Faccio Carvalho et al., 2021; Macedo et al., 2022). La sostenibilidad y el impacto ambiental de cultivos y rotaciones se han evaluado mediante el cálculo de huellas e indicadores (Macedo et al., 2022; Pereyra-Goday et al., 2025; Tseng et al., 2020, 2021). Si bien las dimensiones ambientales más estudiadas en rotaciones y cultivos son la huella de carbono y la huella hídrica (Bustamante-Silveira et al., 2021), la HE, que evalúa el efecto tóxico de los pesticidas en el ecosistema y la salud humana, ha sido menos aplicada en sistemas productivos.

La HE calculada en este estudio permitió comparar el impacto ambiental entre rotaciones. El mayor impacto ambiental en suelo y en agua estimado por el modelo USEtox (CTUs y CTUw) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). El mayor impacto ambiental en suelo estimado por el modelo creado (UTs) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). Una situación similar ocurrió en el impacto ambiental estimado en agua (UTw), donde el mayor impacto se registró en las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), arroz y cultivos (R2, 4 años), y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años). Los resultados obtenidos en términos de HE son relevantes porque derivan de un ELP de 6 rotaciones con diferentes niveles de intensificación y en un período de evaluación de 6 años. Sin embargo, pueden estar subestimando la huella de sistemas comerciales, ya que las pasturas del ELP, son implantadas sin barbecho químico y no se realizó controles de malezas durante su ciclo productivo.

Los cultivos de secano, soja y sorgo, presentes en las rotaciones, elevan el impacto ambiental total de la rotación debido a que algunos de los insecticidas utilizados (abamectina, beta-ciflutrina, clorpirifos, diflubenzurón, imidacloprid, lambda-cihalotrina, metoxifenoza, tiametoxam y triclorfón) tienen un mayor efecto tóxico. Además, en sorgo se aplicó en algunas zafras herbicidas preemergentes (atrazina y metolaclor) con mayor efecto tóxico. Es importante considerar que la inclusión del cultivo de soja en las rotaciones arroceras contribuye al control de malezas mediante la diversificación de prácticas de manejo y mecanismos de acción de herbicidas (Saldain y Sosa, 2017). Favorece la ruptura de ciclos de plagas y enfermedades (Martínez et al., 2023a). Además, puede incrementar la productividad del arroz subsiguiente, y diversificar los ingresos del sistema productivo (Aguirre-Miguez et al., 2025; Macedo et al., 2022).

Algunos autores han evaluado cultivos individuales en años específicos, mientras que otros han utilizado el modelo USEtox (Nordborg et al., 2017; Toolkiattiwong et al., 2023), empleando diversas unidades funcionales (kg, Mcal, cantidad y calidad de proteínas). Sin embargo, estos estudios no respetaron la composición original del modelo USEtox, incorporando un modelo externo para la estimación de la distribución y el destino final de los pesticidas. La investigación de Nordborg et al. (2017) sugiere que los valores de CTU para soja y trigo son menores en Suecia en comparación con América Latina. Según sus investigaciones previas (Nordborg et al., 2014), los cultivos de soja presentaron una HE mayor que los cultivos forrajeros, lo que podría estar relacionado con el uso de insecticidas en el cultivo de soja, ya que estos pesticidas tienen un mayor coeficiente de impacto ambiental (USEtox). Pittelkow et al. (2016) aplicaron el modelo USEtox a escala nacional para la producción de arroz en Uruguay y reportaron los impactos de ecotoxicidad en unidades de PAF m³, sin utilizar una unidad funcional. En contraste, en el presente estudio se utilizaron los factores de caracterización completos de USEtox y se normalizaron los impactos por la producción energética total de cada rotación (MJ ha⁻¹ año⁻¹). Al convertir los valores reportados por Pittelkow et al. (2016) a la misma unidad funcional para la rotación arroz-pastura larga, las huellas ecotoxicológicas obtenidas en este trabajo son sustancialmente menores.

El modelo USEtox ha sido aplicado en rotaciones arroceras (Bjørn et al., 2014; Pittelkow et al., 2016). En sistemas lecheros (Darré et al., 2019) y cultivos de cítricos (Cabot et al., 2022, 2024; Cabot, Lado, Bautista, et al., 2023; Cabot, Lado y Sanjuán, 2023).

Existen otros modelos para estimar el impacto de pesticidas, como Pesticide Index, EIQ, Ripest, RiceWQ, Agua gris (Hoekstra et al., 2011) y modelos de fugacidad, estos presentan limitaciones en comparación con USEtox. Pesticide Index y los modelos de fugacidad solo consideran la exposición; Ripest y EIQ estiman la probabilidad de exposición y efecto, pero Ripest carece de un modelo de distribución y destino final; y EIQ utiliza valores fijos para calificar la exposición, lo que genera problemas de escala y otorga una contribución excesiva a la dosis aplicada (Dushoff et al., 1994; Kniss y Coburn, 2015). RiceWQ es un modelo de fugacidad para el cultivo de arroz, por eso carece de evaluación del efecto biológico. Mientras tanto, el método de Hoekstra de agua gris es una mezcla de un modelo de fugacidad con una tabla de rangos que intenta expresar los resultados de contaminación en volumen de agua, sin existir valores de referencia (Hoekstra et al., 2011).

En contraste, USEtox integra un modelo de distribución y destino final y una base de datos de efectos biológicos, ambos de consenso internacional, y considera tasas de biodegradación. USEtox permite realizar al menos una ERA de primer nivel (Tier 1) al estimar la exposición y su efecto en el ecosistema. Sin embargo, presenta algunas limitaciones, como la falta de inclusión de algunos pesticidas utilizados en Uruguay (abamectina, clorimurón-etilo, cialofop, epoxiconazol, florpiauxifen, flumioxazín, imazapic, kresoxim-metil, penoxsulam, profoxidim, piraclostrobina, pirazosulfuron-etilo, saflufenacil, tiametoxam y triclopir). El uso de organismos acuáticos nativos como especies de referencia y, además, los parámetros ambientales considerados deberían ser adaptado para Uruguay.

La HE calculada mediante el modelo de fugacidad nivel I (Mackay, 2001) se ha utilizado en diversos estudios (Barra et al., 1995, 2006; Di Guardo et al., 1994; Mackay y Arnot, 2011; Vighi, 1993) para analizar la dinámica y distribución de pesticidas. Sin embargo, su combinación con UT (masa pesticida/DL50) (Sprague, 1970), para medir el impacto de forma estandarizada es menos común (Ferraro et al., 2020; Mazzilli et

al., 2021). Algunos autores han contrastado los resultados del modelo de fugacidad con la DL50 y han calculado el coeficiente de riesgo Ripest (Ferraro et al., 2020) o riesgo ecotoxicológico (Kim et al., 2023; Lishchuk et al., 2024; Palma et al., 2004). El modelo de fugacidad de nivel I se ha aplicado en cultivos como trigo y remolacha azucarera (Barra et al., 1995). Si bien este modelo solo mide la exposición y no considera la biodegradación, su combinación con otra metodología, como el modelo desarrollado en este trabajo que utiliza DL50 de *Daphnia magna* y *Eisenia fetida* (Lewis y Tzilivakis, 2017; Lewis et al., 2016), permite estimar la probabilidad de efecto y realizar una ERA Tier 1. Además, el modelo de fugacidad puede estimar el impacto de pesticidas que USEtox no considera y orientar el estudio de los impactos. Este ERA de Tier 1 podría complementar la información sobre pesticidas y mejorar la asistencia técnica y la comunicación entre los diferentes actores (agrónomos, productores, empresas y consumidores).

El cálculo de la HE (con USEtox y el modelo creado) permitiría identificar los pesticidas con mayor impacto y evaluar la posibilidad de sustituirlos o reducir su uso, sin necesidad de eliminar cultivos en rotaciones específicas o prohibir productos de forma errónea, basándose únicamente en los kg de pesticidas aplicados por superficie. La agronomía puede aportar soluciones para reducir el impacto global del sistema, como el uso de cultivos de cobertura, diferentes densidades de siembra y el rolado como método de desecación, para disminuir el uso de herbicidas y controlar biotipos de malezas resistentes (Jorajuría Noya, 2019). El modelo USEtox, junto con la metodología ISO, permitiría establecer rangos de valores de huellas ecotoxicológicas en el ELP que podrían utilizarse como referencia de máxima eficiencia alcanzable con la tecnología disponible. Esta información sería útil para orientar la disponibilidad a pagar de los consumidores, ya que facilita la síntesis y comunicación de información compleja a través de ecoetiquetas (Cabot et al., 2022, 2024; Cabot, Lado, Bautista, et al., 2023; Cabot, Lado y Sanjuán, 2023). Además, permitiría avanzar en la priorización de los grupos o estratos del ecosistema que deben ser protegidos para reducir la pérdida de biodiversidad, causada por procesos de eutrofización (Beretta-Blanco y Carrasco-Letelier, 2021) y el uso de pesticidas.

Las rotaciones se clasificaron en dos grupos en función de su rendimiento medido en MJ ha⁻¹ año⁻¹. Las de alto rendimiento, como soja y pasturas (R5, 6 años), arroz y pastura larga (R4, 5 años). Un segundo grupo de bajo rendimiento, como arroz y soja (R6, 2 años), arroz y pastura corta (R3, 2 años), y arroz continuo (R1, 1 año). Rotaciones con mayor proporción de pastura (5 años), rotación arroz y pastura larga (R4, 5 años) presentaron los mayores rendimientos de arroz y biomasa (Castillo et al., 2023; Macedo et al., 2021, 2022; Rovira et al., 2020). Las rotaciones más intensivas, como como arroz y soja (R6, 2 años), arroz y pastura corta (R3, 2 años) y arroz continuo (R1, 1 año), presentan menores rendimientos promedio (Castillo et al., 2023; Macedo et al., 2021, 2022; Rovira et al., 2020). En el período evaluado aún no se observa un punto de inflexión donde los rendimientos comienzan a decaer por agotamiento de los recursos en el suelo.

Las rotaciones que contienen cultivos de secano, como soja y sorgo, (R2, 4 años) y (R6, 2 años), poseen valores de EROI más bajos, reflejando una menor eficiencia energética debida, probablemente, a mayores insumos o menores retornos energéticos. Las rotaciones sin soja y sorgo (R1, 1 año) y (R4, 5 años) presentan un EROI más alto, indicando una mayor eficiencia energética en estos sistemas, posiblemente vinculada a una mayor proporción de pasturas o menor uso de insumos externos. Macedo et al. (2022) señalaron que la rotación arroz pastura larga (R4, 5 años) fue superior a arroz continuo (R1, 1 año) y a arroz y pastura corta (R3, 2 años), y solo levemente inferior a arroz y soja (R6, 2 años). Sin embargo, al incluir la producción animal, el EROI de arroz y pastura larga (R4, 5 años) es el más alto de todos los sistemas.

