

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**ESTIMACIÓN BIOFÍSICA DE EFECTOS AMBIENTALES EN AGUA, BAJO
DIFERENTES ESCENARIOS DE INTENSIFICACIÓN EN SISTEMAS
AGROPECUARIOS**

por

Elisa DARRÉ CASTELL

**TESIS presentada como uno de los
requisitos para obtener el título de
Doctora en Ciencias Agrarias**

**MONTEVIDEO
URUGUAY
Setiembre, 2020**

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (PhD.) Fernando García Prechac (Presidente), Lic. Biol. (PhD.) Mariana Meerhoff (Relatora), Lic. Biol. (Dr.) Luis Aubriot (Relator), Lic. Oce. Biol. (Dr.) Guillermo Chalar (Vocal), Ing. Agr. (PhD.) Mario Pérez Bidegain (Vocal), el 30 de Setiembre de 2020. Autora: Lic. Biol. (MSc.) Elisa Darré. Director Ing. Agr. (PhD.) Valentín Picasso.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera extender un enorme agradecimiento a diferentes personas: a aquellos investigadores, técnicos y asesores que facilitaron el acceso a los datos sobre el primer artículo: Santiago Arana, Juan Baroffio, Claudio García, Andrés Quincke, Oswaldo Ernst, Lucas Battro, Bernardo Böcking, Alvaro Otero, Santiago Bandeira; así como a Gabriel Bagnato y Ana Bianco del Instituto Nacional de la Leche de Uruguay (INALE), por los datos otorgados para efectuar el desarrollo de la investigación del segundo artículo. Así mismo a Sebastián Mazzilli, Juan Rosas y Laura Astigarraga (co-autores de las publicaciones) por sus importantes aportes en los artículos publicados.

También a Gervasio Piñeiro, Danilo Carnelos, Carolina Lizarralde, Fernando García, Carlos Perdomo, Luis Giménez, Peter Fantke, Albana Melognio y Amabelia del Pino por sus contribuciones técnicas y académicas a esta investigación, así como por la ayuda respecto a información sobre varios parámetros utilizados para las estimaciones de los impactos ambientales.

Por otro lado, a Mónica Cadenazzi del Departamento de Biometría y Estadística de La Facultad de Agronomía - EEMAC, Udelar por permitirme hacer la pasantía de posgrado con ella, guiarme y enseñarme muy cordialmente durante el proceso. Una de las personas que teniendo la trayectoria de estudios que tiene, muestra con el ejemplo que se puede enseñar no desde la soberbia, lo cual permite explorar de mejor forma los conocimientos brindados. Al departamento de Sistemas Ambientales de la Facultad de Agronomía - Udelar, Uruguay, por proporcionarme el apoyo de infraestructura. Y al apoyo económico otorgado por la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII) - Uruguay a través de una beca de doctorado, así como a la subvención de la Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) - Universidad de la República, Uruguay brindada a Valentín Picasso.

Especialmente a nivel académico, a Eduardo Llanos que fue un gran compañero desde varios puntos de vista durante el trabajo de investigación que realizamos en el segundo artículo. A mi tutor Valentín Picasso y a los miembros de mi comité de seguimiento: Grisel Fernández, Carlos Perdomo, Inés Gazzano y Guillermo Chalar por el apoyo, la información brindada y el seguimiento que me dedicaron durante el preceso de la tesis, principalmente a Carlos Perdomo y Guillermo Chalar no solo por sus aportes y su interés, sino por su inclusión y sus prontas respuestas y predisposición; y por otro lado, a Valentín que a pesar de su mudanza a otro país intentó dar lo mejor desde su rol y procuró (desde su forma de ser) que pueda ir a más. Reitero enfáticamente: muchas gracias por todas las enseñanzas y el interés.

También a los miembros de mi tribunal: Fernando García Prechac (Presidente), Mariana Meerhoff (Relatora), Luis Aubriot (Relator), Mario Pérez Bidegain (Vocal) y Guillermo Chalar (Vocal) por sus valiosos aportes tanto al documento como en la instancia de la defensa que me permitieron ahondar en las distintas temáticas tratadas en la investigación, así como ampliar distintos puntos de vista.

Además, a mis compañeros de trabajo por todo el apoyo, preocupación e interés: Elisabeth Carrega, Arnaldo Moreni, Verónica Domínguez, Viviana Dossantos, Patricia Rebella, Cristina Cabrera e Isabel Sans. Particularmente a Arnaldo por toda la ayuda agronómica (muchas gracias Lalo por ayudarme a entender desde la perspectiva de un agrónomo, gracias por los conocimientos que me aportaste y por ser buen compañero) y a Liesi por ser como es: una persona con un enorme corazón a la cual le importa la gente de verdad.

Y finalmente, a esas personas que siempre me han estado apoyando desde su interés durante el proceso, ya sea con aportes colaterales, consejos, recomendaciones, así como apoyo emocional: a mis padres y hermanos (Leonardo y Cecilia) pero principalmente mi madre (Alicia), ella da todo sin importar que, el haber podido realizar todo esto y mucho más ha

sido gracias a su constante apoyo desde varios ámbitos y no tengo palabras que se acerquen a dar las gracias con la magnitud que se merece. A su vez, a mi familia en general (particularmente a mis tías: Julia, Inés, Queka, Griselda y Ana María, así como mis tios: Mario y Fernando; y mis primos: Lucía, Gerardo, Luciana, Gabriela, Andrea y Juan Pablo). Y a toda esa gente hermosa que es parte de mi camino y que me dan tanto sin siquiera saber que su interés me llena enormemente, amigos como: Cynthia Schneider, Carolina Cordero, Anita Carlozzi, Karen Iglesias, Macarena Gonzáles, Martín García, Noelia Kandravicius, Jacqueline Burgos, Fiamma Cortés, Pablo Demirdjian, Richard Moraes, Micaela Morales, Emilia Pérez, Ignacio Guichon, Alejandra Terevinto, Natalia Gadea, Jorge Arab, Rossina de los Santos, Cecilia Da Silva, Natalia Estramil, Ana Laura Fabra y Leda Sánchez. Gracias por tanto!!!

TABLA DE CONTENIDO

	página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
RESUMEN.....	viii
SUMMARY.....	ix
 1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	 1
1.1. CONTEXTO MUNDIAL DE LA INTENSIFICACIÓN PRODUCTIVA.....	 1
1.2. IMPACTOS AMBIENTALES AGROPECUARIOS A NIVEL GLOBAL.....	 2
1.3. SITUACIÓN AMBIENTAL DE LA REGIÓN E INTENSIFICACIÓN AGRARIA EN URUGUAY.....	 7
1.4. AGRICULTURA DE GRANOS CON RIEGO.....	9
1.5. LECHERÍA.....	12
1.6. HIPÓTESIS DEL TRABAJO.....	18
 2. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	 19
2.1. CASOS DE ESTUDIO.....	19
2.2. ESTIMACIÓN BIOFÍSICA.....	20
2.2.1. <u>Huella hídrica</u>	21
2.1.1.1. Cálculos para estimar huella hídrica.....	22
2.2.2. <u>Ecotoxicidad</u>	24
2.1.2.1. Cálculos para estimar ecotoxicidad.....	26
2.2.3. <u>Balance de nutrientes y Eutrofización</u>	26
2.1.3.1. Cálculos para estimar balance de nutrientes y eutrofización.....	 27
2.3. ANÁLISIS DE DATOS.....	28
 3. <u>ENVIRONMENTAL IMPACTS ON WATER RESOURCES FROM SUMMER CROPS IN RAINFED AND IRRIGATED SYSTEMS</u>	 29

ABSTRACT.....	29
RESUMEN.....	30
3.1. INTRODUCTION.....	31
3.2. MATERIALS AND METHODS.....	34
3.3. RESULTS.....	41
3.4. DISCUSSION.....	43
3.5. CONCLUSIONS.....	47
REFERENCES.....	49
APPENDIX.....	61
 4. <u>DO PASTURE-BASED MIXED DAIRY SYSTEMS WITH HIGHER MILK PRODUCTION HAVE LOWER ENVIRONMENTAL IMPACTS? A URUGUAYAN CASE STUDY</u>	 68
ABSTRACT.....	68
RESUMEN.....	70
4.1. INTRODUCTION.....	71
4.2. MATERIALS AND METHODS.....	74
4.3. RESULTS.....	79
4.4. DISCUSSION.....	83
4.5. CONCLUSIONS.....	89
REFERENCES.....	90
SUPPLEMENTALS.....	103
 5. <u>DISCUSIÓN GENERAL</u>	 107
5.1. DISPONIBILIDAD DEL RECURSO AGUA.....	107
5.2. CALIDAD DEL AGUA.....	110
 6. <u>CONCLUSIONES GENERALES</u>	 115
 7. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	 117

RESUMEN

Se espera un aumento en la producción de alimentos para el 2050, donde alrededor del 50% ocurriría en los países en desarrollo. A su vez, el área global dedicada a los cultivos bajo riego ha tenido una tendencia creciente a nivel mundial de 1,3% anual, y la producción de leche ha venido en aumento con un promedio de 2,2%. Por lo tanto, se prevé mayor presión sobre los recursos naturales que sustentan la producción, particularmente mayor restricción en el acceso al agua dulce y disminución en su calidad debido a mayores presiones por contaminación. Dado el rol que los sistemas agrícolas y ganaderos ejercen en la economía de Uruguay, esta tesis pone énfasis en la sostenibilidad del agua como recurso a largo plazo. Se planteó como objetivo general efectuar una estimación biofísica ambiental de ciertas variables: huella hídrica, balance de nutrientes, ecotoxicidad en aguas y potencial de eutrofización, en sistemas agropecuarios bajo diferentes escenarios de intensificación productiva. En particular, se analizaron dos casos de intensificación contrastantes: un sistema agrícola de granos con y sin riego; y sistemas lecheros bajo diferentes estrategias de manejo. Para esto se aplicaron modelos de las variables a estimar para seis predios con producción de soja y maíz en secano y bajo riego, y para 277 sistemas lecheros. Para los sistemas de grano a pesar de advertirse una tendencia, no hubo diferencias de impacto ambiental entre las tecnologías de riego y secano. La producción de soja presentó mayores impactos ambientales que la de maíz debido a los insecticidas empleados. Para los predios lecheros, se observaron mayores impactos ambientales por hectárea a medida que aumentaban los niveles productivos, sin embargo, esto no se presentó de forma lineal. La proporción de pasturas y concentrados para alimentar al ganado es un factor determinante de la cantidad y el tipo de insumos empleados, afectando la calidad del agua. Finalmente, el uso de índices integrando varios indicadores ambientales resultó ser una herramienta útil para evaluar impactos considerando los diferentes trade-off implicados.

Palabras claves: ecotoxicidad, eutrofización, riego, soja, sistemas lecheros

SUMMARY

Biophysical estimation of some environmental impacts in water, from agricultural systems under different intensification scenarios

The global area dedicated to irrigated crops has had a growing trend of 1.3% per year worldwide, and the milk production has been increasing with an average of 2.2%. Therefore, greater pressure is expected on the natural resources that sustain the production, particularly greater limitation to the fresh water accessibility, and decrease on the water quality given the increasing pollution. Given the role that agricultural and livestock systems play in the Uruguayan economy, this thesis emphasizes the sustainability of water as a long-term resource. Therefore, the general objective was to make an environmental biophysical estimation of certain variables: water footprint, nutrient balance, ecotoxicity in water and eutrophication potential, in agricultural and livestock systems under different scenarios of productive intensification. In particular, it two contrasting cases of agricultural intensification: an agricultural grain system with and without irrigation; and dairy systems under different management strategies. Despite the observed trend, there were no statistical differences between the irrigation and rainfed technologies for grain systems technologies. Although, soybean production had greater repercussions than the corn production due to the insecticides used. On the other hand, greater environmental impacts per hectare were observed as the productive levels of the dairy farms increased, however, this was not presented in a linear way given the quantity and type of inputs used, and because the proportion of pastures and concentrates to feed the livestock that's tilts the balance in favour or against the quality of the water. Finally, the use of indices constructed from certain environmental indicators turned out to be a useful tool to evaluate impacts considering the different trade-offs involved.

Keywords: ecotoxicity, eutrophication, irrigation, soybean, dairy farm system

1. Introducción

1.1. Contexto mundial de la intensificación productiva

El sistema alimentario mundial experimentará presiones económicas, políticas y sociales en los próximos años. Por el lado de la demanda, se prevé que al 2050 la población mundial pase a 10.000 millones de personas, donde la mayor parte de ese crecimiento tendrá lugar en los países en desarrollo (Pengue *et al.*, 2018). A su vez, la urbanización de estos países, sobre todo de las grandes economías emergentes como China e India, así como el aumento del poder adquisitivo de millones de personas, aumentará la demanda hacia una dieta más variada (IUCN, 2009). Por lo tanto, desde el lado de la producción se prevé mayor presión sobre los recursos naturales que la sustentan: intensificación de la competencia por el suelo, el agua y la energía. Estos cambios se verán acompañados por una necesidad de adaptación frente a los efectos del cambio climático, y de mitigar la volatilización de los precios de los alimentos, que condiciona el acceso de millones de personas a una cantidad suficiente de macronutrientes importantes (FAO, 2013). Tales precios están vinculados por un lado a fluctuaciones del precio del petróleo, los cuales se traducen rápidamente en modificaciones en los precios de los alimentos y en los costos de producción, dada su estrecha relación con los precios de los fertilizantes, agroquímicos, maquinaria y transporte (OCDE-FAO, 2015). Y por otro lado, a las pérdidas de alimentos que ocurren en los sistemas de producción. Se ha estimado que hasta un 30% de todos los alimentos que se producen en el mundo, se pierde o estropea antes de llegar a los consumidores. Se ha planteado que gestionar medidas para limitar tales pérdidas, disminuiría la presión sobre los recursos naturales (Foresight, 2011).

Pero la solución no pasa solamente por eliminar las pérdidas sin entender el por qué de éstas o de las presiones sobre los recursos, sino por comprender la interrelación de las diferentes acciones y factores que están vinculados en los procesos (identificarlos y describirlos), para ver como la acción de uno puede incidir en los otros y de qué forma (Latterra *et al.*, 2011).

Luego, es necesario otorgar valores transformando medidas de incidencia en unidades conmensurables (cuantificar), para luego indagar sobre la forma más eficaz no solo de disminuir las pérdidas y las presiones, sino de buscar y mantener un equilibrio entre la demanda, la oferta y la base de subsistencia: los recursos ambientales.

Con el fin de incrementar la obtención de productos, rendimientos y ganancias para una misma área, se vienen realizando inversiones suplementarias de diferente índole de producción y de trabajo, lo cual se denomina intensificación. Esto incluye procedimientos como: introducción de nuevas tecnologías, mecanización y uso de maquinaria pesada, remoción de la vegetación natural (que no solo retiene el suelo, sino que lo protege del viento y mejora la infiltración), uso e incremento de aplicación de fertilizantes y agroquímicos, desarrollo de biogenética y selección genética, uso de sistemas de riego, concentración masiva de animales, variación de dietas en los animales (Díaz *et al.*, 2008). Sin embargo, esta maximización de la producción para favorecer beneficios económicos a corto plazo no siempre ha considerado los efectos ecosistémicos asociados, por lo que se han generado costos ambientales significativos degradando recursos, componentes e interacciones del ecosistema (Sundrum, 2001; Díaz *et al.*, 2008), afectando directa e indirectamente a la propia producción agropecuaria (Steinfeld *et al.*, 2006).

1.2. Impactos ambientales agropecuarios a nivel global

La agricultura y la ganadería cubren más de un tercio de la superficie terrestre del mundo, eclipsando los demás usos de la tierra. La intensificación, impulsada por un sistema alimentario lucrativo pero en gran medida ineficiente, ha incrementado la producción, acelerando a su vez la degradación del suelo, la escasez y contaminación del agua, la pérdida de especies y hábitats naturales, entre otros (UNCCD, 2017).