5. Conclusiones

La HE calculada en este estudio por medio de las dos metodologías (USEtox y el modelo creado) permitió comparar el impacto ambiental entre rotaciones con diferentes grados de intensificación.

El mayor impacto ambiental en suelo y en agua estimado por el modelo USEtox (CTUs y CTUw) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años), y arroz, soja, y pastura (R5, 6 años).

El mayor impacto ambiental en suelo estimado por el modelo creado (UTs) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). Una situación similar ocurrió en el impacto ambiental estimado en agua (UTw), donde el mayor impacto se registró en las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), soja y pasturas (R5, 6 años), arroz y cultivos (R2, 4 años), y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años).

El sistema de rotación más sostenible fue arroz pastura larga (R4, 5 años) presentando el mayor EROI y menor impacto ambiental. Las rotaciones (R1, 1 año), (R5, 6 años), (R6, 2 años), presentaron valores más bajos de EROI y (R2, 4 años) presentó un valor intermedio.

6. Bibliografía

- Aguirre-Miguez, M., Macedo, I., González-Barrios, P., Roel, Á., Castillo, J., Bonilla-Cedr  z, C., Bordagorri, A. y Terra, J. A. (2025). Rice yield and yield stability in long-term rotations in temperate South America. *Agronomy Journal*, 117(6), Artículo e70250. <https://doi.org/10.1002/agj2.70250>
- Aguirre-Miguez, M., Macedo, I., González-Barrios, P., Roel,   ., Castillo, J., Bordagorri, A., Bonilla-Cedr  z, C. y Terra, J. (2026). Intensificación de las rotaciones arroz y pasturas: Efectos en la productividad y la estabilidad del rendimiento del cultivo de arroz. *Revista INIA*, (84), 71-75. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/18827/1/Revista-INIA-84-Marzo2026-17.pdf>
- Alonso Vignola, B., Segura, A. M., Pareja, L., Martínez, S., Roel, A., Terra, J., Carrasco-Letelier, L. y Pérez-Parada, A. (2025). Glyphosate behavior in rice paddy fields across different rotation systems. *Science of the Total Environment*, 995, Article e180069. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180069>
- Asociación Cultivadores de Arroz. (2009). *Guía de buenas prácticas en el cultivo de arroz en Uruguay*. https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/4927/1/Guia-de-Buenas-Practicas-Arroz-Uruguay-ACA.pdf?utm_source=chatgpt.com
- Barra, R., Colombo, J. C., Eguren, G., Gamboa, N., Jardim, W. F. y Mendoza, G. (2006). Persistent organic pollutants (POPs) in eastern and western South American countries. En George W. Ware (Ed.), *Reviews of environmental contamination and toxicology* (pp. 1-33). Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/0-387-30638-2_1
- Barra, R., Vighi, M. y Di Guardo, A. (1995). Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. *Chemosphere*, 30(3), 485-500. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00412-N](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00412-N)
- Beretta-Blanco, A. y Carrasco-Letelier, L. (2021). Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Science of The Total Environment*, 761, Artículo e143299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>

- Beretta-Blanco, A. y Carrasco-Letelier, L. (2022). Responses to Alcántara et al.'s (2021) comments. *Science of The Total Environment*, 837, Artículo e155555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155555>
- Beretta-Blanco, A., Pérez, O. y Carrasco-Letelier, L. (2019). Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 114, 45-55. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09990-3>
- Bjørn, A., Diamond, M., Birkved, M. y Hauschild, M. Z. (2014). Chemical footprint method for improved communication of freshwater ecotoxicity impacts in the context of ecological limits. *Environmental Science & Technology*, 48(22), 13253-13262. <https://doi.org/10.1021/es503797d>
- Boerger, A. (1928). *Estudios experimentales sobre la rotación de nuestros principales cultivos agrícolas*. Dirección de Agronomía.
- Boroukhovitch, M. (1992). *Plaguicidas agrícolas y su impacto ambiental*. Fundación Prudencio Vázquez y Vega.
- Bustamante-Silveira, M., Siri-Prieto, G. y Carrasco-Letelier, L. (2021). Water footprints of bioethanol cropping systems in Uruguay. *Agricultural Water Management*, 252, Artículo e106870. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106870>
- Cabot, M. I., Lado, J., Bautista, I., Ribal, J. y Sanjuán, N. (2023). On the relevance of site specificity and temporal variability in agricultural LCA: A case study on mandarin in North Uruguay. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 28, 1516-1532. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02186-6>
- Cabot, M. I., Lado, J., Clemente, G. y Sanjuán, N. (2022). Towards harmonised and regionalised life cycle assessment of fruits: A review on citrus fruit. *Sustainable Production and Consumption*, 33, 567-585. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.07.024>
- Cabot, M. I., Lado, J., Manzi, M. y Sanjuán, N. (2024). Life cycle assessment of citrus tree nurseries in Uruguay: Are their environmental impacts relevant? *Environmental Impact Assessment Review*, 106, Artículo e107488. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107488>

- Cabot, M. I., Lado, J. y Sanjuán, N. (2023). Multi-season environmental life cycle assessment of lemons: A case study in south Uruguay. *Journal of Environmental Management*, 326(Part A), Artículo e116719.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116719>
- Carson, R. (1969). *Primavera silenciosa*. Orbis.
- Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science & Policy*, 9(7-8), 685-692.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2006.08.002>
- Castillo, J., Kirk, G. J. D., Rivero, M. J., Fabini, G., Terra, J. A., Ayala, W., Roel, A., Irisarri, P. y Haeefe, S. M. (2023). Measured and modeled nitrogen balances in lowland rice-pasture rotations in temperate South America. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7, Artículo e1103118.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1103118>
- Chebataroff, N. (2012). *Arroz uruguayo*. Hemisferio Sur.
- Damalas, C. A. y Eleftherohorinos, I. G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(5), 1402-1419.
<https://doi.org/10.3390/ijerph8051402>
- Darré, E., Cadenazzi, M., Mazzilli, S. R., Rosas, J. F. y Picasso, V. D. (2019). Environmental impacts on water resources from summer crops in rainfed and irrigated systems. *Journal of Environmental Management*, 232, 514-522.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.090>
- Deambrosi, E., Montossi, F., Saravia, H., Blanco, P. y Ayala, W. (Eds.). (2009). *10 años de la Unidad de Producción Arroz-Ganadería*. INIA.
<https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3016/1/18429091209105753.pdf>
- Decreto n° 149/977. (1977). *Modificación de disposiciones reglamentarias sobre contralor y venta de insecticidas, funguicidas, herbicidas y otros productos de similar uso agrícola*. IMPO. <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/149-1977>

- De Faccio Carvalho, P. C., Savian, J. V., Della Chiesa, T., Souza Filho, W. D., Terra, J. A., Pinto, P., Posselt Martins, A. P., Villarino, S., Trindade, J. K. Da, De Albuquerque Nunes, P. A. y Piñeiro, G. (2021). Land-use intensification trends in the Rio de la Plata region of South America: Toward specialization or recoupling crop and livestock production. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 8(1), 97-100. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020380>
- Di Guardo, A., Calamari, D., Zanin, G., Consalter, A. y Mackay, D. (1994). A fugacity model of pesticide runoff to surface water: Development and validation. *Chemosphere*, 28(3), 511-531. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90295-X](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)90295-X)
- Dirección General de Servicios Agrícolas. (2026). *Registro y renovación de productos fitosanitarios (plaguicidas agrícolas)*. MGAP. <https://www.gub.uy/tramites/registro-renovacion-productos-fitosanitarios-plaguicidas-agricolas>
- Durán, A., Califra, A., Molfino, J. H. y Lynn, W. (Eds.). (2006). *Keys to soil taxonomy for Uruguay*. USDA.
- Dushoff, J., Caldwell, B. y Mohler, C. L. (1994). Evaluating the environmental effect of pesticides: A critique of the environmental impact quotient. *American Entomologist*, 40(3), 180-184. <https://doi.org/10.1093/ae/40.3.180>
- Elhamalawy, O., Bakr, A. y Eissa, F. (2024). Impact of pesticides on non-target invertebrates in agricultural ecosystems. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 202, Artículo e105974. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2024.105974>
- Ernst, O. R., Kemanian, A. R., Mazzilli, S., Siri-Prieto, G. y Dogliotti, S. (2020). The dos and don'ts of no-till continuous cropping: Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*, 257, Artículo e107934. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107934>
- Fahad, S., Saud, S., Akhter, A., Bajwa, A. A., Hassan, S., Battaglia, M., Adnan, M., Wahid, F., Datta, R., Babur, E., Danish, S., Zarei, T. y Irshad, I. (2021). Bio-based integrated pest management in rice: An agro-ecosystems friendly approach for agricultural sustainability. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 20(2), 94-102. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2020.12.004>

- Ferraro, D. O., Ghersa, F., De Paula, R., Duarte Vera, A. C. y Pessah, S. (2020). Historical trends of the ecotoxicological pesticide risk from the main grain crops in Rolling Pampa (Argentina). *PLoS ONE*, 15(11), Artículo e0238676. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238676>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2004). *Agricultural biotechnology: Meeting the needs of the poor?* https://www.fao.org/4/y5160e/y5160e00.htm?utm_source
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2009). *How to feed the world in 2050*. https://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf?utm_source
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2019). *FAOSTAT: Pesticides use database*. <http://www.fao.org/faostat>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2021). *Making agrifood systems more resilient to shocks and stresses*. <https://doi.org/10.4060/cb4476en>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators: Global, regional and country trends, 1990-2020*. <https://openknowledge.fao.org/items/fe5e9454-8c11-4f34-9d00-15746cb2054c>
- García, M. J., Villalba, C., Roel, Á. y Molina, F. (2024). Taller de resultados de zafra de arroz: Celebrando 20 años de información de calidad: Mejor información - mejores decisiones - mejor investigación. *Revista INIA*, (77), 99-100. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/17739/1/Revista-INIA-77-Junio-2024-25.pdf>
- García-Préchac, F., Clérico, C. y Terra, J. (1999). Avances con USLE-RUSLE para estimar erosión y pérdidas de productividad en Uruguay. En *14° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo* (p. 835). <https://doi.org/10.13140/2.1.4098.6244>

- Grahmann, K., Rubio Dellepiane, V., Terra, J. A. y Quincke, J. A. (2020). Long-term observations in contrasting crop-pasture rotations over half a century: Statistical analysis of chemical soil properties and implications for soil sampling frequency. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 287, Artículo e106710. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106710>
- Hajjar, M. J., Ahmed, N., Alhudaib, K. A. y Ullah, H. (2023). Integrated insect pest management techniques for rice. *Sustainability*, 15(5), Artículo e4499. <https://doi.org/10.3390/su15054499>
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M. y Mekonnen, M. M. (2011). *The water footprint assessment manual: Setting the global standard*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775526>
- International Organization for Standardization. (2012). *ISO 6341: Water quality-determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea)-Acute toxicity test* (4th ed.).
- Johnsen, K., Jacobsen, C. S., Torsvik, V. y Sørensen, J. (2001). Pesticide effects on bacterial diversity in agricultural soils: A review. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 443-453. <https://doi.org/10.1007/s003740100351>
- Jorajuría Noya, N. P. (2019). *Efecto de la densidad de avena (Avena strigosa) y el rolado como método de desecación sobre el control de malezas y el rendimiento de soja* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/29495>
- Kim, Y.-E., Jeon, D., Lee, H., Huh, Y., Lee, S., Kim, J. G. y Kim, H. S. (2023). Revealing the extent of pesticide runoff to the surface water in agricultural watersheds. *Water*, 15(22), Artículo e3984. <https://doi.org/10.3390/w15223984>
- Kniss, A. R. y Coburn, C. W. (2015). Quantitative evaluation of the environmental impact quotient (EIQ) for comparing herbicides. *PLoS ONE*, 10(6), Artículo e0131200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131200>
- Kuyper, T. W. y Struik, P. C. (2014). Epilogue: Global food security, rhetoric, and the sustainable intensification debate. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8, 71-79. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.09.004>

- Lewis, K. y Tzilivakis, J. (2017). Development of a data set of pesticide dissipation rates in/on various plant matrices for the Pesticide Properties Database (PPDB). *Data*, 2(3), Artículo e28 <https://doi.org/10.3390/data2030028>
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. J. y Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Lishchuk, A., Parfenyk, A., Furdychko, O., Boroday, V., Beznosko, I., Drebot, O. y Karachinska, N. (2024). Ecotoxicological hazard of pesticide use in traditional agricultural technologies. *Journal of Ecological Engineering*, 25(2), 274-289. <https://doi.org/10.12911/22998993/177275>
- Macedo, I., Roel, A., Velazco, J. I., Bordagorri, A., Terra, J. A. y Pittelkow, C. M. (2022). Intensification of rice-pasture rotations with annual crops reduces the stability of sustainability across productivity, economic, and environmental indicators. *Agricultural Systems*, 202, Artículo e103488. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103488>
- Macedo, I., Terra, J. A., Siri-Prieto, G., Velazco, J. I. y Carrasco-Letelier, L. (2021). Rice-pasture agroecosystem intensification affects energy use efficiency. *Journal of Cleaner Production*, 278, Artículo e123771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123771>
- Mackay, D. (2001). *Multimedia environmental models: The fugacity approach* (2nd ed.). CRC Press.
- Mackay, D. y Arnot, J. A. (2011). The application of fugacity and activity to simulating the environmental fate of organic contaminants. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 56(4), 1348-1355. <https://doi.org/10.1021/je101158y>
- Martínez, S. (2023a). Soil microbial community structure in rice rotation systems with crops and pastures in temperate Uruguay. *Applied Soil Ecology*, 188, Artículo e104929. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104929>

- Martínez, S. (2023b). Stem and sheath diseases and yield response of irrigated rice rotation systems with different intensification levels. *Plant Disease*, 107(5), 1593-1601. <https://doi.org/10.1094/PDIS-09-22-2123-RE>
- Martínez, S., Bao, L. y Escalante, F. (2018). *Manual de identificación de enfermedades y plagas en el cultivo de arroz*. INIA. <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Bd-116-2018.pdf>
- Mazzilli, S. R., Chalkling, D., Ernst, O., Cortazzo, N. y Carrasco-Letelier, L. (2021). Validación de indicadores de sostenibilidad de sistemas agrícola-ganaderos. *Revista INIA*, (64), 83-89. <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Revista-INIA-64-Marzo-2021-p-83-89.pdf>
- Nordborg, M., Cederberg, C. y Berndes, G. (2014). Modeling potential freshwater ecotoxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: The cases of maize, rapeseed, *Salix*, soybean, sugar cane, and wheat. *Environmental Science & Technology*, 48(19), 11379-11388. <https://doi.org/10.1021/es502497p>
- Nordborg, M., Davis, J., Cederberg, C. y Woodhouse, A. (2017). Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. *Science of The Total Environment*, 581-582, 448-459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.153>
- Oficina de Estadísticas Agropecuarias. (2023). *Anuario estadístico agropecuario 2023*. MGAP. https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2023/ANUARIO2023WEB.pdf?utm_source
- Onofri, A., Seddaiu, G. y Piepho, H.-P. (2016). Long-term experiments with cropping systems: Case studies on data analysis. *European Journal of Agronomy*, 77, 223-235. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.02.005>
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (1984). *Test No. 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests*. <https://doi.org/10.1787/9789264070042-en>
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2004). *Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test*. <https://doi.org/10.1787/9789264069947-en>

- Palladino, C., García, I. y Fernández, G. (2023). Pesticide dependence and associated risks in Uruguayan agriculture: Limitations in its approach. *Agrociencia Uruguay*, 27, Artículo e1156. <https://doi.org/10.31285/AGRO.27.1156>
- Palma, G., Sánchez, A., Olave, Y., Encina, F., Palma, R. y Barra, R. (2004). Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*, 57(8), 763-770. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.047>
- Pareja, L., Colazzo, M., Pérez-Parada, A., Besil, N., Heinzen, H., Böcking, B., Cesio, V. y Fernández-Alba, A. R. (2012). Occurrence and distribution study of residues from pesticides applied under controlled conditions in the field during rice processing. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60(18), 4440-4448. <https://doi.org/10.1021/jf205293j>
- Pereyra-Goday, F., Castillo, J., Rovira, P., Ayala, W., Lee, M. R. F. y Rivero, M. J. (2025). Nitrogen use efficiency in mixed crop-livestock systems: Insights for sustainable intensification. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 9, Artículo e1522557. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2025.1522557>
- Pérez Polanco, M. (2022). *Estudios de ecotoxicidad sobre las lombrices Eisenia fetida de los fungicidas utilizados para el manejo de fusariosis del trigo* [Trabajo final de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/36521>
- Pittelkow, C. M., Zorrilla, G., Terra, J., Riccetto, S., Macedo, I., Bonilla, C. y Roel, A. (2016). Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. *Global Food Security*, 9, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.05.003>
- Pizarro, H. N., Castro Berman, M., Gutierrez, M. F., Lozano, V. L., Vera, M. S. y Gutiérrez, J. M. (2024). Pesticides in Latin American and Caribbean freshwater: A critical review. *Inland Waters*, 14(4), 447-461. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2398850>
- Rebollo, I., Scheffel, S., Blanco, P., Molina, F., Martínez, S., Carracelas, G., Aguilar, I., Pérez De Vida, F. y Rosas, J. E. (2023). Consolidating 23 years of historical data from an irrigated subtropical rice breeding program in Uruguay. *Crop Science*, 63(3), 1300-1315. <https://doi.org/10.1002/csc2.20955>

- Riah, W., Laval, K., Laroche-Ajzenberg, É., Mougin, C., Latour, X. y Trinsoutrot-Gattin, I. (2014). Effects of pesticides on soil enzymes: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 12, 257-273. <https://doi.org/10.1007/s10311-014-0458-2>
- Rodríguez-Bolaña, C., Pérez-Parada, A., Tesitore, G., Goyenola, G., Kröger, A., Pacheco, M., Gérez, N., Bertón, A., Zinola, G., Gil, G., Mangarelli, A., Pequeño, F., Besil, N., Niell, S., Heinzen, H. y De Mello, F. (2023). Multicompartmental monitoring of legacy and currently used pesticides in a subtropical lake used as a drinking water source (Laguna del Cisne, Uruguay). *Science of the Total Environment*, 874, Artículo e162310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162310>
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D. y Hauschild, M. Z. (2008). USEtox-the UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532-546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Rosenbaum, R. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., Margni, M., McKone, T. E., Van De Meent, D., Hauschild, M. Z., Shaked, S., Li, D. S., Gold, L. S. y Jolliet, O. (2011). USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: Sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(8), 710-727. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0316-4>
- Rovira, P., Ayala, W., Terra, J., García-Préchac, F., Harris, P., Lee, M. R. F. y Rivero, M. J. (2020). The ‘Palo a Pique’ long-term research platform: First 25 years of a crop–livestock experiment in Uruguay. *Agronomy*, 10(3), Artículo e441. <https://doi.org/10.3390/agronomy10030441>
- Saldain, N. E. y Sosa, B. (2017). Experimento de rotaciones de arroz con otros cultivos y pasturas: Componente manejo integrado de malezas. En G. Zorrilla, S. Martínez y H. Saravia. (Eds.), *Arroz 2017* (pp. 76-78). INIA. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7477/1/ST-233-p.76-78.pdf>

- Sarkar, A., Wang, H., Rahman, A., Memon, W. H. y Qian, L. (2022). A bibliometric analysis of sustainable agriculture: Based on the Web of Science (WOS) platform. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(26), 38928-38949. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19632-x>.
- Schreinemachers, P. y Tipraqsa, P. (2012). Agricultural pesticides and land use intensification in high, middle and low income countries. *Food Policy*, 37(6), 616-626. <https://doi.org/10.1016/J.FOODPOL.2012.06.003>
- Sharma, A., Shukla, A., Attri, K., Kumar, M., Kumar, P., Suttee, A., Singh, G., Barnwal, R. y Singla, N. (2020). Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201, Artículo e110812. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>.
- Shattuck, A., Werner, M., Mempel, F., Dunivin, Z. y Galt, R. (2023). Global pesticide use and trade database (GloPUT): New estimates show pesticide use trends in low-income countries substantially underestimated. *Global Environmental Change*, 81, Artículo e102693. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102693>
- Silva, V., Mol, H., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J. y Geissen, V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils: A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653, 1532-1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
- Sim, J. X. F., Drigo, B., Doolette, C. L., Vasileiadis, S., Karpouzas, D. G. y Lombi, E. (2022). *Impact of twenty pesticides on soil carbon microbial functions and community composition*. *Chemosphere*, 307(Part.2), Artículo e135820. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135820>
- Singh, V., Zhou, S., Ganie, Z., Valverde, B., Avila, L., Marchesan, E., Merotto, A., Zorrilla, G., Burgos, N., Norsworthy, J. y Bagavathiannan, M. (2017). Rice production in the Americas. En B. S. Chauhan, K. Jabran y G. Mahajan (Eds.), *Rice production worldwide* (pp. 137-168). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-47516-5_6