Los daños en el recurso suelo han conducido a pérdidas de la materia orgánica, componente fundamental y esencial en la estructura del mismo ya

que entre otros, incrementa la capacidad de retención de agua y suministra el sustrato para la liberación de los nutrientes (Post y Kwon, 2000; Zalidis *et al.*, 2002). Estas repercusiones han tenido origen en la expansión agrícola y la industrialización de la agricultura, la carga ganadera y las prácticas de la ganadería, la deforestación, fragmentación e incendios (UNCCD, 2017). Por ejemplo, las altas dosis de estiércol del ganado sin tratamiento que contienen cantidades importantes de potasio (K), nitrógeno (N), fósforo (P), así como metales pesados, patógenos y residuos de medicamentos, terminan acumulándose excesivamente en la capa más superficial del suelo. Esto resulta en una amenaza para la fertilidad del suelo debido al desequilibrio de los nutrientes (Gerber y Menzi, 2006). También, el inadecuado uso del riego y la consecuente salinización del suelo, tiene un efecto directo sobre la biota del mismo y la productividad de los cultivos, y un efecto indirecto sobre la estructura del suelo que lleva la pérdida de su estabilidad (Muguiro, 2014). Por otro lado, los cambios hidrológicos acelerados en muchos de los principales sistemas fluviales del mundo, que principalmente se deben a la construcción de presas para obtener energía hidroeléctrica y al almacenamiento de aguas superficiales para riego, causan tensiones adicionales en los ecosistemas de agua dulce y las comunidades circundantes. La gestión de estas presas puede dar lugar a condiciones extremas de sequía aguas abajo, afectar negativamente a los peces y otras especies acuáticas, afectar a la sedimentación, a las temperaturas del agua corriente y reducción de la recarga de aguas subterráneas aguas abajo, así como causar pérdidas directas de ecosistemas y elevar las emisiones de metano (UNCCD, 2017).

La competencia por otros usos (zonas urbanas) del suelo ha llevado a limitaciones en su disponibilidad, conduciendo a que superficies cultivables se encuentren en menores cantidades o concentradas en determinadas regiones del mundo en desarrollo (OCDE-FAO, 2013). A lo cual cabe agregar que a escala global se viene observando que aproximadamente el 20% de la superficie terrestre con vegetación muestra estrés o tendencias

decrecientes constantes de la productividad del suelo. Estas tendencias globales son evidentes en el 20% de las tierras de cultivo, el 16% de la superficie forestal, el 19% de los pastizales y el 27% de las tierras de pastoreo (es decir, zonas de matorrales, herbáceas y con poca vegetación). Sudamérica y África son las más afectadas por los descensos de la productividad en términos absolutos, mientras que Australia y Oceanía muestran la mayor proporción de áreas afectadas: aproximadamente el 37% para Australia, el 27% para Sudamérica y el 22% para África (UNCCD, 2017). Tendencias con alta probabilidad de agudizarse aun más debido a la variabilidad climática que va en aumento (IPCC, 2013).

Igualmente, el aumento de la demanda de agua y su uso ineficiente para la producción de cultivos crea escasez, agota las fuentes de agua subterránea, reduce el caudal de los ríos, provoca salinización de la superficie de algunas tierras de regadío, y genera degradación de hábitats por disminución en su pureza, entre otros (FAO, 2011). Se ha argumentado que la restricción en el acceso al agua dulce será cada vez mayor, y que su calidad se verá cada vez más comprometida por enfrentarse a mayores presiones por contaminación (Kounina *et al.*, 2013). La agricultura es el motor más importante de la escasez de agua en todo el mundo, donde el riego representa el 70% de las extracciones, y se estima que la demanda de agua en la agricultura podría duplicarse para 2050 debido a las crecientes demandas de alimentos. La agricultura intensiva y de monocultivo generalmente usan más agua, y los otros usos se dividen entre la demanda de los sectores industrial y energético. Entre los cultivos más demandantes de agua del mundo están el algodón (7000–29000 litros por kilo), el arroz (3000–5000 litros por kg), la caña de azúcar (1500–3000 litros por kg), la soja (2000 litros por kg) y el trigo (900 litros por kg). Debido a la gran cantidad cultivada, el arroz representa el 21% del agua total utilizada por los cultivos, mientras que el trigo representa el 12% (UNCCD, 2017).

Del mismo modo, la creciente amenaza hacia los cuerpos de agua debido a un exceso de nutrientes provenientes de fertilizantes de las tierras cultivadas, a pesticidas, metales pesados, así como efluentes resultantes de las actividades lecheras intensivas, disminuyen su calidad y aceleran los procesos de eutrofización (Hooda *et al.*, 2000; Gerber y Menzi, 2006). Se prevé que la eutrofización de las aguas superficiales y las zonas costeras aumentará en casi todas partes, estimándose que a nivel mundial para el 2050, el número de lagos con floraciones de algas nocivas haya incrementado en un 20% por lo menos (WWDR, 2015). El aumento en el uso de fertilizantes ha tenido un efecto directo en el incremento de nutrientes en las aguas superficiales, ya que los cultivos absorben los nutrientes que toman de ellos de manera limitada, quedando el resto en los suelos (Tilman *et al.*, 2002). Y de acuerdo a la época del año, las pérdidas de N y P de los sistemas pueden verse favorecidas. En primavera por ejemplo, coincide un momento de fertilización de cultivos con un período de importantes precipitaciones (Geraldi, 2009). Durante esta época los cultivos tienen pocas hojas, y poca agua se va a perder por evaporación a la atmósfera. Lo que lleva a que ingrese en el suelo más agua de la que puede retener, por lo cual el drenaje aumenta, incrementándose también las pérdidas por escorrentía y lixiviación (Geraldi, 2011). A medida que avanza el verano las condiciones climáticas favorecen la mineralización de la materia orgánica, y la del follaje como en el caso de la soja que cae antes de su cosecha. Por otro lado, para algunos cultivos puede realizarse una segunda fertilización nitrogenada en la fase vegetativa del cultivo, lo que contribuye al aumento de estas pérdidas (Geraldi, 2011). También la lixiviación de nitratos puede incrementarse por la interacción con el uso de sistemas de riego, contaminando aguas superficiales y subterráneas (Zalidis *et al.*, 2002). La exportación del P de suelos agrícolas está directamente vinculada a la pérdida de suelo, dado que es un elemento poco móvil en muchos suelos. Su aplicación en cantidades superiores a las necesidades de las cosechas, ha conducido a un incremento progresivo de su concentración en el suelo. Y esta acumulación,

cuando alcanza un cierto nivel, da lugar a un aumento del riesgo de su transferencia a sistemas acuáticos mediante agua de escorrentía. Esto ocurre particularmente en suelos de pendiente y en aquellos cuyas características favorecen la erosión hídrica: pobre estructura, falta de cubierta vegetal (Fernández-Marcos, 2011). También ocurre por lixiviación, cuando el P en el suelo se aproxima a la saturación de la capacidad de adsorción. Este P disuelto en agua se mueve verticalmente hacia abajo pudiendo alcanzar el agua subterránea, particularmente cuando el nivel freático es elevado (Fernández-Marcos, 2011).

A su vez, pueden generarse emisiones de gases como ser los óxidos de nitrógeno (NO_x), el óxido nitroso (N₂O) y el amoníaco (NH₃), que una vez transportados por la acción del viento y depositados en diferentes ecosistemas pueden conducir a una acidificación del suelo, afectar factores que regulan los procesos de nitrificación y denitrificación (Pihlatie *et al.*, 2004), contribuir a procesos de eutrofización en sistemas acuáticos, y ocasionar cambios en la diversidad de especies (Brentrup *et al.*, 2000). Sin olvidar que el N₂O también es un gas de efecto invernadero, y que posee el potencial de calentamiento más grande (Steinfeld *et al.*, 2006).

De esta forma, los flujos de energía, de nutrientes y las sinergias biológicas se van perdiendo progresivamente, afectándose funciones ecosistémicas importantes como ser reciclaje de nutrientes, regulación de procesos hidrológicos locales y ecológicos de la superficie de la tierra (infiltración, escorrentía, erosión, transporte de solutos e interacciones entre la tierra y la atmósfera, etc), regulación de la abundancia de organismos indeseables y detoxificación de productos químicos nocivos (Chen *et al.*, 2010). Lo cual conduce a un mayor uso de insumos químicos, implicando otros costos económicos, ambientales (reducción de la biodiversidad) y efectos epidémicos resultantes, que a su vez afectan a la productividad y sustentabilidad agropecuaria (Zerbino, 2004).

Desde el siglo XIX se ha producido una explosión masiva y sin precedentes del uso de energía, donde el consumo mundial ha crecido más

de 20 veces en los últimos 200 años. El rápido crecimiento de la producción y el consumo de energía han tenido, a su vez, grandes repercusiones en los recursos naturales. Esto incluye impactos directos, como el cambio en el uso de la tierra y su degradación, e influencias más sutiles originadas por la contaminación local y la del suelo aguas abajo, la del aire y el agua, y las emisiones de carbono por la quema de combustibles fósiles junto con importantes emisiones de gases de efecto invernadero debido a la pérdida de bosques y el sistema alimentario, que causan y contribuyen al cambio climático que termina nuevamente afectando los recursos naturales y la propia producción agropecuaria (UNCCD, 2017).

1.3. Situación ambiental de la región e Intensificación agraria en Uruguay

América Latina y el Caribe (ALC) cuentan con un capital natural (tierra, bosques) y recursos no renovables (petróleo, gas y minerales) que contribuye en un 17% al crecimiento de su riqueza, colocándola como la segunda región con mayor contribución del capital natural a su riqueza, después de la región del medio oeste y norte de África. Este capital natural es importante para el crecimiento económico de la región y para el planeta, dada la importancia de sus recursos naturales y servicios ecosistémicos (Quiroga *et al.*, 2016). La contribución a la riqueza de los países por parte del capital natural esta en función del estado de los recursos naturales (en cantidad y estado de deterioro), así como de la renta que generan. En la medida en que la tierra disminuya su capacidad productiva, los bosques no generen renta o desaparezcan, y los recursos no renovables se agoten o pierdan valor, esta contribución se reducirá (Durango *et al.*, 2019).

Por otro lado, ALC es una de las principales regiones productoras de alimentos en el mundo, donde en la mayoría de los países del Sur la economía se caracteriza por ser extractiva y con políticas públicas que promueven la explotación de recursos primarios mediante la producción minera, agropecuaria y la extracción de madera para el mercado de

exportación (Arsel, 2013). Esta región se caracteriza por contar con los niveles más altos de precipitación (promedio de 1600 mm/año) y de escorrentía (promedio 400000 m³/s) respecto a las demás regiones del mundo, y cuenta con el 31% del total de agua dulce disponible en el mundo, siendo Sudamérica donde se registra la mayor disponibilidad hídrica (BID y CEPAL, 2018). Sin embargo, los recursos acuáticos no solo presentan pérdidas considerables respecto a sus ecosistemas, sino que se encuentran con un alto nivel de degradación (Durango *et al.*, 2019). A su vez, un 75% de las tierras de la región presentan problemas de degradación, donde América del sur es la zona más afectada con cifras que van desde un 27% hasta un 80% de la superficie agrícola (Morales, 2005).

En Uruguay, el sector agropecuario es responsable de más del 70% de las exportaciones, donde la celulosa, la carne bovina y subproductos cárnicos, los productos lácteos y la soja se han destacado como los productos de mayor incidencia positiva (Uruguay XXI, 2018). La ganadería de carne y leche ocupa el 77% del territorio nacional apto para la actividad agropecuaria, y 70% del territorio nacional (OPYPA, 2018). La superficie de pastoreo se desarrolla sobre campo natural (82%) y áreas de mejoramiento de pasturas (18%) que incluyen praderas artificiales, campo mejorado, campo fertilizado y cultivos forrajeros anuales (DIEA, 2019). Los sistemas que combinan la producción ganadera con la de cultivos predominan en la región litoral del país, haciendo un uso más intensivo del suelo. En los últimos años, los procesos de intensificación se han evidenciado como: extensión del área agrícola, reduciendo el área de campo natural (Tiscornia *et al.*, 2014); incremento de la carga animal (Paruelo *et al.*, 2006); aumento de los sistemas de engorde de ganado a corral con alimentación en base a granos (Cedrés y Cunha, 2013); crecimiento de la agricultura bajo riego, impulsado no tanto por el cultivo de arroz sino por cultivos de verano como soja, maíz, sorgo y pasturas artificiales (Failde *et al.*, 2013).

1.4. Agricultura de granos con riego

La agricultura representa en promedio el 70% de todas las extracciones de agua a nivel mundial, siendo la agricultura bajo riego el 20% del total de la tierra cultivada (más de 330 millones de hectáreas) que aporta un 40% del total de los alimentos producidos mundialmente (TWB, 2020). El área global dedicada a los cultivos bajo riego tiene una tendencia creciente de 1,3% anual, y dadas las estimaciones de aumento de la producción de alimentos para el 2050, en un escenario de baja producción, se estima que ésta aumentaría un 53% en todo el mundo, donde alrededor del 50% ocurriría en los países en desarrollo y un 16% en los países desarrollados (Velasco-Muñoz *et al.*, 2019).

A principio de 1950 el riego se introdujo en el país como una herramienta tecnológica que ha venido creciendo de forma sostenida para estabilizar en parte, la demanda hídrica de los cultivos y las pasturas. En el país, los sistemas de producción agropecuarios son altamente dependientes del régimen de precipitaciones y su variabilidad. Durante el verano (en condiciones promedio), el contenido de agua disponible de los suelos no satisface la demanda hídrica de los cultivos y las pasturas, y se han constatado de forma frecuente fluctuaciones de índole negativa en los rendimientos productivos de cultivos anuales y perennes (Sawchik, 2012).

En el período 1970-2000 el motor del crecimiento fue el arroz, representando entre el 70-80% del área regada, consumiendo el 90% del total del agua destinada a esa finalidad (Failde *et al.*, 2013). A partir del 2001-2002 el uso de riego tuvo un gran dinamismo debido principalmente a la expansión del área irrigada en la agricultura extensiva de cereales y oleaginosos (tanto para grano como forraje), y luego en pasturas (Sawchik, 2012). Para el año 2010, se estimaba que el área total bajo riego había pasado de 52 mil hectáreas (año: 1970) a 222 mil, consumiendo anualmente entre 2,5 y 2,7 km³ del agua que escurre en un año promedio (92 millones de km³) (Failde *et al.*, 2013).

Entre los sistemas de riego disponibles, están los métodos tradicionales de riego por superficie (inundación, surcos o melgas), los sistemas por aspersión (estacionarios, por ejemplo de tubería móvil o fija, o de desplazamiento continuo, por ejemplo pivote o lateral de avance frontal), y los sistemas de riego localizado (goteo y micro aspersión) (García Petillo, 2012). La viabilidad del sistema a usar depende del cultivo y del sistema productivo, del suelo, de la forma, las dimensiones y topografía de la parcela, la disponibilidad de la mano de obra y del análisis económico de la inversión (Piedrabuena, 2010). Las ventajas y desventajas de cada uno están determinados por el diseño y la eficiencia del sistema, sin embargo, todas las modalidades de riego implican una cierta pérdida de agua (García Petillo, 2012).