- Sprague, J. B. (1970). Measurement of pollutant toxicity to fish: Utilizing and applying bioassay results. *Water Research*, 4(1), 3-32.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(70\)90018-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(70)90018-7)
- Struik, P. C. y Kuyper, T. W. (2017). Sustainable intensification in agriculture: The richer shade of green: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(39). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7>
- Swanton, C. J., Murphy, S. D., Hume, D. J. y Clements, D. R. (1996). Recent improvements in the energy efficiency of agriculture: Case studies from Ontario, Canada. *Agricultural Systems*, 52(4), 399-418.
[https://doi.org/10.1016/S0308-521X\(96\)00012-1](https://doi.org/10.1016/S0308-521X(96)00012-1)
- Terra, J. A. (2017). Experimentos de largo plazo como plataforma agroambiental para la intensificación sostenible. *Revista INIA*, (48), 67-72.
- Toolkiattiwong, P., Arunrat, N. y Sereenonchai, S. (2023). Environmental, human and ecotoxicological impacts of different rice cultivation systems in Northern Thailand. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), Artículo e2738. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032738>
- Tseng, M.-C., Roel, A., Deambrosi, E., Terra, J. A., Zorrilla, G., Riccetto, S. y Pittelkow, C. M. (2020). Towards actionable research frameworks for sustainable intensification in high-yielding rice systems. *Scientific Reports*, 10, Artículo e9975. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63251-w>
- Tseng, M.-C., Roel, Á., Macedo, I., Marella, M., Terra, J. A. y Pittelkow, C. M. (2021). Synergies and tradeoffs among yield, resource use efficiency, and environmental footprint indicators in rice systems. *Current Research in Environmental Sustainability*, 3, Artículo e100070.
<https://doi.org/10.1016/j.crsust.2021.100070>
- Umpierre Urquhart, M., Torre, A., Torres, M., Yorio, S., Deambrosi, E., Lavecchia, A. y Méndez, J. (1996). La residualidad de los plaguicidas utilizados en el cultivo de arroz. *El País Agropecuario*, 2(15), 23-26.

- U. S. Environmental Protection Agency. (2002). *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms* (5th ed.). https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/acute-freshwater-and-marine-wet-manual_2002.pdf
- Vighi, M. (1993). The fugacity approach as a tool for the prediction of environmental exposure of organic chemicals: Value, limitations and research needs. *Science of The Total Environment*, 134, 325-334.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(05\)80033-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80033-6)
- Wainwright, M. (1978). A review of the effects of pesticides on microbial activity in soils. *European Journal of Soil Science*, 29(3), 287-298.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1978.tb00776.x>
- Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L. P., Hu, Y.-Q., Xin, F., Goulson, D., Woodcock, B. A., Vanbergen, A. J., Spurgeon, D. J., Shen, S. y Scherber, C. (2025). Pesticides have negative effects on non-target organisms. *Nature Communications*, 16, Artículo e1360.
<https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>
- Wang, J.-W., Han, C.-T., Wu, D.-M., Zhou, W., Gao, M. y Li, Y.-S. (2025). Microbial composition, assembly, and functional characteristics of generalized and specialized subcommunities under flooded paddy fields: Long-term pesticide versus non-pesticide models. *Frontiers in Microbiology*, 16, Artículo e1636555. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1636555>
- Wisnujati, N. S. (2023). Unveiling the epoch: Exploring pesticide utilization and trade trends globally and regionally from 1990 to 2020. *SCIENTIA: Journal of Multi Disciplinary Science*, 2(2), 108-121.
<https://doi.org/10.62394/scientia.v2i2.16>
- Wołejko, E., Jabłońska-Trypuć, A., Wydro, U., Butarewicz, A. y Łozowicka, B. (2020). Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides: A review. *Applied Soil Ecology*, 147, Artículo e103356.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006>

- Zarza, R., Cal, A., Formoso, D., Medina, S., Rey, D. y Carrasco-Letelier, L. (2022). First delimitation and land-use assessment of the riparian zones at Uruguayan Pampa. *Ecological Informatics*, 71, Artículo e101781. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101781>
- Zorrilla, G. y Terra, J. (6-9 marzo 2017). Sustainable intensification pathways in Uruguayan rice [Presentación oral]. En *International Temperate Rice Conference*, Griffith. NSW, Australia. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6569/1/ITRC-Australia-2017-Pres.Zorrilla.pdf>

7. Anexos

7.1 Ecotoxicological Footprint of Rice Rotations with Different Intensification Levels in Uruguay: A Life Cycle Assessment Approach

NPJN, LCL: data curation, investigation, writing – original draft, writing – review & editing

LCL: conceptualization, formal analysis, funding acquisition, methodology, project administration, visualization

JT, AR, SM: resources, funding acquisition

LCL, SM: supervision, writing – review & editing

AB: data curation

N. P. Jorajuría^{1*}, S. Martínez¹ y L. Carrasco².

¹Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Sistema Arroz-Ganadería, Estación Experimental INIA Treinta y Tres 33000, Treinta y Tres, Uruguay

²Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Área de Recursos Naturales, Producción y Ambiente, INIA La Estanzuela, Colonia 39173, Uruguay

*Corresponding author: pamelajorajuria@gmail.com

7.2 Resumen

Uruguay, con 147.031 hectáreas (ha) destinadas a la producción de arroz, representa el 2% del comercio mundial, con un rendimiento promedio de 9.336 kg ha⁻¹. El cultivo de arroz, al igual que otros cultivos, se ha intensificado. El Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria de Uruguay (INIA) lleva a cabo un Experimento de Largo Plazo (ELP) desde 2012 para evaluar diferentes tecnologías de intensificación en los sistemas de cultivo de arroz. En términos productivos, el sistema de rotación cultivo-pastura es la opción más sostenible, por la integración con la producción ganadera. Sin embargo, estas evaluaciones no han considerado las cargas y efectos de los pesticidas usados en cada rotación. El presente estudio caracterizó el desempeño agronómico y ambiental de las seis rotaciones arroceras del ELP utilizando un enfoque

de Evaluación del Ciclo de Vida (ACV), calculando la Huella ecotoxicológica para el período 2012-2019. La HE se estimó con el modelo USEtox y un modelo de fugacidad (de nivel 1) modificado los cuales se expresaron en unidades equivalentes de energía incorporada en los cultivos cosechados. Ambas metodologías de evaluación diferenciaron eficazmente las rotaciones de cultivos. El mayor impacto se observó en las rotaciones que incluyen los cultivos de secano, como soja y sorgo (R2, R5 y R6). El impacto fue menor en las rotaciones sin soja y sorgo (R1, R3 y R4).

Palabras clave: pesticidas, usetox, mackay, evaluación de riesgo ambiental, sustentabilidad

7.3 Summary

Uruguay, with 147,031 hectares (ha) allocated to rice production, represents 2% of world trade, with an average yield of 9,336 kg ha⁻¹. Rice cultivation, like other crops, has intensified. The National Institute for Agricultural Research of Uruguay (INIA) has been carrying out a Long-Term Experiment (LTE) since 2012 to evaluate different intensification technologies in rice cropping systems. In productive terms, the crop–pasture rotation system is the most sustainable option due to its integration with livestock production. However, these evaluations have not considered the loads and effects of pesticides used in each rotation. The present study characterized the agronomic and environmental performance of the six rice rotations of the LTE using a Life Cycle Assessment (LCA) approach, calculating the ecotoxicological footprint for the period 2012–2019. The ecotoxicological footprint was estimated using the USEtox model and a modified Level I fugacity model in toxicological units per energy equivalent incorporated in harvested crops. Both evaluation methodologies effectively differentiated crop rotations. The highest impact was observed in rotations that include rainfed crops, such as soybean and sorghum (R2, R5, and R6), while the impact was lower in rotations without soybean and sorghum (R1, R3, and R4).

Keywords: pesticides, usetox, mackay, environmental risk assessment, sustainability

7.4 Resumo

O Uruguai, com 147.031 hectares (ha) destinados à produção de arroz, representa 2% do comércio mundial, com um rendimento médio de 9,336 kg ha⁻¹. O cultivo de arroz, assim como outros cultivos, passou por um processo de intensificação. O Instituto Nacional de Pesquisa Agropecuária do Uruguai (INIA) conduz um Experimento de Longo Prazo (ELP) desde 2012 para avaliar diferentes tecnologias de intensificação nos sistemas de cultivo de arroz. Em termos produtivos, o sistema de rotação cultivo–pastagem é a opção mais sustentável, devido à integração com a produção pecuária. No entanto, essas avaliações não consideraram as cargas e os efeitos dos pesticidas utilizados em cada rotação. O presente estudo caracterizou o desempenho agrônomo e ambiental das seis rotações arrozeiras do ELP por meio de uma abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), e calculou a pegada ecotoxicológica para o período de 2012–2019. A pegada ecotoxicológica foi estimada com o modelo USEtox e um modelo de fugacidade (nível I) modificado para expressar seus resultados em unidades toxicológicas por equivalente de energia incorporada nos cultivos colhidos. Ambas as metodologias de avaliação diferenciaram de forma eficaz as rotações de cultivo. O maior impacto foi observado nas rotações que incluem cultivos de sequeiro, como soja e sorgo (R2, R5 e R6), enquanto o impacto foi menor nas rotações sem soja e sorgo (R1, R3 e R4).

Palavras-chave: pesticidas, usetox, mackay, avaliação de risco ambiental, sustentabilidade

7.5 Introducción

En 2023, Uruguay destinó 147.031 hectáreas (ha) a la producción de arroz, con un rendimiento promedio de 9.336 kg ha⁻¹ que representó el 2% del comercio mundial de arroz ⁽¹⁾. El cultivo de arroz se ha desarrollado históricamente en rotación con pasturas, lo que permitió la integración de los sistemas de producción de arroz y ganadería desde la década de 1920 ^(2,3).

En Uruguay han ocurrido tres procesos de intensificación agrícola desarrollados en 1930, 1950 y 2013 ⁽⁴⁾, los cuales ocasionaron impactos ambientales, como el

incremento de la erosión y pérdida de fertilidad de los suelos y el deterioro de la calidad del agua ⁽⁵⁻⁹⁾. Estos impactos ambientales condujeron a desarrollos tecnológicos como el diseño de rotaciones de cultivo ⁽¹⁰⁾, calibración de modelos de erosión ⁽⁹⁾, y la incorporación de cultivos de cobertura ⁽⁸⁾, los que permitieron mitigar algunos de los efectos negativos. Aún queda por resolver la gestión de las zonas riparias dañadas por la agricultura y la ganadería, y la gestión del riesgo de daño por pesticidas ^(11,6).

El uso de pesticidas es una herramienta clave para sostener la productividad agrícola, especialmente frente a factores bióticos que generan importantes pérdidas de rendimiento en el cultivo de arroz ^(12,13). Sin embargo, estos insumos pueden afectar organismos no objetivo y contribuir a procesos de degradación ambiental, como la alteración de comunidades acuáticas y el aumento de unidades toxicológicas en función del uso del suelo ^(6,14,15). La principal limitante a resolver es cómo vincular la exposición a pesticidas con una gran heterogeneidad química, y su efecto potencial en humanos y el ecosistema ⁽¹⁶⁾. A esto se agrega la meta de intensificación sostenible (IS) propuesta por la Organización Especializada de las Naciones Unidas (FAO) que implica producir más con impactos ambientales iguales o inferiores a los alcanzados ^(17,18,19).

Identificar tecnologías de menor impacto ambiental constituye una de las principales preguntas tecnológicas. Para responderla, INIA ha desarrollado diferentes experimentos de largo plazo (ELP) de rotaciones de cultivo. Entre ellos, existe un único ELP de rotaciones arroceras con diferentes grados de intensificación mediante cultivos de verano, como soja y sorgo ⁽²⁰⁾. Deambrosi et al. ⁽²¹⁾, Macedo et al. ⁽²²⁾, Pittelkow et al. ⁽²³⁾, y De Faccio Carvalho et al. ⁽²⁴⁾, indicaron que la rotación cultivo y pastura sería la opción más sostenible en términos productivos. Esto se debe a su integración con la producción ganadera y a su similitud con el uso de suelo de referencia (campo natural). Estos autores mencionados no pudieron contrastar los desempeños de diferentes grados de intensificación en relación con los impactos de los pesticidas usados por cada tipo de rotación. Sin embargo, Pittelkow et al. ⁽²³⁾ evaluaron el impacto ecotoxicológico de la producción arroceras uruguaya usando la huella ecotoxicológica (HE), estimada con el modelo USEtox, en chacras comerciales. La HE, desarrollada por Rosenbaum et al. ⁽²⁵⁾ e implementada en el modelo USEtox,

estandariza el impacto potencial de los pesticidas mediante dos componentes, por un lado, un modelo de distribución y destino final, que incluye los procesos de degradación del pesticida; y por otro, el contraste de esta exposición con sus efectos biológicos sobre los organismos de referencia. Esto permite expresar el impacto por el uso de pesticidas en unidades tóxicas comparables (CTU) o fracción de especies potencialmente afectas (PAF).

Sobre la base de estos antecedentes, se plantea como hipótesis que el impacto ecotoxicológico de los pesticidas aplicados en sistemas arroceros puede expresarse de forma estandarizada mediante la huella ecotoxicológica, permitiendo comparar estadísticamente rotaciones con distintos grados de intensificación. Para evaluar la hipótesis planteada, el objetivo de este trabajo fue estimar la HE de las rotaciones arroceras-cultivos-pasturas del ELP de INIA para el periodo 2012-2019.

7.6 Materiales y métodos

7.6.1 Experimento de Largo Plazo

El ELP está ubicado en la Unidad Experimental de Paso de la Laguna perteneciente a INIA Treinta y Tres, Uruguay (33°6'23" S, 54°10'24" O, situado a una altura de 22 metros sobre el nivel del mar), establecido en 2012.

7.6.2 Diseño experimental

El tipo de suelo dominante en el experimento es Argiaboll, caracterizado por una pendiente de menos del 0,5% ⁽²⁶⁾. El uso del suelo antes del establecimiento del experimento (1979-2012) era un sistema de rotación de arroz y pastura que consistía en dos años de arroz con labranza convencional y 3 años de una pastura perenne sin laboreo ⁽²⁷⁾.

El experimento posee seis rotaciones de diferente duración y diferentes números de fases (fracción de tiempo en el que un cultivo específico, o conjunto de cultivos asociados, ocupa la parcela dentro del ciclo de la rotación) que combinan arroz en rotación con otros cultivos (como soja y sorgo) y pasturas. Estas rotaciones poseen una duración de 1 a 6 años, dependiendo del número de fases; cada una de ellas ocurre una vez por año en cada rotación ⁽²⁸⁾, totalizando 20 fases. Del total, 9 fases son con siembra de arroz cada año. Cada fase se sembró en una parcela de 20 × 60 m y con 3 repeticiones (bloques), para un total de 60 parcelas en el experimento. Las rotaciones

incluyen diferentes grados de intensificación de arroz y de cultivos, desde el sistema tradicional uruguayo de arroz y pastura, que consiste en dos años de arroz consecutivos y tres años de una pastura con una mezcla de gramíneas y especies de leguminosas ⁽²¹⁾, hasta un sistema de arroz continuo (tabla 1). Aunque el arroz continuo es frecuente en varios países asiáticos, no se practica en Uruguay. Las rotaciones evaluadas (tratamientos), incluyen ⁽²⁹⁾:

1) Arroz Continuo (R1, 1 año). Inicia con arroz (*Oryza sativa* L.) seguido por un cultivo de cobertura de raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.).

2) Arroz y Cultivos (R2, 4 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum* Lam.). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max* (L.) Merr.), continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*Trifolium alexandrinum* L.). En su tercer año inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*). En el cuarto año inicia con sorgo (*Sorghum bicolor*) y continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*).

3) Arroz y Pastura Corta (R3, 2 años). Inicia con arroz (*O. sativa*), continúa con una pastura de 1,5 años de duración, compuesta por raigrás (*L. multiflorum*) y trébol rojo (*Trifolium pratense*).

4) Arroz y Pastura Larga (R4, 5 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con arroz (*O. sativa* L.), seguido por una pastura de 3,5 años de duración compuesta por festuca (*Festuca arundinacea* Schreb), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y lotus (*Lotus corniculatus* L.). Esta rotación se considera el tratamiento control, ya que es característica de los sistemas tradicionales de arroz y pastura comunes en Uruguay ⁽²¹⁾.

5) Arroz Soja y Pasturas (R5, 6 años). Inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con un cultivo de cobertura de raigrás (*L. multiflorum*). En el tercer año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con un cultivo de cobertura de trébol alejandrino (*T. alexandrinum*). En el cuarto año inicia con arroz (*O. sativa* L.), continúa con una pastura de 2,5 años de duración compuesta por festulolium

(*Festulolium* sp.) y lotus (*L. corniculatus* L.).

6) Arroz y Soja (R6, 2 años). Inicia con arroz (*O. sativa*), continúa con raigrás (*L. multiflorum*). En el segundo año inicia con soja (*Glycine max*), continúa con trébol alejandrino (*T. alexandrinum*).

Partiendo desde los sistemas más intensos a los menos intensos encontramos el monocultivo de arroz (R1, 1 año), arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos, con soja y sorgo (R2, 4 años), todos estos con una intensidad de un cultivo por año (agricultura continua). Por otro lado, rotaciones menos intensas, tales como arroz y pastura corta (R3, 2 años), arroz soja y pastura (R5, 6 años) arroz soja pastura larga (R4, 5 años), se presentan con 0,5, 0,66, y 0,4 cultivos por año respectivamente (tabla 1).

Tabla 1 Esquema de las rotaciones evaluadas en el ELP

		Año												Porcentaje tiempo arroz	Porcentaje tiempo cultivos verano
		1		2		3		4		5		6			
Rotación	Uso del suelo	PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI	PV	OI		
1	R1	Arroz	Cobertura											100	100
2	R2	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura	Arroz	Cobertura	Sorgo	Cobertura					50	100
3	R3	Arroz	Rg+Tr	Rg+Tr	Rg+Tr									50	50
4	R4	Arroz	Cobertura	Arroz	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	Fe+Tb+Lc	40	40
5	R5	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura	Soja	Cobertura	Arroz	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	Felo-Lc	33	67
6	R6	Arroz	Cobertura	Soja	Cobertura									50	100

Abreviaciones: Primavera y verano (PV). Otoño e invierno (OI). Rotación (R). Raigrás y trébol rojo (Rg + Tr). Festuca, trébol blanco y lotus corniculatus (Fe+Tb+Lc). Festulolium y Lotus corniculatus (Felo + Lc).

Fuente: Serie Técnica de Arroz Número 34

7.6.3 Manejo del experimento

El manejo de los cultivos se realizó de acuerdo a las recomendaciones del Programa de Arroz del INIA, utilizando maquinaria comercial similar a la que emplean los productores para la mayoría de las operaciones de campo, incluidas la siembra, la fertilización, la aplicación de pesticidas y la cosecha. Las prácticas de manejo y los datos sobre el suelo y los cultivos fueron registrados por el equipo del Programa de Arroz del INIA durante los 7 años anteriores a este estudio. Las variedades sembradas hasta el año 2019 fueron INIA Olimar, INIA Merín, INIA Tacuarí, Parao, CL212 y CL244. A partir de 2020 se sembró un único cultivar, INIA Merín, aunque en la zafra 2019-2020 se resembró con INIA Olimar.

7.6.4 Base de datos del experimento de largo plazo

Este trabajo sistematizó la información en una planilla de cálculo de los insumos y rendimientos de cada cultivo y rotación desde el inicio del ELP en el año 2012. Se evaluaron 40 pesticidas (herbicidas, fungicidas e insecticidas). La información de cada formulado comercial de los pesticidas se utilizó para obtener la identidad y concentración de cada principio activo. A partir de esta información, se desarrolló una base de datos de las propiedades fisicoquímicas y toxicológicas de cada principio activo usado en el ELP. Esta información se utilizó para estimar la HE.

7.6.5 Huella ecotoxicológica

La HE se estimó con dos aproximaciones similares: (1) modelo USEtox 2.2^(25,30), que integra un modelo de distribución y destino final más una mediana de las sensibilidades toxicológicas de un grupo de especies de referencia; y (2), una estimación de exposición con un modelo de fugacidad nivel 1⁽³¹⁾ para definir el fraccionamiento de cada pesticida en el ambiente, en el que la concentración se expresó en UT⁽³²⁾ y se dividió por DL50 de *Daphnia magna* Straus, 1820 y *Eisenia fetida* Savigny, 1826 (Lewis y Tzilivakis, 2017; Lewis et al., 2016).

La estimación de la HE tuvo un enfoque de ACV con alcance limitado a las actividades gerenciadas dentro del predio (gate-to-gate), se consideró como unidad funcional los rendimientos de todos los cultivos cosechados expresados en megajoules de energía por hectárea año (Bustamante-Silveira et al., 2021; Macedo et al., 2021).

7.6.6 Modelo USEtox

Los pesticidas se buscaron en el catálogo de USEtox y se evaluó el impacto por kilogramo usado por hectárea en agua y suelo ^(25,30). Los resultados se expresaron en unidades tóxicas comparables (CTU) para el compartimento ambiental agua (CTUw) y el compartimento ambiental suelo (CTUs).