En Uruguay existe muy poca información sobre impactos ambientales por uso de riego, sin embargo, estudios en otros países han revelado que la conductividad eléctrica puede aumentar en suelos bajo riego, así como aumentar la proporción relativa de sodio e iones calcio y magnesio (Causapé *et al.*, 2004). Las técnicas de riego pueden crear condiciones favorables para procesos de lixiviación en zonas cercanas a los acuíferos. Lo que puede llevar a que las concentraciones de sulfato, nitrato, cloruro, fósforo y amonio alcancen el doble de los valores límites recomendados en fuentes de agua cercanas (Klocke *et al.*, 1999; Martínez-Bastida *et al.*, 2006; Ribbe *et al.*, 2008; Martínez y Ojeda, 2011). También ocasionar pérdida de calidad del agua por contaminación de plaguicidas y otras sustancias peligrosas al ambiente (Senesi *et al.*, 1999; Carter, 2000); salinización de suelos y aguas (Tanji y Kielen, 2002); acidificación, ecotoxicidad, eutrofización, y efectos ecológicos encadenados a esto como pérdida de biodiversidad, que también tienen gran relevancia para los propios procesos agrícolas (Jolliet *et al.*, 2014). Esto determina consecuentemente problemas económicos, ya que la posibilidad de reutilización del agua drenada de zonas agrícolas muchas veces se ve comprometida debido a esa inferior calidad. Adicionalmente, consecuencias en la salud humana, ya sea de forma directa o indirecta

(Weisenburger, 1993; Longnecker *et al.*, 1997; Senesi *et al.*, 1999; OMS, 2004).

A pesar que en el país no se ha observado grandes efectos negativos por uso de riego, los recursos naturales presentan cierto grado de vulnerabilidad debido a las diferentes presiones a las que han sido sometidos. El desarrollo de la agricultura de laboreo convencional ha conducido a un deterioro de la calidad del suelo y por ende de su capacidad productiva, dado fundamentalmente por procesos erosivos y balances negativos de carbono (C), N y P (Dogliotti *et al.*, 2004; Morón, 2004; Beretta-Blanco *et al.*, 2019). Con la introducción de la siembra directa, durante la década del 90, las pérdidas de suelo por erosión se vieron disminuidas. Pero más recientemente, se ha desarrollado un proceso de intensificación agrícola con el cultivo de soja como elemento central en el crecimiento del área, y con la llegada de la agricultura de granos a zonas tradicionalmente ganaderas (Sawchik, 2004). En cursos de agua: urbanos (arroyos montevidEOS: Pantanoso y Miguelete, arroyo Sacra: Paysandú), grandes ríos (Río Uruguay) y arroyos (Carrasco, entre otros) vinculados a zonas agrícolas, se ha observado acidificación, presencia de contaminación orgánica y tóxica asociada a la acumulación de residuos sólidos no biodegradables, pesticidas químicos y metales pesados (Conde *et al.*, 2002; Mello de Carvalho, 2013; Griffero *et al.*, 2019). También ha incrementado la eutrofización en lagos y embalses, y el subsecuente crecimiento desmedido de comunidades vegetales y algales. Lo cual ha sido relacionado a un aumento en el uso de fertilizantes agrícolas, dados los diferentes usos agropecuarios que se desarrollan en las cuencas hidrográficas, y que llegan a los cuerpos de agua por escorrentía (Díaz, 2013; Bonilla *et al.*, 2015; Goyenola *et al.*, 2015; Aubriot *et al.*, 2017; Barreto *et al.*, 2017; Chalar *et al.*, 2017; Kruk *et al.*, 2019; Goyenola *et al.*, 2020).

La preocupación medioambiental desprendida de estos reportes continúa a su vez y de forma paralela a dos circunstancias actuales, por un lado, a los efectos vinculados al cambio climático, y por otro, al desarrollo de ciertas

políticas públicas. Las predicciones respecto al cambio climático indican que en Uruguay se incrementaría el promedio anual de la precipitación acumulada, particularmente en los meses de primavera y verano (Giménez y Lanfranco, 2012). Esto podría favorecer la producción de cultivos extensivos como: trigo, maíz y soja, a partir de la tecnología de producción actual aplicada en el país (secano). También podría favorecer la producción de las pasturas sembradas con especies perennes, estimándose valores incrementales de materia seca por hectárea (no mayores al 7%) (Giménez y Lanfranco, 2012). Asimismo, este incremento junto al aumento de los eventos extremos es un potencial riesgo para la calidad del agua, debido a la potencial pérdida de agroquímicos por escorrentía (Kibria, 2014). Paralelamente, en la última década a nivel de política pública agropecuaria se ha planteado fomentar el desarrollo del riego para aumentar la producción y competitividad de los sectores, así como para mejorar la adaptación a la variabilidad frente al cambio climático. Aunque, es de suma preocupación que la ley de riego tome en cuenta un grado más amplio de implicancias concernientes a la generación de embalses para riego, las alteraciones colaterales en el funcionamiento de los sistemas hídricos y sus interrelaciones con otros factores para evitar mayores efectos negativos respecto a la calidad de agua como ser el proceso de eutrofización (Aubriot *et al.*, 2017).

1.5. Lechería

A diferencia de la Revolución Verde guiada por la oferta, la "Revolución Ganadera" está impulsada por la demanda, y más del 80% de la población mundial consume regularmente productos lácteos (FAO, 2019). Esta producción a nivel mundial ha venido en aumento desde el año 2000, con un promedio de 2,2% cada año (IDF, 2018); y está previsto que su demanda y las tecnologías vinculadas a su producción incrementen durante los próximos 50 años, dado el aumento del ingreso per cápita en todo el mundo, y la

demanda por estos productos en las dietas de la población (Britt *et al.*, 2018).

Las proyecciones de la FAO indican que India y Pakistán serían los que más contribuirían a dicha demanda, destinándolos para el consumo del mercado interno. Se prevé que la producción de productos lácteos de la Unión Europea crezca menos que el promedio mundial y que pasen a tener una proporción creciente de su producción en forma orgánica. En América del Norte se espera que la producción crezca por mejoras en la productividad por animal, no siendo así para Nueva Zelanda la cual enfrentará restricciones dada la disponibilidad de los recursos naturales y su legislación medioambiental, ya que no se espera una intensificación en base al uso de alimentos concentrados. África incrementaría su producción por una mayor dotación de animales, y se espera que Argentina-Sudamérica crezca como exportador mundial pasando a representar el 5% de las exportaciones mundiales. La producción del MERCOSUR constituye el 6% de la producción mundial de leche, mientras que la Unión Europea representa 21%. Dentro del Mercosur, Argentina y Uruguay son los países exportadores netos de lácteos, mientras que Brasil, Paraguay y Venezuela son los importadores netos (OPYPA, 2019).

A nivel local, la producción de leche en 2019 bajó 4% (Blasina y Asociados, 2020) totalizando en 1.975 millones de litros; es el primer año de caída luego de dos crecimientos anuales consecutivos, incluso en 2018 la producción lechera alcanzó un récord histórico en Uruguay con 2.063 millones de litros. Sin embargo, el aumento observado en estos últimos años se explica por una mayor intensificación de la producción en una superficie total de tierras para lechería ya que la actividad lechera, a diferencia de lo ocurrido en la década 1990-2000 (cuando las regiones lecheras presentaron un importante aumento), pasaron a tener una notoria reducción de área total que pasó de un millón de hectáreas en 2001 a 850 mil hectáreas en 2011, al igual que la disminución en el número de productores que en el mismo período (2001-2011) que pasó de 5125 a 4433 (DIEA, 2015). La reducción

de área ha estado asociada a un aumento simultáneo de la productividad por unidad de superficie que ha permitido mantener la tasa de crecimiento anual de la producción en estos años. Este aumento de productividad se explica por un aumento de la productividad por vaca y no por el número de vacas, el cual permanece relativamente estable. Los cambios se manifestaron de forma diferente según la escala de tamaño de los predios, donde el mayor descenso en el número de explotaciones se registró en los productores con menos de 50 hectáreas (DIEA, 2007). El estrato de tamaño entre 50 y 199 hectáreas es el más numeroso en cuanto a número de explotaciones, nucleando al 50% de los productores lecheros, aunque corresponde al 21% de la superficie total, lo cual define un tamaño medio de 119 hectáreas para ese grupo (DIEA, 2007). Los estratos entre 200 y 999 hectáreas constituyen el 30% de los productores y explotan el 46% de la superficie total, donde el tamaño medio oscila entre 329 y 742 hectáreas (DIEA, 2007). Finalmente, el grupo que supera las 1.000 hectáreas y que corresponde a menos del 5% de las explotaciones y concentra el 30% del área total, con tamaños promedio entre 1.414 y 3.908 hectáreas (DIEA, 2007). Para casi la totalidad de las explotaciones que cuentan con menos de 500 hectáreas de superficie total, la lechería constituye la principal fuente de ingreso, mientras que para las mayores a 500 hectáreas, si bien la lechería es el rubro de mayor importancia económica, también se registra una participación creciente de otros rubros en la generación del ingreso principal, destacándose la ganadería de carne (122 mil hectáreas ocupadas) y la agricultura de secano (41 mil hectáreas) (DIEA, 2007).

La actividad lechera está fuertemente condicionada a la disponibilidad de servicios asociados a la producción como ser la energía eléctrica. A su vez, la producción está directamente asociada al nivel nutricional del rodeo lechero, según la época del año. La base nutricional que se suministra al ganado lechero está basada en pasturas implantadas fundamentalmente para consumo directo (praderas, verdeos y mejoramientos), a las que se agregan las siembras de cultivos destinados a realizar reservas tales como

maíz, sorgo, entre otros. Aunque en los últimos años, la suplementación, las compras de concentrados fuera del predio (raciones, afrechillos y otros subproductos), han adquirido mayor relevancia. El 92% del volumen total de los concentrados suministrados al ganado es adquirido fuera del predio, mientras que en el caso del grano húmedo el 60% es producido a nivel interno y el 91% del total de henos y ensilajes suministrados provienen de la propia producción. La mayor presencia de cultivos forrajeros anuales también está asociada a mejores niveles de productividad. En las explotaciones con productividades de 3.500 lt/ha/año o superiores, las praderas plurianuales y los cultivos forrajeros anuales cubren más de las dos terceras partes del área lechera. El campo natural tiene un carácter complementario a las pasturas instaladas (DIEA, 2007).

A partir de la intensificación de la actividad lechera en Uruguay desde mediados de la década del 70, el consiguiente aumento de los efluentes producidos ha consecuentemente elevado los efectos ambientales negativos (La Manna, 2004) ya que no depende solo del número de vacas en ordeño, sino que también inciden los métodos de lavado y el tratamiento de efluentes. La alta concentración y volumen de residuos orgánicos de difícil manejo, tienen una carga orgánica diez veces más concentrada que las aguas residuales domésticas (Longhurst *et al.* 2000). Con la materia orgánica se aportan contaminantes, nutrientes y organismos patógenos, que afectan el suelo, las aguas subterráneas y superficiales (Perdomo *et al.*, 2001; DINAMA-CONAPROLE-IMFIA, 2008; Arocena *et al.*, 2008). Los desechos animales y los fertilizantes son las principales fuentes de contaminación ambiental en la cuenca del río Santa Lucía, donde solo un tercio de los tambos realizan tratamiento de efluentes (JICA - MVOTMA 2011); en el embalse de Paso Severino, las microcuencas pertenecientes a la misma ecoregión y otros recursos hídricos, donde las observaciones indican que los arroyos presentan problemas de calidad de agua, al igual que respecto al agua subterránea de posible consumo doméstico (Conde *et al.*, 2002; Delbene, 2010; Mello de Carvalho, 2013; Aubriot *et al.*, 2017;

Barreto *et al.*, 2017; Chalar *et al.*, 2017; Goyenola *et al.*, 2020); y también principales fuentes de emisiones de óxido nitroso, dado por el nitrógeno proveniente de las excreciones de la orina de los animales y los fertilizantes nitrogenados aplicados tanto en los cultivos para grano como a las pasturas (Lizarralde, 2013). Cabe destacar que actualmente en el país se están realizando esfuerzos desde la política pública para promover el aprovechamiento de los nutrientes provenientes de los efluentes del tambo (OPYPA, 2019).

Por otro lado, otra consecuencia respecto a la intensificación corresponde al pastoreo excesivo e intensivo (Gerber *et al.*, 2007). Según los cálculos de la evaluación de ecosistemas del milenio (MA, 2005), entre un 10 y un 20% de los pastizales a nivel mundial están degradados, debido sobre todo al pastoreo excesivo. Esta degradación de los pastos, suele ser consecuencia de la falta de correspondencia entre la densidad de ganado y la capacidad del pastizal de recuperarse del pastoreo y del pisoteo (Fernández-Mayoralas, 2010). Sin embargo, desde el año 2007 en la estación experimental Bernardo Rosengurtt (Ruta 26, km 408 – Cerro Largo - Uruguay) se viene realizando un experimento de evaluación del impacto del manejo del pastoreo y el genotipo, sobre la producción de pasto y carne. Se ha mostrado que el manejo de la intensidad del pastoreo en sistemas ganaderos de campo natural podría duplicar la productividad actual en tales sistemas (Soca *et al.*, 2007; Soca *et al.*, 2008; Nabinger *et al.*, 2011; Carriquiry *et al.*, 2012; Soca *et al.*, 2013). El manejo adecuado de la carga animal (número de animales por unidad de superficie) y la intensidad de pastoreo (oferta de forraje y su relación con la producción primaria y secundaria del campo natural), sería una importante herramienta para regular el flujo de captación y transformación de energía solar en producto animal, puntualizando productividad, resiliencia del pastizal, y por lo tanto, menor impacto ambiental (Nabinger y de Faccio Carvalho, 2009). Asimismo, algunos autores indican que una carga animal más alta resulta en un aumento en la producción de leche por hectárea, aunque una reducción en

la producción de leche por vaca (Macdonald *et al.*, 2008; McCarthy *et al.*, 2011). Y a pesar que las estrategias alimentarias para obtener y mantener altos esos valores productivos por hectarea se han basado en el aumento del uso de concentrados y reservas, se ha observado que diferentes estrategias de alimentación con ingesta a base de pasturas también mantienen alta la producción de leche por vaca (Patton *et al.*, 2016).

La presión ejercida por la seguridad alimentaria a nivel mundial y el rol que desempeñan los sistemas agrícolas y ganaderos en la economía de Uruguay, han despertado en diversos ámbitos (académicos, sociales y políticos) inquietudes acerca de la sostenibilidad a largo plazo de los recursos naturales que sustentan los sistemas agropecuarios. Ultimamente, se ha puesto énfasis en el recurso agua dulce y los riesgos asociados a ciertos procesos de intensificación productiva como ser el adecuado uso del recurso y el mayor uso de insumos (fertilizantes, pesticidas químicos, combustibles fósiles) para obtener aumento en los rendimientos y valores productivos (Baldock *et al.*, 2000; Sabia *et al.*, 2020). Asimismo el riesgo asociado al uso de ciertos pesticidas vinculados a ciertos cultivos como ser la soja (Saccone, 2018; Aranda, 2020), entre otros. Por lo cual, se plantea como objetivo general de este trabajo efectuar una estimación biofísica ambiental de ciertas variables ambientales: huella hídrica, ecotoxicidad en aguas y potencial de eutrofización, en sistemas agrícolas y ganaderos bajo diferentes escenarios de intensificación productiva. En particular, se busca analizar dos casos de intensificación agropecuaria contrastantes: a) un sistema agrícola de granos con y sin riego; y b) sistemas lecheros bajo diferentes estrategias de manejo.

1.6. Hipótesis del trabajo

- a. Cultivos bajo riego generan mayores rendimientos que en seco, aunque también mayor efecto de eutrofización potencial y ecotoxicidad en agua, debido al mayor uso de insumos.
- b. Los agroquímicos empleados en el cultivo de soja causan mayores efectos negativos en la ecotoxicidad del agua, que los usados en el cultivo de maíz.
- c. Los grupos de sistemas lecheros que obtienen altos valores productivos generan mayores impactos ambientales, debido al mayor uso de insumos en la alimentación del ganado.
- d. Usar mayor proporción de pasturas en las dietas de los animales lecheros genera menores impactos ambientales y no disminuye los valores productivos por hectárea o vaca.

2. Materiales y Métodos

2.1. Casos de estudio

En Uruguay el 78% de la tierra agrícola para la producción de cultivos se encuentra en la región del litoral oeste, generando un uso intensivo de la tierra. Los casos de estudio para las estimaciones biofísicas de los sistemas agrícolas contrastando riego y secano se obtuvieron de esta región (Figura 1, letras de la A a la D). Especificaciones de la región y los casos particulares de estudio se encuentran en el capítulo 3. Por otro lado, aproximadamente el 66% de las explotaciones lecheras se ubican en los departamentos del sur del país, un 15% en los departamentos del litoral oeste, mientras que el resto corresponden a explotaciones ubicadas en cuencas desarrolladas en torno a los centros urbanos del resto de Uruguay. Las estimaciones biofísicas de los sistemas lecheros se obtuvieron a partir de datos proporcionados por el Instituto Nacional de la Leche, cuya ubicación se presenta en la figura 1 (números del 1 al 8). Mayor detalle de los casos de estudio respecto a lechería es presentado en el capítulo 4.

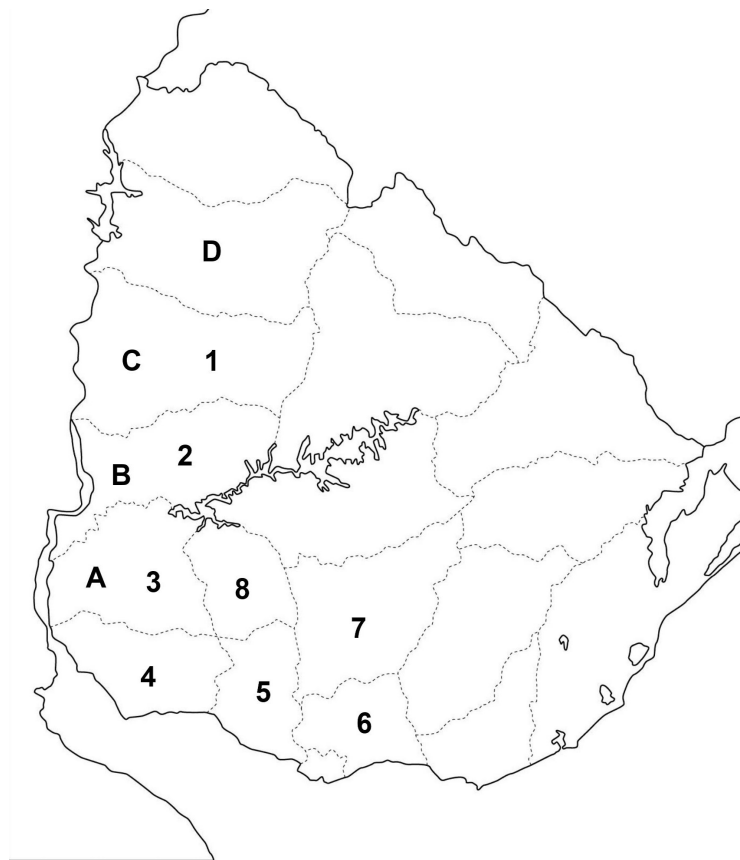


Figura 1. Ubicación de los casos de estudio de los sistemas agrícolas (letras de la A a la D) y lecheros (números del 1 al 8).

El contexto teórico y los cálculos involucrados en las variables ambientales empleadas para estimar biofísicamente los impactos ambientales en los diferentes escenarios de intensificación productiva: sistemas agrícolas de granos con y sin riego, y sistemas lecheros bajo diferentes estrategias de manejo, se detallan a continuación.

2.2. Estimación biofísica

Existen diferentes formas de cuantificar impactos (negativos) y servicios (positivos) ambientales, pero con el fin de evaluar la sostenibilidad de un sistema de producción agropecuario es necesario un enfoque integral que considere todos los impactos que pueden desprenderse del mismo. El análisis del ciclo de vida (LCA) es una herramienta que tiene este encare, y ha sido implementada tanto a nivel regional: Chile (Iriarte *et al.*, 2010; 2011;

2012), Argentina (Panichelli *et al.*, 2009; Tomei y Upham, 2009; Pieragostini *et al.*, 2014), Brasil (Zaks *et al.*, 2009; Freitas de Alvarenga *et al.*, 2012; Ruviaro *et al.*, 2012), así como a nivel nacional (Modernel, 2011; Carrasco-Letelier *et al.*, 2013; Becoña *et al.*, 2014; Lizarralde *et al.*, 2014; Picasso *et al.*, 2014). La misma intenta identificar, cuantificar y caracterizar los diferentes impactos ambientales potenciales asociados a cada una de las etapas del ciclo de vida de un producto, proceso o actividad. Por lo tanto, es una compilación y evaluación de las entradas y salidas desde el inicio hasta el fin del producto, proceso o actividad (Brentrup *et al.*, 2004). El estudio del LCA permite evaluar tanto el último impacto o impacto final de dicho proceso/producto/actividad (endpoint), como impactos intermedios (de tales) o en las categorías intermedias (midpoint) desde un punto de vista integral, como ser efectos ecotóxicos, eutrofización, efectos tóxicos en humanos, emisiones de gases de efecto invernadero, biodiversidad, entre otros (ECORAE, 2013). Para la evaluación de impactos en las categorías existen distintas metodologías que se describen a continuación.

2.2.1. Huella Hídrica

La Huella Hídrica (HH) es un concepto introducido por Hoekstra y Hung en 2002, y difundido desde ese momento por la organización Water Footprint Network (WFN). La HH es un indicador multidimensional que permite caracterizar el volumen de agua usado para la producción de un bien o servicio, teniendo en cuenta el volumen de agua dulce consumida y contaminada en el proceso. Este considera los usos directos e indirectos del agua dulce utilizada para producir un producto final a lo largo del proceso de su elaboración, o un proceso específico dentro de la cadena de producción. Para el caso de los productos agrícolas, la HH se expresa en términos de m³/tonelada o litros/kg, y en muchos casos como volumen de agua por unidad de producto (Hoekstra *et al.*, 2011). Este indicador se subdivide en tres tipos de HH:

i- HH Azul: se refiere al consumo de agua superficial (ríos, lagos, etc.) y subterránea de determinada cuenca, entendiendo consumo como extracción para la producción de un producto. Es decir, si el agua utilizada regresa intacta al mismo lugar del que se tomó dentro de un tiempo breve, no se toma en cuenta como HH.

ii- HH Verde: se refiere al volumen de agua de lluvia que se consume por la vegetación y no se convierte en escorrentía. Es el agua que se almacena en los estratos superficiales del terreno (como humedad) satisfaciendo la demanda natural de la vegetación y los cultivos.

iii- HH Gris, se refiere a la contaminación y está definida como el volumen de agua dulce que se requiere para asimilar una carga de contaminantes dadas las concentraciones naturales y estándares ambientales de calidad de agua.

La evaluación de la HH realizada de conformidad con la Norma Internacional ISO 14046, se basa en un análisis de ciclo de vida e incluye dimensiones geográficas y temporales pertinentes (ISO, 2014).

2.2.1.1. Cálculos para estimar huella hídrica

Las HH Azul [volumen de agua dulce consumido por las plantas y luego transpirado, proveniente de fuentes de aguas superficiales y subterráneas (riego)] y Verde [volumen de agua utilizado por las plantas durante el proceso de producción proveniente de la precipitación y almacenada en el suelo] se pueden calcular de la siguiente forma:

$$HH_{Azul} = \frac{UAC}{Y} \text{ (m}^3\text{/ton)} \qquad HH_{Verde} = \frac{UAC}{Y} \text{ (m}^3\text{/ton)}$$

Donde:

Y = Rendimiento del cultivo, expresado en ton/ha

UAC = Uso de Agua del Cultivo, expresado en m³/ha, ésta es verde cuando el agua proviene de la precipitación ó es azul si el agua proviene del

riego. En este trabajo solo se estimó la HH Azul, por lo tanto, se considera la cantidad de agua utilizada por el sistema de riego.

Si bien no se utilizaron en este trabajo, el UAC implicado para estimar la HH Verde representa la evapotranspiración (ET) del cultivo durante todo su ciclo de crecimiento. Y la ET expresada en mm/día, es la suma de la transpiración de los vegetales y la evaporación del agua del suelo para el ciclo del crecimiento del cultivo, el cual puede presentar variaciones dependiendo de la zona, el clima y el cultivo. Ésta puede ser calculada mediante el programa CROPWAT, que es un software desarrollado por la FAO (2011). La huella hídrica gris (HH Gris), permite tener una aproximación del grado de contaminación de agua dulce, ya que define el volumen de agua dulce requerida para asimilar la carga de contaminantes basado en los estándares de calidad de agua existentes (Franke *et al.*, 2013). Este cálculo toma en cuenta la tasa de aplicación de productos químicos por hectárea, el coeficiente de lixiviación/ecorrentía, la concentración máxima aceptable y la concentración natural del contaminante considerado en las masas de agua receptoras:

$$HH_{Gris} = L / C_{m\acute{a}x} - C_{nat \text{ o ref.}}$$

Donde C es la carga del contaminante expresada en masa sobre tiempo; $C_{m\acute{a}x}$ es la carga máxima del contaminante que está permitida en el cuerpo de agua; $C_{nat \text{ o ref}}$ es la carga natural de éste, que presenta un sistema; y L corresponde a la carga del contaminante por la fracción de la dosis del contaminante aplicado que llega al cuerpo de agua, expresada como α :

$$\alpha = \alpha_{min} + (\sum S_i \cdot W_i / \sum W_i) \times (\alpha_{m\acute{a}x} - \alpha_{min})$$

En la cual $\alpha_{m\acute{a}x}$ y α_{min} corresponden a las fracciones máximas y mínimas de las dosis de los contaminantes permitidos. Los valores de S y W se obtienen

de tablas publicadas en Franke *et al.* (2013), a partir de la consideración de factores locales tanto ambientales, como prácticas agronómicas, propiedades químicas de los pesticidas químicos, y del potencial de escurrimiento y lixiviación del nitrógeno y el fósforo.

2.2.2. Ecotoxicidad

Esta es una metodología estándar que permite estimar un potencial de ecotoxicidad, a partir del uso de factores específicos de caracterización obtenidos por la metodología USEtox (www.usetox.org). Se estima un potencial de ecotoxicidad (tanto a nivel ecosistémico como respecto a la salud humana-no calculada en este trabajo) para cada sustancia toxica liberada en un compartimiento i (agua, aire, suelo) que representan el potencial del impacto que estas sustancias poseen sobre ese compartimiento. Los impactos relativos a la ecotoxicidad acuática (que es expresada como unidades toxicológicas comparativas - CTUe) constituyen los efectos ecotoxicológicos en agua dulce que son generados por diversos químicos, para los cuales los factores de caracterización (CF) del impacto representan la fracción de especies potencialmente afectada (PAF) por metro cúbico en un día y por unidad de masa del compuesto o contaminante emitido ($PAF \cdot m^3 \cdot día / kg_{emitido}$) (Rosenbaum *et al.*, 2008). Los factores de caracterización son calculados a partir de la multiplicación de cuatro factores: la fracción transferida de la emisión en el medio i al agua dulce ($f_{i,w}$); el factor de destino en el agua que expresa la residencia de la masa por unidad de emisión ($FF_{w,w}$), dando una dimensión global en días; el factor de exposición que representa la biodisponibilidad de los productos en los organismos acuáticos (XF_w); y el factor efecto (EF_w) que refleja la fracción de especies potencialmente afectadas debido a un cambio de concentración (Farell Baril *et al.*, 2013). La fracción de especies afectada, es estimada considerando tres niveles tróficos de la cadena alimentaria: algas verdes (*Chlorella vulgaris* *Selenastrum capricornutum*) - productores primarios, crustáceos (*Daphnia galeata mendotae*, *Daphnia magna*) - consumidores

primarios, y peces (*Poecilia reticulata*, *Pimephales promelas*, *Oryzias latipes*, *Oncorhynchus mykiss*, *Lepomis macrochirus*) - consumidores secundarios. Y el cambio de concentración es descrito para aquella en la cual el 50% de los organismos testeados se vieron afectados: 50% de mortandad, respecto a los peces; 50% presentaron inmovilización, referente a los crustáceos; y 50% mostró inhibición en el crecimiento, en cuanto a las algas (Larsen and Hauschild, 2007). Estos CF son multiplicados por la cantidad del principio activo presente en el agroquímico utilizado y por la cantidad de ese agroquímico aplicado en una hectárea, obteniendo el valor de ecotoxicidad potencial.

Otra metodología más reciente para obtener los valores de los CF es IMPACT 2002+ (www.impactmodeling.net / www.quantis-intl.com), en la cual se desarrollaron nuevos conceptos y métodos, especialmente para evaluar comparativamente las categorías de toxicidad humana y la ecotoxicidad; así como para otras categorías se combinaron y/o adaptaron otras metodologías existentes como ser: IMPACT 2002, CML2001, Ec99 e IPCC. A nivel de las categorías se emplean unidades de Kg de sustancia S equivalente respecto a una sustancia referencia, donde se expresa cuanto de esa sustancia S genera impacto en dicha categoría. Y a nivel de daño general (por ejemplo calidad del ecosistema) las unidades se expresan como PDF.m³.y, o sea, la fracción potencial de desaparición de una especie por metro cúbico por año. Para obtener valores en las categorías intermedias, la cantidad de una sustancia S tóxica es multiplicada por el factor de caracterización de daño de la misma (expresado como PDF.m³.y/kg_{emitido}) respecto a una sustancia tóxica de referencia (Jolliet *et al.*, 2003). Ambas metodologías permiten transformar las unidades para poder expresar los resultados tanto como PDF.m³.y (IMPACT 2002+), así como PAF.m³.día (USEtox) (Humbert *et al.*, 2014).

Sin embargo, las metodologías para obtener los valores de los CF consideran los efectos ecotoxicológicos de los principios activos de los pesticidas químicos de forma individual, no su acción conjunta dentro del

pesticida químico (fungicidas, herbicidas, insecticidas) que es utilizado por el sector agrícola-ganadero.

2.2.2.1. Cálculos para estimar ecotoxicidad

Este cálculo permite distinguir con mayor detalle el grado en que los diferentes tipos de pesticidas inciden sobre la toxicidad del agua en cuestión. Para su determinación, se establecen los tipos usados, su principio activo y el porcentaje en que éstos se encuentran dentro de cada pesticida utilizado en un sistema de producción. Por otro lado, mediante el programa usetox se obtienen los valores de los CF correspondientes para cada pesticida, en CTUe como unidades. Luego éstos últimos son multiplicados siguiendo la siguiente ecuación:

$$ICI = \sum S \times CF$$

Donde:

ICI es definido como el indicador de impacto para cada categoría (en inglés: Impact Category Indicator), y es calculado para cada tipo de pesticida (fungicidas, insecticidas, herbicidas) por cultivo y por rotación.

S: corresponde a la dosis en kg de cada pesticida utilizado por cultivo, o sea, la cantidad del principio activo presente en el pesticida y la cantidad que se aplica de ese pesticida en cuestión.

CF: corresponde al factor de caracterización.