7.6.7 Estimación de Unidades Toxicológicas

Para estimar los impactos ecotoxicológicos en UT se usó un modelo de fugacidad nivel 1, que no consideró biodegradación ⁽³¹⁾. Las concentraciones ambientales estimadas fueron estandarizadas, mediante la división de la concentración por la DL50 de *Daphnia magna* y de *Eisenia fetida* ^(34,35), obteniendo los impactos en agua (UTw) y suelo (UTs).

7.6.8 Análisis estadístico

Las diferencias significativas de las huellas ecotoxicológicas (CTUs, CTUw, UTs y UTw) se evaluaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de Fisher. Se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas sobre los residuos del modelo mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Cuando estas pruebas presentaron un $p > 0,05$ se realizó una prueba de Tukey para identificar las diferencias significativas entre las diferentes medias. En caso contrario se realizó un ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis para evaluar la diferencia entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas (CTUs, CTUw, UTs y UTw) y una prueba post hoc de Dunn. Todas las pruebas se realizaron a un nivel de significancia de $p < 0,05$ usando el paquete estadístico R versión 4.1.2 (2021-11-01).

7.7 Resultados

7.7.1 Huellas ecotoxicológicas de las rotaciones

La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental agua (CTUw) se encontró entre 0 y 60.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹, para el período en evaluación (2012-2019) (tabla 2). El impacto ambiental más alto en agua se obtuvo para cultivos de soja, presente en las rotaciones: arroz y cultivos (R2, 4 años), arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años). Las rotaciones con los valores más bajos en CTUw fueron, arroz y pastura corta (R3, 2 años), y arroz y pastura larga (R4, 5 años). Cuando no se consideró el impacto de la soja, los valores de CTUw están en el rango de 0-6000 MJ ha⁻¹ año⁻¹, donde el impacto más alto fue ocasionado por sorgo en la rotación arroz cultivos (R2, 4 años), y fue seguido por la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años) (figura 2). Los años con valores más altos de CTUw para sorgo fueron las zafas 2013-14, 2014-15, 2016-17, 2017-18, en el resto el impacto más alto fue el del cultivo de arroz en las zafas 2012-13, 2015-16 y 2018-19 (figura 2).

La HE calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental agua (UTw) en el período 2012-2019 se situó en el rango de 0 a 5.000.000 MJ ha⁻¹ año⁻¹. El impacto ambiental más alto estuvo dado por el cultivo de soja presente en las rotaciones: arroz cultivos (R2, 4 años); arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), y la rotación arroz y soja (R6, 2 años) (tabla 1). En todas las zafas analizadas (2012-2019) los valores más altos de UTw fueron en soja. Cuando no se consideró el impacto de la soja, los valores más altos estuvieron dados por el sorgo en la rotación arroz cultivos (R2, 4 años).

La HE modelada por USEtox en el compartimento ambiental suelo (CTUs) en el período evaluado (2012-2019) se situó entre 0 y 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (tabla 2). El impacto ambiental más alto estuvo dado por el arroz en la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años) y el cultivo de soja en la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años) (tabla 2). Los años con valores más altos de CTUs para soja fueron las zafas 2012-13, 2013-14, 2014-15, 2015-16, 2016-17, 2017-18. Cuando no se consideró el impacto de soja, los valores más altos de CTUs estuvieron dados por arroz y sorgo en las rotaciones arroz y cultivos (R2, 4 años), y arroz continuo (R1, 1 año) (figura 2).

La HE, calculada por el modelo creado en el compartimento ambiental suelo (UTs) en el período 2012-2019 se situó en el rango de 0 a 125 MJ ha⁻¹ año⁻¹. El impacto más alto estuvo dado por la soja en la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) y la rotación arroz y soja (R6, 2 años). La soja presentó los valores anuales más altos, excepto para la zafra 2013-14 donde el sorgo logró el valor más alto en la rotación arroz cultivos (R2, 4 años) (tabla 2). Los valores más altos de UTs para soja se registraron en todas las zafras, excepto en 2013-14. Cuando no se consideró el impacto de la soja, el impacto más alto fue estuvo dado por por arroz y sorgo en el rango de 0 a 90 MJ ha⁻¹ año⁻¹ en las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), arroz y pastura corta (R3, 2 años), arroz y soja (R6, 2años), y la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años) (figura 2).

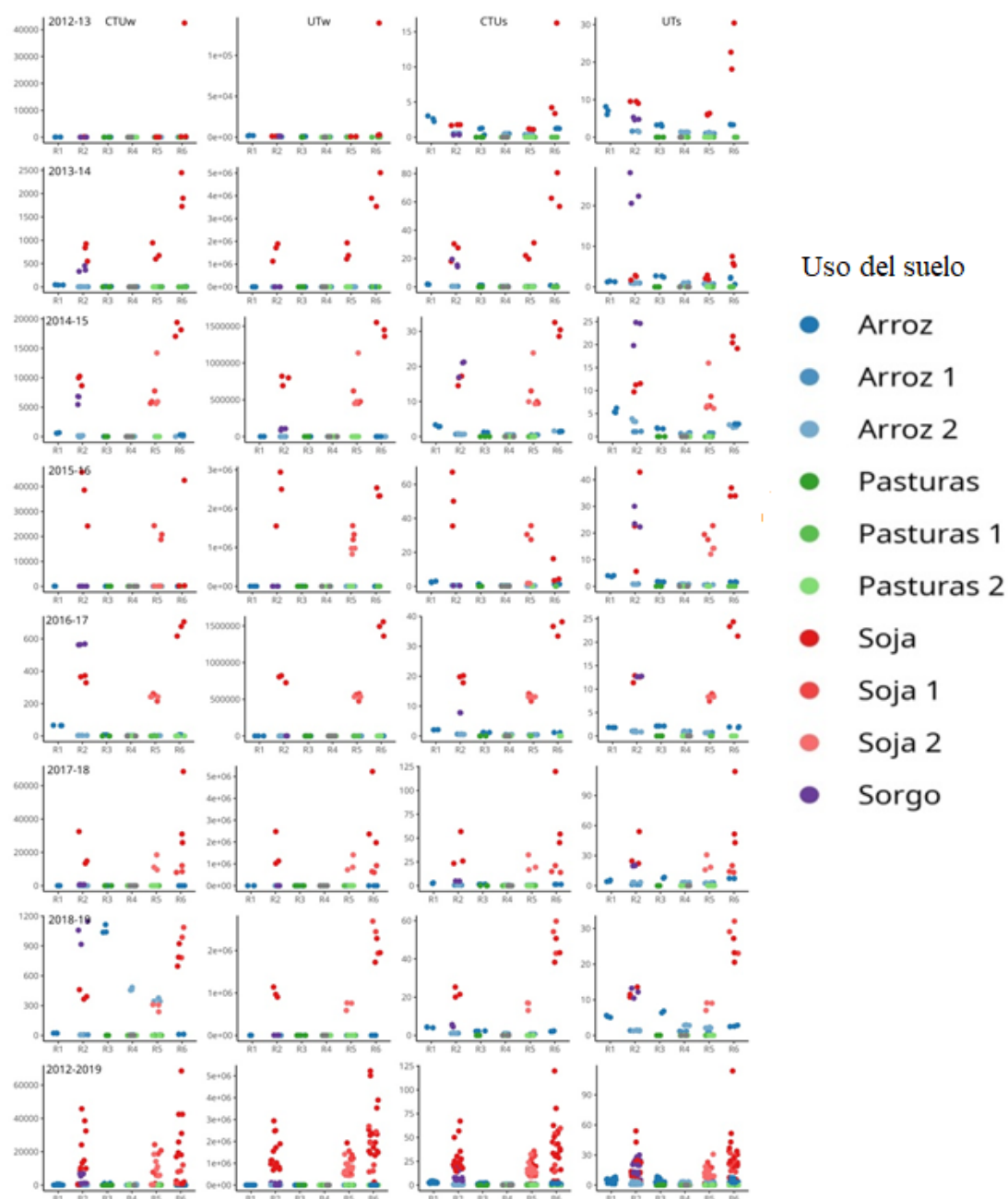


Figura 1. Huellas ecotoxicológicas de los cultivos de cada rotación (excepto soja) durante 2012–2019 y acumulado del período.



Figura 2. Huellas ecotoxicológicas de los cultivos de cada rotación durante 2012–2019 y acumulado del período.

7.7.2 Unidades tóxicas comparables

Basado en las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas del compartimento ambiental suelo medido en unidades tóxicas comparables (CTUs), se identificaron dos grupos de rotaciones. El primero, de alto impacto, conformado por las rotaciones: arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $103,5 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de $83,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de $77,6 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Un segundo grupo de bajo impacto, que estuvo integrado por las rotaciones arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $62,2 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz continuo (R1, 1 año) con un rango medio de $41 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de $13,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (figura 3) (tabla 2).

Las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas del compartimento ambiental agua medido en unidades tóxicas comparables (CTUw), permitieron identificar tres grupos de rotaciones. Uno de alto impacto, conformado por las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $92,9 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de $84,8 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz, soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de $80,7 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Una rotación de impacto intermedio, arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $68 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Un tercer grupo de bajo impacto integrado por las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), con un rango medio de $34,2 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de $20,4 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (figura 3) (tabla 2).

7.7.3 Unidades toxicológicas

La estimación del impacto sobre el suelo, estimando la HE mediante (UTs), mostró un agrupamiento de las rotaciones similar al obtenido con el modelo USEtox. La diferencia de las medias de los rangos identificados por la prueba de Dunn mostró la existencia de un grupo de rotaciones con alto impacto que estuvo compuesto por las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de $94,8 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, arroz y cultivos (R2, 4 años) con un rango medio de $99,5 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; arroz, soja y pasturas (R5, 6 años) con un rango medio de $70,3 \text{ MJ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Una rotación de impacto intermedio, arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de $764,2 \text{ MJ ha}^{-1}$

año⁻¹. Por último, un tercer grupo de bajo impacto integrado por las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año) con un rango medio de 33,8 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de 18,5 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 3) (tabla 2).

Las diferencias estadísticas entre las medias de los rangos de las huellas ecotoxicológicas en agua medido como unidades tóxicas (UTw) permitieron identificar dos grupos de rotaciones. Un grupo de alto impacto conformado por las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), con un rango medio de 103,4 MJ ha⁻¹ año⁻¹, la rotación soja y pasturas (R5, 6 años), con un rango medio de 85,6 MJ ha⁻¹ año⁻¹, la rotación arroz y cultivos (R2, 4 años), con un rango medio de 76,3 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años), con un rango medio de 65 MJ ha⁻¹ año⁻¹. Un segundo grupo de bajo impacto que estuvo integrado por las rotaciones arroz continuo (R1, 1 año), con un rango medio de 34 MJ ha⁻¹ año⁻¹, y arroz y pastura larga (R4, 5 años), con un rango medio de 16,7 MJ ha⁻¹ año⁻¹ (figura 3) (tabla 2).