2.2.3. Balance de nutrientes y Eutrofización

Otra forma de estimar las repercusiones en el agua es analizando el exceso de nutrientes de los sistemas mediante un análisis de balance de nutrientes (Koelsch y Lesoing, 1999), cuya metodología determina una relación de desequilibrio entre las entradas y salidas de nitrógeno y fósforo al sistema, y por lo tanto, el riesgo ambiental asociado. De esta forma, los valores obtenidos que sobrepasen a uno indican que existe un excedente de

nutrientes lo que a su vez genera altos riesgos de contaminación del agua. Así mismo, a mayores valores de un sistema, mayores aportes de estos nutrientes al ambiente. Este Indicador de Consumo de Nutrientes (ICN) se calcula como todos los ingresos al sistema sobre los egresos (por ejemplo, rendimiento del cultivo). Y asociado a estos cálculos, se puede determinar el potencial de eutrofización acuático (AEP) que considera emisiones o pérdidas de N y P por uso o aplicación de agroquímicos en el sistema (Brentrup *et al.*, 2004). Las metodologías de USEtox e IMPACT 2002+ permiten esta estimación, en la que los factores de caracterización son calculados en relación al potencial de eutrofización del fosfato. El AEP es expresado como kilogramo de fosfato equivalente por kilogramo de emisión ($\text{kg PO}_4^- \text{equivalente} / \text{kg emisión}$).

2.2.3.1. Cálculos para estimar balance de nutrientes y eutrofización

El balance de nutrientes se efectúa multiplicando la composición de N y P de cada fertilizante utilizado (en kg), por la dosis en kg de aquellos fertilizantes empleados para la producción de cada cultivo. La suma de éstos por cultivo, brinda los datos de los inputs de N y P en kg/ha. El cálculo de la cantidad de N y P (kg/ha) de la materia seca del rendimiento total del cultivo, permite obtener los datos de los outputs (kg/ha). La diferencia entre ambos (inputs – outputs) revela los datos del exceso de cada nutriente por cultivo y por rotación. Finalmente, la multiplicación de estos valores por los CF del N y P, permiten calcular un potencial de eutrofización acuático (expresado como $\text{kgPO}_4^- \text{equi} / \text{kg emisión}$). Este cálculo es similar al de ecotoxicidad: cantidad de una sustancia *S* tóxica por un factor de caracterización para esa sustancia (Rosenbaum *et al.*, 2008).

Es importante destacar que el modelo de potencial de eutrofización no considera datos de erosión de suelo, concentración de nutrientes en el suelo, humedad del suelo, datos de infiltración y escurrimiento, precipitaciones o temperatura ambiental.

2.3. Análisis de Datos

Se efectuaron pruebas de ANOVA y t para comparar entre sistemas y grupos, también regresiones lineales. Para aquellos datos que no cumplieron con los supuestos (normalidad y homogeneidad de la varianza) o cuando el tamaño de la muestra fue pequeño, se aplicaron métodos equivalentes no paramétricos (Kruskal-Wallis y Mann-Whitney) (se detalla en los capítulos 3 y 4).

Se presentaron los datos comparativamente respecto a los múltiples impactos ambientales, como un diagrama de ameba, mostrando valores estandarizados para cada indicador ambiental calculado (explicado en el capítulo 3). Asimismo, se generó un índice integrado de impactos ambientales a partir de la suma de los indicadores individuales estandarizados (explicado en el capítulo 4).

El software InfoStat se utilizó para el análisis estadístico (Di Rienzo *et al.*, 2018), y el nivel de significancia elegido fue $\alpha = 0.05$.

3. ENVIRONMENTAL IMPACTS ON WATER RESOURCES FROM SUMMER CROPS IN RAINFED AND IRRIGATED SYSTEMS

IMPACTOS AMBIENTALES EN LOS RECURSOS HÍDRICOS DE CULTIVOS DE VERANO EN SISTEMAS BAJO RIEGO Y SECANO

Darré E, Cadenazzi M, Mazzilli SR, Rosas JF, Picasso VD. 2019. Environmental impacts on water resources from summer crops in rainfed and irrigated systems. *J Environ Manage*. 232:514–522.

Abstract

Irrigation is an intensification technology to increase productivity in agricultural systems, but the impacts of irrigation on the environmental performance of crops are not well understood. We evaluated impacts on water use and quality of rainfed and irrigated systems for corn and soybean production in temperate South America using nonparametric ANOVA tests for small sample sizes. We modeled blue water footprint, ecotoxicity, N and P balance, and eutrophication potential for six farms producing corn and soybean in rainfed and irrigated systems in Uruguay. Crop yields were 5948 and 7862 kg ha⁻¹ for corn and 2482 and 3423 kg ha⁻¹ for soybean, under rainfed and irrigation, respectively. The average blue water footprint for irrigated systems was 264 m³ ton⁻¹ and zero for rainfed systems, with no difference between corn and soybean. The ecotoxicity was greater for soybean than for corn (1679 vs 325 CTUe kg⁻¹) but there were no statistically significant differences in ecotoxicity between rainfed and irrigated systems. Based on Usetox potential (based on Impact 2002 + methodology) among rainfed and irrigated systems presented no differences (29 vs 24 kgPO_{4-eq} ha⁻¹ for corn and 19 vs 27 kgPO_{4-eq} ha⁻¹ for soybean). The standardized environmental impacts for corn calculated per ha were similar than those per kg of grain when comparing rainfed vs irrigated systems. For soybean, however, standardized environmental impacts per ha were greater in the irrigated than in the rainfed systems, but were similar per kg of grain

(except for water footprint). In summary, irrigation resulted in higher productivity and increased blue water footprint than rainfed, but in the set of farms analyzed it did not significantly increase inputs use, so no differences were detected in nutrient balance, eutrophication potential, or ecotoxicity. Soybeans had greater environmental impacts than corn in ecotoxicity and N excess per unit of area, but no statistically significant difference was found in the other indicators. These indicators may be useful as a predictive tool for resource management. Decision makers should consider the trade-offs between productivity, water use, and water quality when using irrigation for intensification of crop production.

Resumen

El riego es una tecnología de intensificación para aumentar la productividad en los sistemas agrícolas, pero los impactos ambientales del riego que se desprenden a partir de la obtención de los rendimientos de los cultivos no se comprenden bien. Se evaluaron impactos en el uso y la calidad del agua de los sistemas de riego y de secano para la producción de maíz y soja en una zona templada de América del Sur utilizando estadística no paramétrica para muestras pequeñas. Modelamos la huella hídrica azul, la ecotoxicidad, el balance de N y P y el potencial de eutrofización para seis granjas productoras de maíz y soja bajo sistemas de riego y secano en Uruguay. Los rendimientos de los cultivos fueron 5948 y 7862 kg ha⁻¹ para el maíz y 2482 y 3423 kg ha⁻¹ para la soja, en secano y riego respectivamente. La huella hídrica azul promedio para los sistemas de riego fue de 264 m³ ton⁻¹ y cero para los sistemas de secano, sin diferencia entre el maíz y la soja. La ecotoxicidad fue mayor para la soja que para el maíz (1679 vs 325 CTUe kg⁻¹), pero no hubo diferencias estadísticamente significativas en la ecotoxicidad entre los sistemas de riego y secano. Se utilizó la metodología de Usetox e Impact 2002 + para los cálculos. El potencial de eutrofización entre los sistemas de riego y de secano no presentó diferencias (29 vs 24 kgPO_{4-eq} ha⁻¹ para el maíz y 19 vs 27 kgPO_{4-eq} ha⁻¹ para la soja). La

estandarización de los impactos ambientales para el maíz calculados por hectárea fue similar a los calculados por kg de grano cuando se compararon los sistemas de secano con los de riego. Sin embargo, para la soja, la estandarización de los impactos ambientales por hectárea fue mayor en los sistemas de riego que en los de secano, aunque fueron similares por kg de grano (excepto la huella hídrica). En resumen, el riego dio como resultado una mayor productividad y una mayor huella de agua azul que el sistema de secano, pero en el conjunto los predios analizados no aumentaron significativamente el uso de insumos, por lo cual no se detectaron diferencias en el balance de nutrientes, el potencial de eutrofización o la ecotoxicidad. La soja tuvo mayores impactos ambientales que el maíz en cuanto a la ecotoxicidad y el exceso de N por unidad de área, pero no se encontró diferencia estadísticamente significativa para los otros indicadores. Estos indicadores pueden ser útiles como herramienta predictiva para la gestión de recursos. Los tomadores de decisiones deben considerar los trade-offs implicados entre la productividad, el uso del agua y calidad de la misma frente a la utilización del riego como herramienta para intensificar la producción de cultivos.

Keywords: Ecotoxicity, Eutrophication, Irrigation, Blue water footprint, Corn, Soybean

3.1. Introduction

Irrigation has been proposed as an intensification strategy for rainfed crops with significant yield increases (Foley et al., 2011). The world agricultural production has grown between 2.5 and 3 times over the last 50 years, while the cropped area has grown only by 12%. Noticeably, 40% of the increase in food production came from irrigated areas (FAO, 2011). However, an inadequate use of irrigation in intensive agricultural systems can negatively impact water quality due to pesticides and other hazardous substances (Brown and Harris, 2005), N and P from fertilizers (Martínez and Ojeda,

2011), and other chemicals such as sulfate, chloride, or ammonium (Abrahamo et al., 2012). The inefficient water use in agricultural production has led to depletion of aquifers and reduction of river flows in some areas (FAO, 2011). The nitrogen (N) and phosphorus (P) excess from cultivated lands have accelerated the eutrophication processes (Kounina et al., 2013). Models forecast a 20% increase of eutrophication of surface waters and coastal areas globally by 2050 (WWDR, 2015). Furthermore, acidification, ecotoxicity, and consequently loss of biodiversity has been documented in irrigated agriculture (Jolliet et al., 2014).

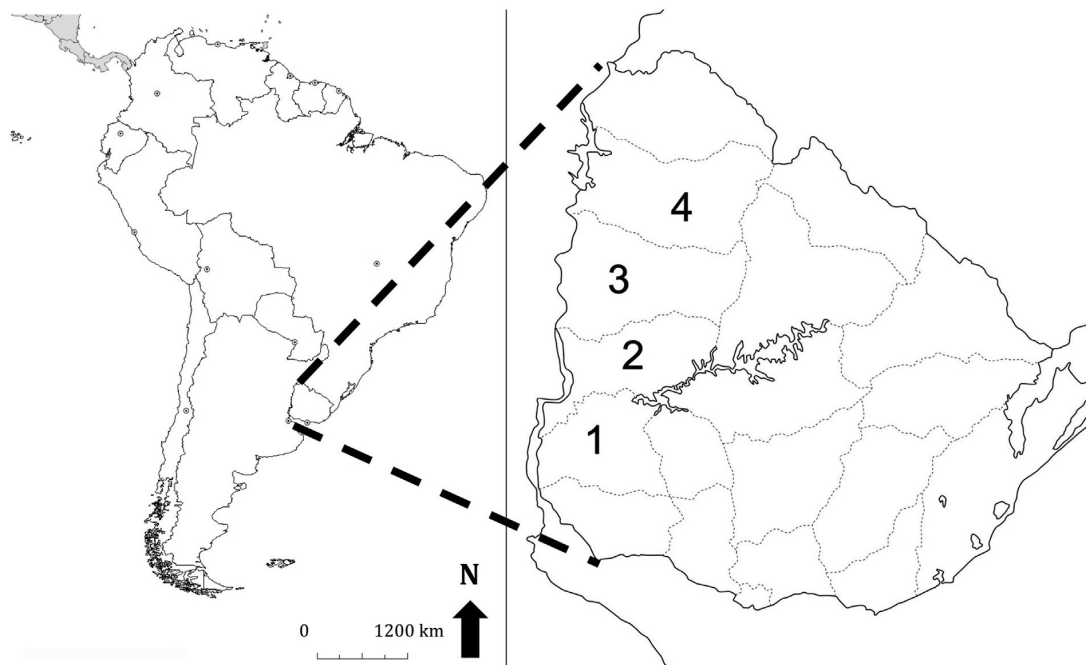


Fig. 1. Maps of South America and Uruguay, showing the location of the western Littoral area where the study cases were located: 1- Soriano, 2- Río Negro, 3-Paysandú and 4- Salto.

Around the world, many agricultural regions use high amounts of water for agriculture (FAO, 2011). For instance, in Uruguay, 86% of the extracted water volume was used for crop irrigation, 9% for drinking water supply, 3% for industries, and 2% for recreation and other uses (De León and Delgado, 2012). The main source is the surface water although groundwater is used for irrigation of fruits and vegetables (77% of the requested permits; De León

and Delgado, 2012). Sustainable irrigation practices should be emphasized in regions where water resources are available (Dourado Hernández et al., 2013), as it is Uruguay. Mekonnen et al. (2015) suggest that improvements in rainfed crop efficiency are needed, in part, to reduce the expansion of irrigated agriculture to water scarce regions of Latin America and the Caribbean. Irrigated area in Uruguay has expanded in recent decades, especially supplemented irrigation for extensive summer crops such as corn (maize) and soybean (Failde et al., 2013), but with mixed results depending on the design and efficiency of the irrigation technology (García Petillo, 2012). These summer crops had the greatest growth in the last decade, when significant technological transformations such as irrigation have occurred (Giménez, 2017).

There is little information on the environmental impacts of irrigation in extensive crops in Uruguay. Dogliotti et al. (2004) modeled the productivity and environmental performance of horticulture crop rotations with and without irrigation, focusing on soil erosion and soil organic matter, but their model was not used for extensive crops. Nonetheless, it is known that several water bodies in Uruguay show organic and toxic pollution associated with the accumulation of nonbiodegradable solid wastes (Mello de Carvalho, 2013). Acidification and presence of pesticides, herbicides and heavy metals in rivers has been linked to agricultural areas (Conde et al., 2002), and eutrophication has been associated with increased use of fertilizers (Díaz, 2013). However, there are no studies directly assessing the potential water quality impact (i.e., ecotoxicity, nutrient balance, eutrophication) and water use (i.e., water footprint) of supplemented irrigation on traditionally extensive rainfed crops in Uruguay.

Modeling environmental performance of cropping systems can help guiding private management and public policy decisions (Schultink, 2000). The environmental performance can be evaluated per ha of land area or per kg of crop produced depending on the goals of the assessment (Picasso et al., 2014). Irrigation usually increases crop yields, but also it may require greater

use of inputs (pesticides and fertilizers). Therefore, environmental impacts per unit of area may increase with irrigation. However, the environmental impacts of irrigation per unit of crop production depend on the crop yield increase relative to input use increase. If irrigation increases crop yields relatively more than the increase in use of inputs, then environmental impact per unit of crop is reduced (Xiao-Tang et al., 2009). However, if the increase in inputs is relatively greater than the increase of yields, the environmental impacts of crops can be increased (Clark and Tilman, 2017). Furthermore, different crops (i.e., corn vs soybean) could have different environmental impacts due to different type and amounts of inputs used.

Therefore, the objective of this study was to estimate potential ecotoxicity, nutrient balance, water eutrophication, and blue water footprint for two summer crops with and without irrigation in Uruguay; specifically, we assessed the differences between the environmental impacts on water resources per hectare and per kg of grain. Our hypothesis was that irrigated systems would result in greater productivity, input use, and environmental impacts on water use and quality than rainfed systems. We also hypothesized that water environmental impacts would be greater for soybean than corn, based on the greater use of pesticides.

3.2. Materials and Methods

Study cases

In Uruguay, 78% of the agricultural land for row crop production is located in the western Littoral region (Fig. 1) generating an intensive use of land (Uruguay XXI, 2016). In recent years there has been a 138% increase in land for agricultural use in the country, led by the increase in soybean area (1,140,000 ha), becoming the main export product and turning Uruguay one of the six main exporters in the world. Average yields are 1937 kg ha⁻¹ (MGAP-DIEA, 2016; Uruguay XXI, 2016). Similarly, the area under irrigation has expanded from 52,000 ha in the 70s to approximately 222,000 ha in 2012, mainly from extensive cereals, oilseeds, and pastures (Sawchik,

2012). Rice is produced under irrigation with 161,000 ha and average yields of 8094 kg ha⁻¹ placing Uruguay as one of the ten largest exporters of rice in the world. Winter crops are wheat (330,000 ha, 3610 kg ha⁻¹) and barley (93,000 ha, 3610 kg ha⁻¹), and other summer crops are corn (83,000 ha, 5867 kg ha⁻¹) and sorghum (67,000 ha, 3606 kg ha⁻¹) (MGAP-DIEA, 2016; Uruguay XXI, 2016).

Data of inputs and yields were obtained from six farms in the western Littoral region of Uruguay over three to six years from 2010 to 2016 (Table 1). In this area the dominant soils are developed on Cretaceous-age sandstones, clay loess and loess. The argiudoles associated with hapluderts predominate. The topography is gently undulating. Natural fertility is high in the southern zone (Soriano and Río Negro) and is average in Paysandú and Salto. Considering the favorable physical conditions, these are considered the most productive agricultural soils in Uruguay. The dominant native vegetation is grasslands and grasslands associated with trees. The average annual temperature in Uruguay is 17.7 °C, ranging from 19.8 °C in January and February to 16.6 °C in June and July. The annual accumulated precipitation range between 1200 and 1600 mm (Castaño et al., 2011). Climate allows for two crops per year: “winter” crops (planted in fall and harvested in spring, like spring wheat and barley) and “summer” crops (planted in spring and harvested in fall, like soybean, corn, sorghum, and rice). Due to soil erosion concerns, there is an increased use of cover crops like oats and ryegrass, which are planted after the summer crops to avoid a winter fallow period and to provide agroecosystem services like soil cover and erosion control, but not harvested for grain. A description of the six study cases is presented in Table 1. The first three farm cases (A, B, and C) provide a side by side comparison of two rotations with and without irrigation. Farm cases D, E, and F, provide information of farms where irrigation was used for some crops in the rotation, but not others. For the analyses we included only the crops that were both irrigated and rainfed in the same farm. These six farms were selected by experts (agronomists, extension agents) because they used crop rotations

that are typically for the region, they used irrigation technologies based on best management practices, and they kept good records of inputs used and yields obtained. Therefore, these farms are considered the best-case scenario for yields and environmental performance among commercial systems in Uruguay.

Table 1

Crop rotations evaluated for irrigated and rainfed systems in 6 farms in the western Littoral area of Uruguay: farm location, years evaluated, water source (rainfed vs irrigation) and sequence of winter and summer crops grown are shown. Data provided by the farmers.

Farm location and years	Water source	Year 1		Year 2		Year 3		Year 4	
		Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer
A	Rainfed	Wheat	Soy	CC - R	Soy	Wheat	Sorghum	CC - R	Soy
Soriano 2010–2014	Irrigation	Wheat	Soy	CC - R	Corn	Wheat	Soy	CC - R	Corn
B	Rainfed	Barley	Soy	ChF	Corn	CC - O	Soy		
Rio Negro 2013–2016	Irrigation	Barley	Soy	ChF	Corn	CC - O	Soy		
C	Rainfed	CC - O	Soy	CC - O	Corn				
Rio Negro 2014–2016	Irrigation	CC - O	Soy	CC - O	Corn				
D	Rainfed (r) and Irrigation (i)		Rice	CC - O	Soy (i)	CC - O	Soy (i)	CC - O	Corn (i)
Salto 2012–2016			Rice	CC - O	Soy (i)	CC - O	Soy (i)	CC - O	Soy (i)
			Rice	CC - O	Soy (r)	CC - O	Soy (r)	CC - O	Sorghum (r)
E	Rainfed (r) and Irrigation (i)								
Rio Negro 2011–2014		CC - O	Soy (i)	CC - O	Corn (r)	Wheat (r)	Corn (i)	CC - O	Soy (r)
F	Rainfed (r) and Irrigation (i)								
Rio Negro 2011–2014		ChF	Corn (r)	CC - O	Soy (i)	CC - O	Corn (i)	CC - O	Soy (r)

CC - R: Ryegrass cover crop. CC - O: Oats cover crop. ChF: Chemical Fallow: period between the first herbicide treatment that takes place after the harvest and the direct seeding of the next crop.

Environmental impact estimation models

The estimated environmental impacts were: blue water footprint, ecotoxicity, nutrient balance, and eutrophication. Other environmental impacts such as green and grey water footprint, acidification, other chemical pollutants, were not included in this study because the methodologies to compute them require data not available at the farm level. However, we consider that the selected indicators provide enough breadth of environmental impacts for comparing rainfed and irrigated systems. Further research is required in the future to expand the impact assessment.

Each crop within each farm was considered a system with inputs and outputs (Fig. 2), for evaluating each environmental impact. The input accounted for water footprint was irrigated water only (see next section). The inputs accounted for nutrient balance and eutrophication were synthetic fertilizers, biological nitrogen fixation (BNF), and atmospheric deposition, and the outputs were nutrients harvested in grain. The inputs accounted for ecotoxicity were all the pesticides applied. Although there are nutrients and

pesticides that remain in the farm, or get lost to air, we did not account for those outputs in the model. Therefore, all our results should be considered potential maximum values, not actual nutrients or pesticide losses.

Blue Water Footprint

The water footprint is a multidimensional indicator that allows the characterization of the volume of water used for the production of a good or service, considering the volume of fresh water consumed and contaminated in the process (Hoekstra et al., 2011). It is expressed in terms of $\text{m}^3 \text{ ton}^{-1}$, and can be subdivided in three types: blue water footprint (the consumption of surface and groundwater extracted - when it corresponds); green water footprint (the volume of rainwater that is consumed by the vegetation and does not become runoff); and grey water footprint (the volume of fresh water required to assimilate a load of pollutants). The calculation of the blue water footprint was chosen to specifically compare crops under the irrigation system, according to the following equation: blue water footprint ($\text{m}^3 \text{ ton}^{-1}$) = CWU/Y ; where: CWU is the Crop Water Use - based on the irrigation water applied, expressed in $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, and Y is the crop yield, expressed in ton ha^{-1} . The information on irrigated water applied and yields were obtained from the farm records (Table 2).

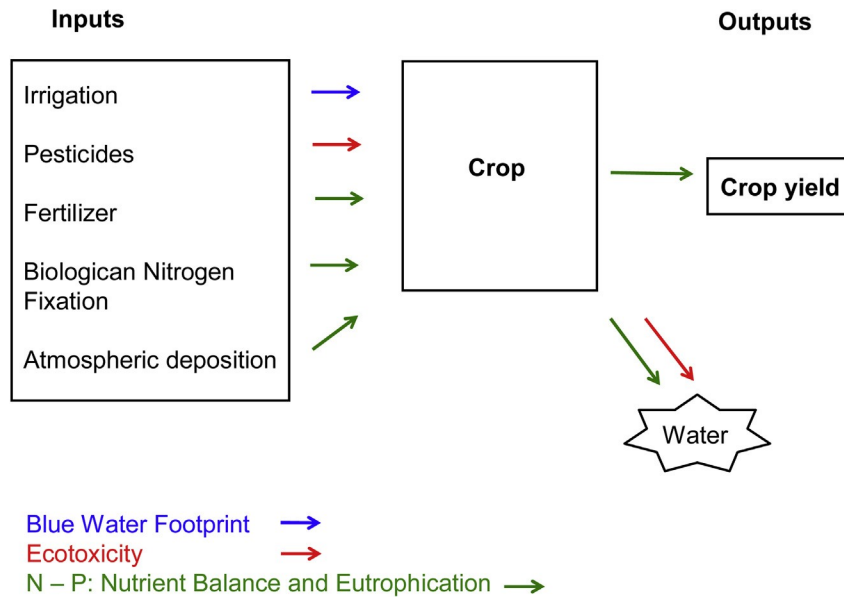


Fig. 2. Model representation of the production system, indicating inputs and outputs used for assessing the environmental impacts of crop production.

Ecotoxicity

The ecotoxicity potential for each crop in water was calculated according to the equation: $EP = \sum_i (S_i \times CF_i)$ where: EP is the ecotoxicity potential expressed in Comparative Toxic Units (CTUe), and was calculated for each type of pesticide (fungicides, insecticides, herbicides) per crop; S_i is the rate in kg ha^{-1} of pesticide i used in the crop (dose), multiplied by the amount of active ingredient present in the pesticide (kg); and CF_i is the characterization factor, defined as the potentially affected fraction (PAF) of species per cubic meter of water in a day and per unit mass of the compound or pollutant emitted ($\text{PAF m}^3 \text{ day kg}_{\text{emitted}}^{-1}$) (Rosenbaum et al., 2008). These characterization factors (Supplemental Table 1) were obtained by the Usetox methodology (www.usetox.org). This indicator depends only on the inputs used per unit of area and not on crop yields. We also calculated the ecotoxicity per kg of grain as $EPG (\text{CTUe kg}^{-1}) = EP (\text{CTUe ha}^{-1}) / \text{Yield} (\text{kg ha}^{-1})$.

Nutrient balance (N and P)

The nutrient balance analysis of the systems followed the methodology of

Koelsch and Lesoing (1999). We computed the nutrients excess (NE) of the system as the difference between nutrient inputs and outputs per unit of area. Values above 0 indicate nutrient excess suggesting contamination risk. The inputs included are: (i) the proportion of N or P of each fertilizer product used (based on the description of laguiasata.com) multiplied by the fertilizer dose (reported by the farmers) in kg ha^{-1} , (ii) the estimated N biological fixation (for soybean) as the 60% of the harvested N (Collino et al., 2015; Salvagioti et al., 2008) and (iii) the natural atmospheric N deposition in kg ha^{-1} (Carnelos et al., 2014). In the case of the outputs, we included the N and P harvested in the grain which were estimated based on 88% dry matter, 1.44% and 7.18% N, and 0.30% and 0.64% P for corn and soybean respectively (Fernández Mayer, 2014). We also calculated the nutrient excess per unit of grain as $\text{NEG (kg ha}^{-1}) = \text{NE (kg ha}^{-1}) / \text{Yield (kg ha}^{-1})$.

The fertilizers used in the crop rotations (and their N-P-K content) were Diammonium phosphate (18-46-0), Super concentrated nitrogen (7-40-5), Potassium phosphate (0-40-20), FanafosK nitrogen (6-30-0), Superphosphate (0-20/22-0), Urea (46-0-0), Sol UAN (32-0-0), Solmix 28 (28-0-0), Solmix 26 (26-0-0), Potassium chloride (0-0-60), and 0-33/34-0 +6S, 25-33-0, 2-25/25-25 +3S.

Eutrophication Potential

We calculated the aquatic eutrophication potential (AEP), which considers N and P losses from the system (Brentrup et al., 2004) and is computed as the amount of a toxic substance (i.e., the nutrient excess calculated in the previous section) multiplied by the characterization factor of the substance (Rosenbaum et al., 2008). The characterization factors of the N and P were obtained from the IMPACT 2002 + methodology (N: 0.10; P: 3.06, Jolliet et al., 2003). These characterization factors are expressed in $\text{kgPO}_4\text{-equivalents kg}^{-1}$ and the AEP in $\text{kgPO}_4\text{-equivalents}$. We calculated AEP both per unit of ha and per unit of grain. This indicator represents a potential value, whereas the actual eutrophication depends on additional factors such

as soil type, rainfall, evapotranspiration, runoff, among others, not included in this study.

Table 2

Averages of input (water, pesticides, N and P fertilizers) use and yields of crops (corn and soybean) evaluated for irrigated and rainfed systems from six farms in the western Littoral area of Uruguay. Farm codes correspond to Table 1. Summary of data provided by farmers.

Farm	Water system	Corn					Soy				
		Crop yield kg ha ⁻¹	Water use m ³ ha ⁻¹	Total Pesticides kg ha ⁻¹	Total N fertilizer kg ha ⁻¹	Total P fertilizer kg ha ⁻¹	Crop yield kg ha ⁻¹	Water use m ³ ha ⁻¹	Total Pesticides kg ha ⁻¹	Total N fertilizer kg ha ⁻¹	Total P fertilizer kg ha ⁻¹
A	Rainfed	–	–	–	–	–	2150	0	7.0	5	12
	Irrigated	7500	2400	8.5	120	24	2600	1600	4.6	4	11
B	Rainfed	5400	0	11.9	105	18	2500	0	10.2	0	7
	Irrigated	10,400	2300	12.2	171	26	3500	1850	10.2	0	12
C	Rainfed	5000	0	10.7	118	41	2957	0	17.7	30	15
	Irrigated	7000	1580	10.1	150	41	3613	790	17.7	30	15
D	Rainfed	–	–	–	–	–	1300	0	2.3	4	11
	Irrigated	7500	3200	9.7	145	48	3300	1350	8.7	8	21
E	Rainfed	8786	0	3.7	85	24	2872	0	5.6	0	22
	Irrigated	5596	210	5.6	87	11	4037	450	2.9	1	16
F	Rainfed	4605	0	5.3	121	12	3296	0	5.6	0	22
	Irrigated	8452	1680	5.7	83	22	3214	350	2.9	10	27

Data Analyses

Estimates for each environmental variable were computed for each individual crop in each crop rotation, both in rainfed and irrigated systems. We compared the impacts of the two crops of interest (corn vs soybean) and also, we compared the impacts of the two water management systems of interest (irrigated vs rainfed) for each crop. ANOVA and t-tests to compare between systems were conducted using two models. The first model considered crop (corn or soybean) and farm (1–6) as fixed effects. The second model considered water management system (irrigated or rainfed) and farm as fixed effects (analyses performed by crop). Because the data did not comply with the corresponding ANOVA assumptions (normality and homogeneity of variance) and sample size was small, an equivalent nonparametric method was applied (Kruskal-Wallis and Mann-Whitney). The InfoStat software was used for the statistical analysis (Di Rienzo et al., 2017).

In order to compare multiple environmental impacts, data were presented as an amoeba plot, showing standardized values for each environmental indicator computed for the crops under the irrigation and rainfed systems. The value of each system was divided by the maximum value obtained from

all systems to standardize each variable.

3.3. Results

Comparison of Irrigated vs Rainfed Systems

Crop yields were greater for irrigated vs rainfed systems on average (Table 3). As expected, blue water footprint was greater for irrigated systems vs rainfed (Table 3). Rainfed systems had a blue water footprint of zero because no water is extracted, while irrigated systems had a blue water footprint of $264 \pm 136 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$.

There were no differences between rainfed and irrigated systems for ecotoxicity both per hectare and per kg of grain (Table 3). There were no statistically significant differences in ecotoxicity between rainfed and irrigated systems. Based on Usetox methodology, insecticides had a greater ecotoxic effect ($3.2\text{E}+06 \text{ CTUe ha}^{-1}$) than herbicides ($7.3\text{E}+04 \text{ CTUe ha}^{-1}$), despite the lower doses applied (insecticides: 0.51 kg ha^{-1} ; herbicides: 6.83 kg ha^{-1}). The highest rates of pesticides applied corresponded to the herbicides, being Glyphosate and 2–4 D Amine the ones that topped the list for both crops. Herbicides comprised 90% of the total pesticides applied, nevertheless, insecticides were the ones that represented the greatest contribution of ecotoxic impact (99%) of the total. The most common active ingredients of the insecticides were: Imidacloprid, Lambdacihalotrina, Beta cyfluthrin, Tiametoxam, Triflumuron, Bifenthrin and Chlorpyrifos.

No differences were found for excess of nutrients or eutrophication potential between rainfed and irrigated systems (Table 3). Excess of N was greater than excess of P, but the eutrophication potential was greater for P.

Table 3

Mean (M) and standard deviation (SD) for yields and environmental indicators (blue water footprint, pesticide ecotoxicity, N and P balance, and N and P eutrophication potential) for corn and soybeans from irrigated and rainfed systems in six farms in the western Littoral area of Uruguay, and p-values for two model comparisons: comparing crops (corn vs soybean), and comparing rainfed vs irrigation systems for each crop. P-values < 0.05 are highlighted in bold. EP = Ecotoxicity Potential (per ha); EPG = Ecotoxicity Potential per unit of grain; AEP = Aquatic Eutrophication Potential.