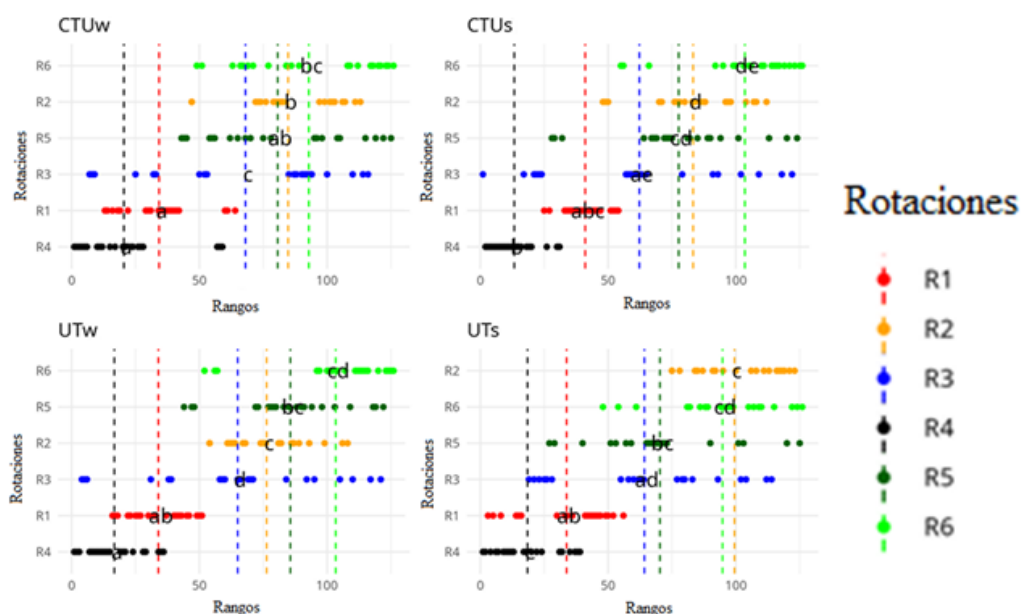


Figura 3. Rangos y rangos medios de las huellas ecotoxicológicas por rotación durante 2012–2019.

Tabla 2. Medias de los rangos y diferencias estadísticas de las huellas ecotoxicológicas de las rotaciones analizadas.

Uso del Suelo		CTUs		CTUw		UTs		UTw	
Arroz Continuo	R1	41,0	abc	34,2	a	33,8	ab	34,0	ab
Arroz y Cultivos	R2	83,3	d	84,8	b	99,5	c	76,3	c
Arroz y Pastura Corta	R3	62,2	ae	68,0	c	64,2	ad	65,0	d
Arroz y Pastura Larga	R4	13,3	b	20,4	a	18,5	e	16,7	ab
Arroz Soja y Pasturas	R5	77,6	cd	80,7	ab	70,3	bc	85,6	bc
Arroz y Soja	R6	103,5	de	92,9	bc	94,8	cd	103,4	cd

7.8 Discusión

La HE calculada en este estudio permitió comparar el impacto ambiental entre rotaciones. El mayor impacto ambiental en suelo y en agua estimado por el modelo USEtox (CTUs y CTUw) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). El mayor impacto ambiental en suelo estimado por el modelo creado (UTs) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). Una situación similar ocurrió en el impacto ambiental estimado en agua (UTw), donde el mayor impacto se registró en las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), soja y pasturas (R5, 6 años), arroz y cultivos (R2, 4 años), y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años). Los cultivos de secano, soja y sorgo, presentes en las rotaciones, elevan el impacto ambiental total de la rotación debido a que algunos de los insecticidas (abamectina, beta-ciflutrina, clorpirifos, diflubenzurón, imidacloprid, lambda-cihalotrina, metoxifenoza, tiametoxam y triclorfón) utilizados tienen un mayor efecto tóxico.

Los resultados de este ELP pueden estar subestimando la huella de sistemas comerciales, donde el barbecho químico y manejo de la fase pastura usa pesticidas no considerados en este experimento como pueden ser herbicidas hormonales. Los resultados obtenidos en términos de HE son relevantes porque derivan de un ELP de

6 rotaciones con diferentes niveles de intensificación y en un período de evaluación de 6 años. Algunos autores han evaluado cultivos individuales en años específicos, mientras que otros han utilizado el modelo USEtox⁽³⁶⁾, empleando diversas unidades funcionales (kg, Mcal, cantidad y calidad de proteínas). La investigación de Nordborg et al.⁽³⁶⁾ sugiere que los valores de CTU para soja y trigo son menores en Suecia en comparación con América Latina. Según sus investigaciones previas⁽³⁷⁾, los cultivos de soja presentaron una HE mayor que los cultivos forrajeros, lo que podría estar relacionado con el uso de insecticidas en el cultivo de soja, ya que estos pesticidas tienen un mayor coeficiente de impacto ambiental (USEtox). Pittelkow et al.⁽²³⁾ aplicaron el modelo USEtox a escala nacional para la producción de arroz en Uruguay y reportaron los impactos de ecotoxicidad en unidades de fracción de especies potencialmente afectadas (PAF m³), sin utilizar una unidad funcional. En contraste, en el presente estudio se utilizaron los factores de caracterización completos de USEtox y se normalizaron los impactos por la producción energética total de cada rotación (MJ ha⁻¹ año⁻¹). Al convertir los valores reportados por Pittelkow et al.⁽²³⁾ a la misma unidad funcional para la rotación arroz-pastura larga, las huellas ecotoxicológicas obtenidas en este trabajo son sustancialmente menores.

El modelo USEtox ha sido aplicado en rotaciones arroceras, sistemas lecheros y cultivos de cítricos^(23,38-43). USEtox integra un modelo de distribución y destino final y una base de datos de efectos biológicos, ambos de consenso internacional, y considera tasas de biodegradación. USEtox permite realizar al menos un ERA de primer nivel (Tier 1) al estimar la exposición y su efecto en el ecosistema, lo cual es necesario para una gestión adecuada de pesticidas⁽⁴⁴⁻⁴⁷⁾. Sin embargo, presenta algunas limitaciones, como la falta de inclusión de algunos pesticidas utilizados en Uruguay (abamectina, clorimurón-etilo, cialofop, epoxiconazol, florpiauxifen, flumioxazín, imazapic, kresoxim-metil, penoxsulam, profoxidim, piraclostrobina, pirazosulfuron-etilo, saflufenacil, tiametoxam y triclopir), el uso de organismos acuáticos nativos como especies de referencia, y los parámetros ambientales considerados deberían ser adaptados para Uruguay. Por lo cual surge como demanda su calibración para reducir incertidumbres.

La HE calculada mediante el modelo de fugacidad nivel I ⁽³¹⁾ se ha utilizado en diversos estudios ⁽⁴⁸⁻⁵¹⁾ para analizar la dinámica y distribución de pesticidas. Sin embargo, su combinación con UT (masa pesticida/DL50) ⁽³²⁾ para medir el impacto de forma estandarizada es menos común ^(4,52). Algunos autores han contrastado los resultados del modelo de fugacidad con la DL50 y han calculado el coeficiente de riesgo Ripest ⁽⁵²⁾ o riesgo ecotoxicológico ^(45,53,54). El modelo de fugacidad de nivel I se ha aplicado en cultivos como trigo y remolacha azucarera ⁽⁴⁸⁾. Si bien este modelo solo mide la exposición y no consideró la biodegradación, su combinación con otra metodología, como el modelo desarrollado en este trabajo que utiliza DL50 de *Daphnia magna* y *Eisenia fetida* ^(34,35), permite estimar la probabilidad de efecto y realizar un ERA Tier 1. Además, el modelo de fugacidad puede estimar el impacto de pesticidas que USEtox no considera y orientar el estudio de los impactos.

El cálculo de la HE (con USEtox y el modelo creado) permitiría identificar los pesticidas con mayor impacto y evaluar la posibilidad de sustituirlos o reducir su uso, sin necesidad de eliminar cultivos en rotaciones específicas o prohibir productos de forma errónea, basándose únicamente en los kg de pesticidas aplicados por superficie. El modelo USEtox, junto con la metodología ISO, permitiría establecer rangos de valores de huellas ecotoxicológicas en el ELP que podrían utilizarse como referencia de máxima eficiencia alcanzable con la tecnología disponible. Esta información sería útil para orientar la disponibilidad a pagar de los consumidores, ya que facilita la síntesis y comunicación de información compleja a través de ecoetiquetas ⁽⁴⁰⁻⁴³⁾. Además, permitiría avanzar en la priorización de los grupos o estratos del ecosistema que deben ser protegidos para reducir la pérdida de biodiversidad, causada por procesos de eutrofización ⁽⁶⁾ y el uso de pesticidas.

7.9 Conclusiones

La HE calculada en este estudio a través de las dos metodologías (USEtox y el modelo creado) permitió comparar el impacto ambiental entre rotaciones con diferentes grados de intensificación.

El mayor impacto ambiental en suelo y en agua estimado por el modelo USEtox (CTUs y CTUw) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como

soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años).

El mayor impacto ambiental en suelo estimado por el modelo creado (UTs) se registró en las rotaciones que incluyen cultivos de secano, como soja y sorgo, en sus secuencias: arroz y soja (R6, 2 años), arroz y cultivos (R2, 4 años); arroz, soja, y pastura (R5, 6 años). Una situación similar ocurrió en el impacto ambiental estimado en agua (UTw), donde el mayor impacto se registró en las rotaciones arroz y soja (R6, 2 años), soja y pasturas (R5, 6 años), arroz y cultivos (R2, 4 años), y la rotación arroz y pastura corta (R3, 2 años).

7.10 Bibliografía

1. Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA). Recopilación de las estadísticas básicas del sector arrocerero. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca; 2023.
2. Chebataroff N. Arroz uruguayo. Montevideo (UY): Editorial Hemisferio Sur; 2012.
3. Zorrilla G. Sustainable intensification pathways in Uruguayan rice [presentation]. Griffith (AU): International Temperate Rice Conference; 2017. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA). Disponible en: <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6569/1/ITRC-Australia-2017-Pres.Zorrilla.pdf>
4. Mazzilli SR, Chalkling D, Ernst O, Cortazzo N, Carrasco-Letelier L. Validación de indicadores de sostenibilidad de sistemas agrícola-ganaderos. *Revista INIA*. 2021;64:83–89. <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Revista-INIA-64-Marzo-2021-p-83-89.pdf>
5. Beretta-Blanco A, Pérez O, Carrasco-Letelier L. Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 2019; 114:45–55. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09990-3>
6. Beretta-Blanco A, Carrasco-Letelier L. Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro. *Science of The Total Environment*. 2021;761:143299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143299>
7. Beretta-Blanco A, Carrasco-Letelier L. Responses to Alcántara et al.'s (2021) comments. *Science of The Total Environment*. 2022;837:155555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155555>
8. Ernst OR, Kemanian AR, Mazzilli S, Siri-Prieto G, Dogliotti S. The dos and don'ts of no-till continuous cropping: Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency. *Field Crops Research*. 2020;257:107934. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107934>

9. García-Préchac F, Clérici C, Terra J. Avances con USLE-RUSLE para estimar erosión y pérdidas de productividad en Uruguay. En: 14° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo (Comisión VIII, CD-ROM). Pucón, Chile; 1999.
10. Grahmann K, Rubio Dellepiane V, Terra JA, Quincke JA. Long-term observations in contrasting crop-pasture rotations over half a century: Statistical analysis of chemical soil properties and implications for soil sampling frequency. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2020; 287:106710.
11. Zarza R, Cal A, Formoso D, Medina S, Rey D, Carrasco-Letelier L. First delimitation and land-use assessment of the riparian zones at Uruguayan Pampa. *Ecological Informatics*. 2022;71:101781. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101781>
12. Fahad S, Saud S, Akhter A, Bajwa AA, Hassan S, Battaglia M, et al. Bio-based integrated pest management in rice: An agro-ecosystems friendly approach for agricultural sustainability. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*. 2021;20(2):94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2020.12.004>
13. Hajjar MJ, Ahmed N, Alhudaib KA, Ullah H. Integrated Insect Pest Management Techniques for Rice. *Sustainability*. 2023;15(5):4499. <https://doi.org/10.3390/su15054499>
14. Silva V, Mol H, Zomer P, Tienstra M, Ritsema C, Geissen V. Pesticide residues in European agricultural soils—A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*. 2019;653:1532–1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
15. Wan N-F, Fu L, Dainese M, Kiær LP, Hu Y-Q, Xin F, et al. Pesticides have negative effects on non-target organisms. *Nature Communications*. 2025;16:1360. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>
16. Olea N. Libérate de tóxicos: Guía para evitar los disruptores endocrinos. Barcelona: RBA Libros; 2019. 416 p.
17. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of food and agriculture 2003–2004: agricultural biotechnology – meeting the needs of

- the poor? Rome: FAO; 2004. Available from: <https://www.fao.org/4/y5160e/y5160e00.htm>
18. Food and Agriculture Organization of the United Nations. How to feed the world in 2050. Rome: FAO; 2009. Available from: https://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/expert_paper/How_to_Feed_the_World_in_2050.pdf
 19. Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of food and agriculture 2021: making agrifood systems more resilient to shocks and stresses. Rome: FAO; 2021. <https://doi.org/10.4060/cb4476en>
 20. Terra JA. Experimentos de largo plazo como plataforma agroambiental para la intensificación sostenible. *Revista INIA*. 2017;(47):67–72.
 21. Deambrosi E, Lavecchia A, Méndez J. La residualidad de los plaguicidas utilizados en el cultivo de arroz. *El País Agropecuario*. 1996. Convenio INIA–LATU.
 22. Macedo I, Terra JA, Siri-Prieto G, Velazco JI, Carrasco-Letelier L. Rice-pasture agroecosystem intensification affects energy use efficiency. *Journal of Cleaner Production*. 2021;278:123771. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123771>
 23. Pittelkow CM, Zorrilla G, Terra J, Riccetto S, Macedo I, Bonilla C, et al. Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. *Global Food Security*. 2016;9:10–18. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.05.003>
 24. De Faccio Carvalho PC, Savian JV, Chiesa TD, Souza Filho WD, Terra JA, Pinto P, Martins AP, Villarino S, Da Trindade JK, De Albuquerque Nunes PA, Piñeiro G. Land-use intensification trends in the Rio de la Plata region of South America: toward specialization or recoupling crop and livestock production. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*. 2021;8(1):97. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020380>
 25. Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life

- cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2008;13(7):532–546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
26. Durán A, Califra A, Molino JH, Lynn W. Keys to soil taxonomy for Uruguay. US Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service; 2006.
 27. Martínez S. Soil microbial community structure in rice rotation systems with crops and pastures in temperate Uruguay. *Applied Soil Ecology*. 2023a;188:104929. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.104929>
 28. Onofri A, Seddaiu G, Piepho H-P. Long-term experiments with cropping systems: Case studies on data analysis. *European Journal of Agronomy*. 2016;77:223–235. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.01.007>
 29. Martínez S. Stem and sheath diseases and yield response of irrigated rice rotation systems with different intensification levels. *Plant Dis*. 2023b;107(5):1593–1601. <https://doi.org/10.1094/PDIS-09-22-2123-R>
 30. Rosenbaum RK, Huijbregts MAJ, Henderson AD, Margni M, McKone TE, Van De Meent D, et al. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: Sensitivity to key chemical properties. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2011;16(8):710–727. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0316-4>
 31. Mackay D. Multimedia environmental models: The fugacity approach. 2nd ed. Lewis Publishers, CRC Press; 2001.
 32. Sprague JB. Measurement of pollutant toxicity to fish. II. Utilizing and applying bioassay results. *Water Research*. 1970;4(1):3–32. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(70\)90019-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(70)90019-7)
 33. Bustamante-Silveira M, Siri-Prieto G, Carrasco-Letelier L. Water footprints of bioethanol cropping systems in Uruguay. *Agricultural Water Management*. 2021;252:106870. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106870>
 34. Lewis K, Tzilivakis J. Development of a data set of pesticide dissipation rates in/on various plant matrices for the Pesticide Properties Database (PPDB). *Data*. 2017;2(2):28. <https://doi.org/10.3390/data2020028>
 35. Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk*

- Assessment: An International Journal*. 2016;22(4):1050–1064.
<https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
36. Nordborg M, Davis J, Cederberg C, Woodhouse A. Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. *Science of The Total Environment*. 2017;581–582:448–459.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.153>
 37. Nordborg M, Cederberg C, Berndes G. Modeling Potential Freshwater Ecotoxicity Impacts Due to Pesticide Use in Biofuel Feedstock Production: The Cases of Maize, Rapeseed, Salix, Soybean, Sugar Cane, and Wheat. *Environmental Science & Technology*. 2014;48(19):11379–11388.
<https://doi.org/10.1021/es502497p>
 38. Darré E, Cadenazzi M, Mazzilli SR, Rosas JF, Picasso VD. Environmental impacts on water resources from summer crops in rainfed and irrigated systems. *Journal of Environmental Management*. 2019;232:514–522.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718313550>
 39. Bjørn A, Diamond M, Birkved M, Hauschild MZ. Chemical Footprint Method for Improved Communication of Freshwater Ecotoxicity Impacts in the Context of Ecological Limits. *Environmental Science & Technology*. 2014;48(22):13253–13262. <https://doi.org/10.1021/es503797d>
 40. Cabot MI, Lado J, Clemente G, Sanjuán N. Towards harmonised and regionalised life cycle assessment of fruits: A review on citrus fruit. *Sustainable Production and Consumption*. 2022; 33:567–585.
<https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.07.024>
 41. Cabot MI, Lado J, Sanjuán N. Multi-season environmental life cycle assessment of lemons: A case study in south Uruguay. *Journal of Environmental Management*. 2023a;326:116719.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116719>
 42. Cabot MI, Lado J, Bautista I, Ribal J, Sanjuán N. On the relevance of site specificity and temporal variability in agricultural LCA: A case study on mandarin in North Uruguay. *The International Journal of Life Cycle*

- Assessment*. 2023b;28(11):1516–1532. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02186-6>
43. Cabot MI, Lado J, Manzi M, Sanjuán N. Life cycle assessment of citrus tree nurseries in Uruguay: Are their environmental impacts relevant? *Environmental Impact Assessment Review*. 2024;106:107488. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107488>
 44. Di Guardo A, Gouin T, MacLeod M, Scheringer M. Environmental fate and exposure models: Advances and challenges in 21st century chemical risk assessment. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2018;20(1):58–71. <https://doi.org/10.1039/C7EM00568>
 45. Palma G, Sánchez A, Olave Y, Encina F, Palma R, Barra R. Pesticide levels in surface waters in an agricultural–forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*. 2004;57(8):763–770. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.047>
 46. Solomon KR. Ecotoxicological risk assessment of pesticides in the environment. In: Krieger R, editor. *Hayes' handbook of pesticide toxicology*. 3rd ed. Vol. 2. Academic Press; 2010. p. 1191–1218. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00056-2>
 47. Wharfe J, Adams W, Apitz SE, Barra R, Bridges TS, Hickey C, Ireland S. In situ methods of measurement—An important line of evidence in the environmental risk framework. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2007;3(2):268–274. https://doi.org/10.1897/IEAM_2006-024.1
 48. Barra R, Vighi M, Di Guardo A. Prediction of surface water input of chloridazon and chlorpyrifos from an agricultural watershed in Chile. *Chemosphere*. 1995;30(3):485–500. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00412-N](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00412-N)
 49. Barra R, Colombo JC, Eguren G, Gamboa N, Jardim WF, Mendoza G. Persistent organic pollutants (POPs) in eastern and western South American countries. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2006;185:1–33. https://doi.org/10.1007/0-387-32883-1_1

50. Mackay D, Arnot JA. The Application of Fugacity and Activity to Simulating the Environmental Fate of Organic Contaminants. *Journal of Chemical & Engineering Data*. 2011;56(4):1348–1355. <https://doi.org/10.1021/je101158y>
51. Vighi M. The fugacity approach as a tool for the prediction of environmental exposure of organic chemicals: Value, limitations and research needs. *Science of The Total Environment*. 1993;134:325–334. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(05\)80033-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80033-6)
52. Ferraro DO, Ghera F, De Paula R, Duarte Vera AC, Pes S. Historical trends of the ecotoxicological pesticide risk from the main grain crops in Rolling Pampa (Argentina). *PLOS ONE*. 2020;15(11):e0238676. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238676>
53. Kim Y-E, Jeon D, Lee H, Huh Y, Lee S, Kim JG, Kim HS. Revealing the Extent of Pesticide Runoff to the Surface Water in Agricultural Watersheds. *Water*. 2023. <https://doi.org/10.3390/w15223984>
54. Lishchuk A, Parfenyk A, Furdychko O, Boroday V, Beznosko I, Drebot O, Karachinska N. Ecotoxicological Hazard of Pesticide Use in Traditional Agricultural Technologies. *Journal of Ecological Engineering*. 2024;25(2):274–289. <https://doi.org/10.12911/22998993/177275>