	Corn				Soy				Corn vs Soy		Rainfed vs irrigated	
	Rainfed	Irrigated			Rainfed	Irrigated					Corn	Soy
	M	SD	M	SD	M	SD	M	SD	p-values			
Yield (ton ha ⁻¹)	5.9	1.7	7.9	1.8	2.5	0.7	3.4	0.4	< 0.01	0.20		0.01
Irrigation (m ³ ha ⁻¹)	0	0	1443	763	0	0	1177	600	0.88	0.03		< 0.01
Blue water footprint (m ³ ton ⁻¹)	0	0	171	77	0	0	357	196	0.66	0.03		< 0.01
Fungicides EP (10 ³ CTUe ha ⁻¹)	1.3	2.2	3.8	2.2	5.1	5.1	7.0	11.6	0.58	0.49		0.69
Insecticides EP (10 ⁶ CTUe ha ⁻¹)	1.8	2.8	1.8	2.8	3.8	3.0	5.4	2.9	0.02	0.97		0.51
Herbicides EP (10 ⁶ CTUe ha ⁻¹)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	< 0.01	0.74		0.44
Total EP (10 ⁶ CTUe ha ⁻¹)	1.9	2.8	1.9	2.8	3.9	3.0	5.4	2.8	0.02	0.89		0.52
Fungicides EPG (CTUe kg ⁻¹)	0.1	0.2	0.5	0.3	3.0	4.3	2.1	3.3	< 0.01	0.26		0.33
Insecticides EPG (CTUe kg ⁻¹)	358	568	250	405	1778	1370	1560	777	< 0.01	0.97		0.81
Herbicides EPG (CTUe kg ⁻¹)	22	23	19	13	8	19	7	16	0.04	> 0.99		0.15
Total EPG (CTUe kg ⁻¹)	380	563	270	398	1789	1362	1569	763	< 0.01	> 0.99		0.81
N Inputs (kg ha ⁻¹)	112	14	128	38	105	28	143	19	0.68	0.89		0.03
N Outputs (kg ha ⁻¹)	75	21	100	23	157	42	216	28	< 0.01	0.20		0.01
N Excess (kg ha ⁻¹)	48	18	38	20	52	18	73	15	0.04	0.49		0.10
N Excess (kg kg ⁻¹)	0.7	0.4	0.4	0.2	0.3	0.1	0.3	0.0	0.54	0.34		0.69
P Inputs (kg ha ⁻¹)	24	11	25	11	13	7	18	6	0.08	0.97		0.37
P Outputs (kg ha ⁻¹)	16	4	21	5	14	4	19	3	0.63	0.20		0.01
P Excess (kg ha ⁻¹)	8	11	7	9	5	3	6	3	0.22	0.97		0.15
P Excess (kg kg ⁻¹)	0.6	0.9	0.4	0.5	0.3	0.3	0.3	0.1	0.31	0.74		0.23
N AEP (kgPO _{4-eq} ha ⁻¹)	4.8	1.8	3.8	1.9	5.2	1.8	7.3	1.5	0.04	0.49		0.10
P AEP (kgPO _{4-eq} ha ⁻¹)	24.7	34.1	20.6	27.3	13.9	10.1	19.4	7.6	0.22	0.89		0.15
Total AEP (kgPO _{4-eq} ha ⁻¹)	29.4	34.8	24.3	28.9	19.1	10.5	26.8	7.8	0.19	0.69		0.15
N AEP (kgPO _{4-eq} kg ⁻¹)	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.44	0.40		0.90
P AEP (kgPO _{4-eq} kg ⁻¹)	1.8	2.6	1.1	1.5	1.0	0.9	1.1	0.4	0.31	0.63		0.23
Total AEP (kgPO _{4-eq} kg ⁻¹)	1.9	2.6	1.2	1.5	1.0	0.9	1.1	0.4	0.36	0.51		0.23
Number of cases	4		4		7		7					

Comparison of Corn vs Soybean Systems

No differences for the blue water footprint were found between the corn and soybean (Table 3). Soybeans had more than double the total ecotoxicity than corn expressed per unit of area (4.7 vs 1.9 E+6 CTUe ha⁻¹), and more than five times expressed per kg of grain (1679 vs 325 CTUe kg⁻¹). This was mainly explained by the greater ecotoxicity of insecticides in soybean, despite the fact that herbicide ecotoxicity was greater for corn (Table 3). The N excess per area was 50% greater in soybean than in corn, and no differences were found for P excess; no differences were found for total eutrophication potential for freshwater toxicity between crops (Table 3).

Environmental impacts per unit of area vs per unit of product

Standardized environmental indicators were calculated dividing each value by the maximum value of the indicator for all combinations of crops and water management systems for indicators per unit of land and per unit of product (Fig. 3). The environmental impacts calculated per ha and kg of grain show a similar pattern for corn systems, where nutrient impacts and

ecotoxicity are greater for rainfed systems (although no statistical differences were detected), and blue water footprint is significantly greater for irrigated systems (Fig. 3). In the soybean case, results differ when accounted per unit of land or unit of product. Values per ha show that rainfed systems have less impacts for all indicators than irrigated systems (although no statistical differences were detected). In contrast, values per kg of grain are similar for both water management systems for nutrients and ecotoxicity, but not for water footprint (where irrigated systems have more impact than rainfed, Fig. 3).

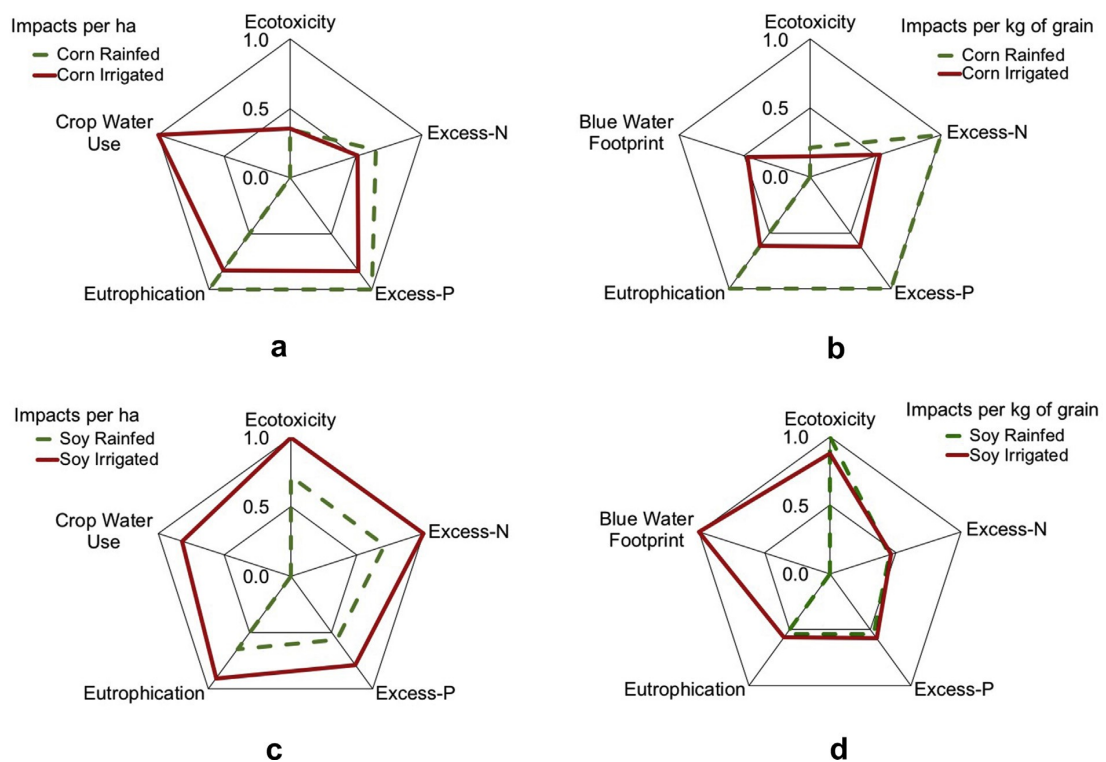


Fig. 3. Standardized environmental indicators for soybean and corn in irrigated and rainfed systems, presented per unit of land (ha) and per unit of grain (kg) analyzed in the western Littoral area of Uruguay. See Table 3 for statistical comparisons.

3.4. Discussion

Blue Water Footprint

The average blue water footprint of irrigated corn was $171 \pm 77 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$

(yield: $7.9 \pm 1.8 \text{ ton ha}^{-1}$) and for soybeans of $357 \pm 196 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ (yield: $3.4 \pm 0.4 \text{ ton ha}^{-1}$). This is consistent with the estimations of Mekonnen and Hoekstra (2011) who indicated that the higher the yield, the smaller the water footprint should be. Their study showed the world average blue water footprint (in the period 1996–2005) for corn was $294 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ (yield: 6.0 ton ha^{-1}) and $926 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ (yield: 2.5 ton ha^{-1}) for soybean. Our results of blue water footprint of irrigated systems are lower than the world averages. The difference between these crops has also been observed in Argentina but water footprint was greater for corn ($220 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ for corn vs $130 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ for soybean, Zarate et al., 2014). The low yields observed in our study for crops under irrigation could be associated with an inefficient use of water (Lankford, 2012). This could be enhanced by improving the management of the irrigation strategy, which would translate into an improvement of the use of water resources (Álvarez et al., 2016), for example, adjusting the water balance models (Giménez et al., 2016, 2017). Another possible explanation for the low yields observed is soil degradation due to continuous agricultural use that negatively impacts physical and chemical soil properties (Ernst et al., 2018).

Ecotoxicity

The lack of differences for ecotoxicity between irrigated and rainfed crops might be due to the similarity in pesticides rates used in both systems, but this does not mean a lack of ecotoxicological effect given that the type and combination of pesticides applied influence the ecotoxicity values (Nordborg et al., 2014; Yang and Suh, 2015). Indeed, pesticides and especially insecticides have serious impacts in human and ecosystem health (Juraske and Sanjuán, 2011). In this study, the ecotoxic effect of the insecticides was greater than the effect of herbicides, even though herbicides were applied in larger doses. At the same time, the ecotoxicity for soybean was higher than for corn, which has been documented in the region (Bennet, 2012).

Crops grown in Europe have often lower ecotoxicity effect than those grown

in North and South America, due to the fact that most toxic pesticides are banned in Europe (Nordborg, 2013). The active compounds present in the most prominent insecticides used in the farms analyzed here (Imidacloprid and Tiametoxam - chemical group: Neonicotinoides; Lambda cyhalothrin, Beta cyfluthrin, Deltamethrin and Bifenthrin: chemical group: Pyrethroids; Chlorpyrifos chemical group: Organophosphates; Triflumuron and Lufenuron - chemical group: Benzoylureas), have toxicity effects at different trophic levels, from algae, crustaceans, fish, bees, birds, to humans. Environmentally, they present different degree in soil's mobility, water solubility, persistence in the water's sediment and different degrees of bioaccumulation (Aparicio et al., 2015), thus, generating a long-term effect. Lambda cyhalothrin, for example, is classified according to the database of pesticides of the European Union as very high toxicity to aquatic organisms and harmful at long-time effects (Nordborg et al., 2017), and small doses generate large negative effects on the environment (Münze et al., 2015; Nordborg et al., 2014). Therefore, insecticides have major ecotoxic impacts (Bunzel et al., 2015; Räsänen et al., 2015). The insecticide thiamethoxam + lambda-cyhalothrin has one of the highest ecotoxic effects, although one of the active ingredients (Thiamethoxam) is not in the Usetox program and its effect could not be assessed in this study.

On the other hand, atrazine was one of the herbicides that presented the highest value of ecotoxic impact and one of the pesticides with the highest application rate. This herbicide was recently banned in Uruguay (Presidencia de la República, 2016). However, it may cause long-term adverse effects in the aquatic environment, because it is very persistent in water sediments, it has medium to high persistence in soil, and it has high to extreme mobility. Atrazine is classified as very toxic to aquatic organisms, given to it is an endocrine disruptor and has reproductive effects (Fleeger et al., 2003; Graymore et al., 2001; Rohr and McCoy, 2010). In another study that compared grey water footprint (an indicator of freshwater pollution) of crops in South America, Uruguay presented one of the highest values compared to

other countries in the region, and pesticides had higher grey water footprint than fertilizers (Carmona Vega, 2010).

Nutrient Balance

When N and P from fertilizers exceed crop requirements, their excess becomes a risk to the water quality in terms of eutrophication and changes in the trophic chain (Smith et al., 1999; van Wijnen et al., 2015; Withers and Eunice, 2002). The analyzed irrigation cases seem to have good agronomic management given the relationship between crop yield and nutrient inputs and therefore, the lack of differences in the excess of nutrients. Soybean requires a significant amount of nutrients to achieve adequate growth and yield, presenting superior nutrient requirements per kg produced than corn (García, 2004). Corn is a crop with high water requirement and has a high sensitivity to water stress, since droughts during the vegetative period can affect yield (Aparicio et al., 2002).

In addition, there is a relationship between water availability during the crop cycle and the fertilization's response (Villalobos González et al., 2016). The observed difference between yields (rainfed – irrigated: 1910 kg ha⁻¹) for corn was lower than previously reported yield differences for irrigated vs rainfed corn in Argentina, ranging from 2533 to 4164 kg ha⁻¹ (Aguiles et al., 2012; Ehrt et al., 2003; Pedrol et al., 2008). This could indicate that N use efficiency could be improved (Dobermann, 2007). The fertilizer inputs applied to corn under irrigation could be four times the fertilizer inputs in rainfed systems, but if not properly managed, these nutrients could be rapidly transported to water (Monteagudo et al., 2012). Furthermore, intense rainfall events play an important role in the transport of such nutrients (van Geer et al., 2016); heavy storms or intense rain events, can generate considerable losses of particulate P, associated to the soil erosion (Mohamadia and Kavian, 2015). The amount of dissolved P from fertilizers may be relatively large in the runoff generated during the first storm after application (Vadas et al., 2008). Therefore, improvements in N and P use

efficiency must be prioritized for conserving water quality (van Wijnen et al., 2015).

Eutrophication Potential

Phosphorus is the limiting nutrient in temperate freshwater lakes (Blomqvist et al., 2004) but nitrogen could be limiting primary production in intermediate latitudes (Fabre et al., 2010), so the excess of both nutrients must be considered to assess eutrophication potential. In Uruguay, P concentration for several rivers (e.g., Santa Lucia, de la Plata, Negro, and Uruguay) were higher than the current standard established in regulation (decree 253/79); and cyanobacteria blooms have also been reported (Kruk et al., 2013). The water quality is deteriorated in all the country, with many rivers being above the eutrophic limit (Chalar et al., 2013; Kruk et al., 2015; Rodríguez-Gallego et al., 2017).

The lack of the observed differences in eutrophication potential between irrigated and rainfed systems in our study could be related to the few cases included. Nevertheless, there was a trend between crops similar to the one reported in other studies in the region, where values of the total AEP for corn (1.12 E^{-03}) were higher than those of soybean (5.68 E^{-04}) (Franzese et al., 2013), as well as higher values for the AEP N for soybean (Austin et al., 2006). This trend was also observed for the grey water footprint in the region, where the corn had the highest values given the fact it is a heavily fertilized crop (Mekonnen et al., 2015; Zarate et al., 2014). On the other hand, Uruguay seem to have lower values for total AEP for soybean, comparing to countries like Brazil and Argentina (Gerald de Castanheira, 2014).

3.5. Conclusions

Our results support the hypothesis that the use of irrigation in agricultural systems resulted in greater productivity and blue water footprint than rainfed systems. However, there were no differences in nutrient balance,

eutrophication potential, or ecotoxicity because in the farms analyzed, the irrigated systems did not increase much the fertilizer or pesticide inputs compared to the rainfed systems.

Ecotoxicity was greater for soybean than for corn, given the greater use of insecticides in soybean. No significant differences were found in blue water footprint and eutrophication between corn and soybean systems in these farms.

Because our methodology was based on case studies from real farms, with data generated over different years, our results should be interpreted considering this limitation: they don't come from an experiment under controlled conditions. Climate variability across years, for instance, is a relevant variable that was not controlled in our study and may affect the results. This is one possible reason why we did not find many significant differences between systems.

According to the World Program for the Evaluation of Water Resources, Uruguay is classified as one of the best countries respect to the water quality and availability in Latin America (WWDR, 2016). Uruguay has been highlighted for its great productive potential due to its richness in water resources, however, the greatest challenge is the proper management of these resources. Given the prospects of increasing the production of food for export markets, and the current policies of promotion of irrigation, policy makers and society in general should carefully consider the trade-offs between productivity, water use, and water quality involved in the intensification of crop production based on irrigation technologies.

Acknowledgements

The authors wish to thank the farmers and advisors who contributed data on inputs and crop rotations: Santiago Arana, Juan Baroffio, Claudio García, Andrés Quincke, Oswaldo Ernst, Lucas Battro, Bernardo Böcking, Alvaro Otero, and Santiago Bandeira. We also thank Gervasio Piñeiro, Danilo Carnelos, Carolina Lizarralde, Fernando García, Carlos Perdomo, Luis

Giménez, and Peter Fantke for helping with information on various parameters used for estimations of environmental impacts. This work was supported by the Agencia Nacional de Investigación e Innovación – Uruguay through a PhD fellowship to E. Darré, and Comisión Sectorial de Investigación Científica (CSIC) - Universidad de la República, Uruguay (Udelar) grant to V. Picasso.

References

Abrahamo, R., Causapé, J., Moreno-Mateos, D., Comín, F., 2012. Nitrate and salt water contamination associated with the transition of an Agrarian basin into an irrigated area. *Water Environ. Res.* 84, 1–8.

Álvarez, A., Morábito, J.A., Schilardi, C., 2016. Huellas hídricas verde y azul del cultivo de maíz (*Zea mays*) en provincias del centro y noreste argentino. *Rev. FCA UNCuyo*. 48, 161–177.

Aparicio, V., Costa, J.L., Echeverría, H., Caviglia, O., 2002. Evaluación de propiedades edáficas y crecimiento del maíz bajo diferentes sistemas de labranza en cuatro sitios del sudeste bonaerense. *RIA* 31, 55–71.

Aparicio, V., De Jerónimo, E., Hernández Guijarro, K., Pérez, D., Portocarrero, R., Vidal, C., 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. *RIA*, pp. 73.

Aquiles, A., Martellotto, E., Giubergia, J.P., Álvarez, C., Bocardo, M., Severina, I., Arce, A., 2012. Resultados de 17 años de experiencia en el módulo de riego de INTA Manfredi – Córdoba. 3ª Reunión Internacional de Riego. INTA Manfredi, pp. 159.

Austin, A.T., Piñeiro, G., Gonzalez-Polo, M., 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *BioGeoChem* 79, 45–60.

Bennet, S.M.P., 2012. Ecotoxicity in LCA – a Review of Methods and an Assessment of the Ecotoxic Impact of Pesticide Use in Swedish Winter Wheat and Brazilian Soybean Production. Master of Science Thesis. pp. 72.

Blomqvist, S., Gunnars, A., Elmgren, R., 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnol. Oceanogr.* 49, 2236–2241.

Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Eur. J. Agron.* 20, 247–264.

Brown, I., Harris, S., 2005. Environmental, Economic and Social Impacts of Irrigation in the Mackenzie Basin. pp. 30.
<http://www.mfe.govt.nz/sites/default/files/media/Fresh%20water/Environmental%20C%20economic%20and%20social%20impacts%20of%20irrigation%20in%20the%20Mackenzie%20Basin.pdf>.

Bunzel, K., Schäfer, R.B., Thrän, D., Kattwinkel, M., 2015. Pesticide runoff from energy crops: a threat to aquatic invertebrates? *Sci. Total Environ.* 537, 187–196.

Carmona Vega, L., 2010. Estimación de la huella gris de la agricultura teniendo en cuenta el efecto de fertilizantes y pesticidas. Tesina D'Especialitat, pp. 141.

Carnelos, D.A., Michel, C.L., Portela, S., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., Di Bella, C., Panario, D., Fagúndez, C., Grion, L.C., Carreño, L., Piñeiro, G., 2014. Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en

Argentina y Uruguay. Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología. pp. 2.

Castaño, J.P., Ginénez, A., Ceroni, M., Furest, J., Aunchayna, R., 2011. Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009. INIA 193, 40.

Chalar, G., Delbenea, L., González-Bergonzoni, I., Arocena, R., 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24, 582–588.

Clark, M., Tilman, D., 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environ. Res. Lett.* 12, 1–12.

Collino, D.J., Salvagiotti, F., Peticari, A., Piccinetti, C., Ovando, G., Urquiaga, S., Racca, R.W., 2015. Biological nitrogen fixation in soybean in Argentina: relationships with crop, soil, and meteorological factors. *Plant Soil* 392, 239–252.

Conde, D., Arocena, R., Rodríguez-Gallego, L., 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes, algunas problemáticas y desafíos para la gestión. *AMBIO*. III 5–9, 32–33 y IV.

De León, L., Delgado, S., 2012. Proyecto de Desarrollo de Capacidades para el Uso Seguro de Aguas Servidas en Agricultura. Producción de Aguas Servidas, Tratamiento y Uso en Uruguay. http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/378/mod_page/content/148/URUGUAY_wastewater%20production%20treatment%20and%20use.pdf.

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2017. InfoStat Versión. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. www.infostat.com.ar.

Díaz, I., 2013. Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrogeográficas del departamento de Canelones (Uruguay). Tesis de Maestría. pp. 89.

Dobermann, A., 2007. Nutrient use efficiency – measurement and management. IFA 1, 1–28.

Dogliotti, S., Rossing, W.A.H., van Ittersum, M.K., 2004. Systematic design and evaluation of crop rotations enhancing soil conservation, soil fertility and farm income: a case study for vegetable farms in South Uruguay. *Agric. Syst.* 80, 277–302.

Dourado Hernández, T.A., Bof Bufon, V., Seabra, J.E.A., 2013. Water Footprint of Biofuels in Brazil: Assessing Regional Differences. *Chem. Ind. and John Wiley & Sons, Ltd*, pp. 12.

Ehrt, B.A., Grattone, F., Amigorena, M., 2003. Evaluación de la respuesta a fósforo de los cultivos estivales: maíz, girasol y soja. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, pp. 17.

Ernst, O.R., Dogliotti, S., Cadenazzi, M., Kemanian, A.R., 2018. Shifting crop-pasture rotations to no-till annual cropping reduces soil quality and wheat yield. *Field Crop. Res.* 217, 180–187.

Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Pergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J.G., Aubriot, L., Bonilla, S., Kruk, C., 2010. El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la

presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. *Pan Am. J. Aquat. Sci.* 5, 112–125.

Failde, A., Peixoto, C., Estol, E., Preve, A., 2013. Estudio sobre riego agropecuario en Uruguay. In: Rosas, J.F., Ackermann, M.N., Buonomo, M. (Eds.), 2014. 3^{er} Seminario Internacional Riego en cultivos y pasturas, pp. 140.

FAO, 2011. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture. Managing Systems at Risk. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome and Earthscan, London, pp. 308.

Fernández Mayer, C.A., 2014. Transformación de subproductos y residuos de agroindustria de cultivos templados, subtropicales y tropicales en carne y leche bovina. INTA, pp. 200.

Fleeger, J.W., Carman, K.R., Nisbet, R.M., 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sci. Total Environ.* 317, 207–233.

Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342.

Franzese, P.P., Cavalett, O., Häyhä, T., D'Angelo, S., 2013. Integrated Environmental Assessment of Agricultural and Farming Production Systems in the Toledo River Basin (Brazil). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, pp. 75.

García, F.O., 2004. Soja: Criterios para la fertilización del cultivo. pp. 13. https://www.researchgate.net/profile/Fernando_Garcia27/publication/22868

6447_Soja_Criterios_para_la_fertilizacion_del_cultivo/links/00b7d535013018dbc8000000.pdf.

García Petillo, M., 2012. Conceptos básicos para el diseño y manejo del riego. Riego en cultivos y pasturas. Segundo Seminario Internacional, Salto-Uruguay, pp. 25–32.

Geraldes Castanheira, É., 2014. Environmental Sustainability Assessment of Soybean and Palm Biodiesel Systems: a Life-cycle Approach. PhD Thesis. pp. 198.

Giménez, L., Petillo, M.G., Paredes, P., Pereira, L.S., 2016. Predicting maize transpiration, water use and productivity for developing improved supplemental irrigation schedules in western Uruguay to cope with climate variability. *Water* 8, 22. <https://pdfs.semanticscholar.org/3bdd/7d268f6a11ccdce057b120d4ce2f59cc5656.pdf>.

Giménez, L., Paredes, P., Pereira, L.S., 2017. Water use and yield of soybean under various irrigation regimes and severe water stress. Application of AquaCrop and SIMDualKc models. *Water* 9, 18. <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/13846/1/REP-LEAF-water-09-00393-v3.pdf>.

Giménez, L., 2017. Respuesta del maíz y la soja a diferentes disponibilidades hídricas en distintas etapas de desarrollo. *Agrociencia* 21, 77–90.

Graymore, M., Stagnitti, F., Allinson, G., 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Int.* 26, 483-495.

Hoekstra, A.Y., Chapagain, A.K., Aldaya, M.M., Mekonnen, M.M., 2011. The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard. pp. 228 London and Washington DC.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., Rosenbaum, R., 2003. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8, 324–330.

Jolliet, O., Frischknecht, R., Bare, J., Boulay, A.-M., Bulle, C., Fantke, P., Gheewala, S., Hauschild, M., Itsubo, N., Margni, M., McKone, T.E., Mila, L., Mila, C., Postuma, L., Prado-Lopez, V., Ridoutt, B., Sonnemann, G., Rosenbaum, R.K., Seager, T., Struijs, J., van Zelm, R., Vigon, B., Weisbrod, A., 2014. Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: findings of the scoping phase. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 962–967.

Juraske, R., Sanjuán, N., 2011. Life cycle toxicity assessment of pesticides used in integrated and organic production of oranges in the Comunidad Valenciana, Spain. *Chemosphere* 82, 956–962.

Koelsch, R., Lesoing, G., 1999. Nutrient balance on Nebraska livestock confinement systems. *J. Anim. Sci.* 77, 63–71.

Kounina, A., Margni, M., Bayart, J.B., Boulay, A.M., Berger, M., Bulle, C., Frischknecht, R., Koehler, A., Milà i Canals, L., Motoshita, M., Núñez, M., Peters, G., Pfister, S., Ridoutt, B., van Zelm, R., Verones, F., Humbert, S., 2013. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 707–721.

Kruk, C., Suárez, C., Ríos, M., Zaldúa, N., Martino, D., 2013. Análisis Calidad de Agua en Uruguay. <http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2013/09/informeaguafinalcm1.pdf>.

Kruk, C., Segura, A., Nogueira, L., Carballo, C., Martínez de la Escalera, G., Calliari, D., Ferrari, G., Simoens, M., Cea, J., Alcántara, I., Vico, P., Míguez, D., Piccini, C., 2015. Monitoring tools and early warning system for harmful cyanobacterial blooms: Río Uruguay and Río de la Plata. *Innotec* 10, 23–39.

Lankford, B., 2012. Fictions, fractions, factorials and fractures; on the framing of irrigation efficiency. *Agric. Water Manag.* 108, 27–38.

Martínez, F. de J., Ojeda, D.L., 2011. El exceso de nitratos: un problema actual en la agricultura. Facultad de Ciencias Agrotecnológicas-Universidad Autónoma de Chihuahua, *Aventuras del Pensamiento*, pp. 11–16.

Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 1577–1600.

Mekonnen, M.M., Pahlow, M., Aldaya, M.M., Zarate, E., Hoekstra, A.Y., 2015. Sustainability, efficiency and equitability of water consumption and pollution in Latin America and the caribbean. *Sustainability* 7, 2086–2112.

Mello de Carvalho, L., 2013. Distribución espacial de metales pesados en la Cuenca del Arrollo Carrasco y su relación con los usos de la cuenca asociada. Tesis de Maestría. pp. 142.

MGAP-DIEA, 2016. Anuario estadístico agropecuario. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. República Oriental del Uruguay. Estadísticas Agropecuarias DIEA 10.

Mohamadia, M.A., Kavian, A., 2015. Effects of rainfall patterns on runoff and soil erosion in field plots. ISWCR 3, 273–281.

Monteagudo, L., Moreno, J.L., Picazo, F., 2012. River eutrophication: irrigated vs. non- irrigated agriculture through different spatial scales. Water Res. 46, 2759–2771.

Münze, R., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Kaske, O., Beketov, M.A., Hundt, M., Bauer, C., Schüürmann, G., Möder, M., Liess, M., 2015. Pesticide impact on aquatic invertebrates identified with Chemcatcher passive samplers and the SPEARpesticides index. Sci. Total Environ. 537, 69–80.

Nordborg, M., 2013. Pesticide use and Freshwater Ecotoxic Impacts in Biofuel Feedstock Production: a Comparison between Maize, Rapeseed, Salix, Soybean, Sugarcane and Wheat. Master of Science Thesis. pp. 162.

Nordborg, M., Cederberg, Ch., Berndes, G., 2014. Modeling potential freshwater eco- toxicity impacts due to pesticide use in biofuel feedstock production: the cases of maize, rapeseed, salix, soybean, sugar cane, and wheat. Environ. Sci. Technol. 48, 11379–11388.

Nordborg, M., Davis, J., Cederberg, Ch., Woodhouse, A., 2017. Freshwater ecotoxicity impacts from pesticide use in animal and vegetable foods produced in Sweden. Sci. Total Environ. 448–459.

Pedrol, H.M., Castellarín, J.M., Ferraguti, F., Rosso, O., 2008. Respuesta a la fertilización nitrogenada y eficiencia en el uso del agua en el cultivo de maíz según nivel hídrico. Inf. Agronómicas del Cono Sur. 40, 17–20.

Picasso, V.D., Modernel, P.D., Becoña, G., Salvo, L., Gutiérrez, L., Astigarraga, L., 2014. Sustainability of meat production beyond carbon

footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Sci.* 98, 346–354.

Presidencia de la República – Uruguay, 2016. <https://www.presidencia.gub.uy/comunicacion/comunicacionnoticias/mgap-prohibicion-insecticidas-herbicidas>.

Räsänen, K., Mattila, T., Porvari, P., Kurppa, S., Tiilikkala, K., 2015. Estimating the development of ecotoxicological pressure on water systems from pesticides in Finland 2000-2011. *J. Clean. Prod.* 89, 65–77.

Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E., Conde, D., 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 188, 116–126.

Rohr, J., McCoy, K.A., 2010. A qualitative meta-analysis reveals consistent effects of atrazine on freshwater fish and Amphibians. *Environ. Health Perspect.* 118, 20–32.

Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Swirsky Gold, L., 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., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 532–546.

Salvagiotti, F., Cassman, K.G., Specht, J.E., Walters, D.T., Weiss, A., Dobermann, A., 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: a review. *Field Crop. Res.* 108, 1–13.

Sawchik, J., 2012. Necesidades de Riego en Cultivos y Pasturas. En: Riego en cultivos y pasturas. In: 2^{do} seminario internacional, Salto – Uruguay, pp. 124. <http://www.grupodesarrolloriego.uy/documentos-del-gdr/>.

Schultink, G., 2000. Critical environmental indicators: performance indices and assessment models for sustainable rural development planning. *Ecol. Model.* 130, 47–58.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 100, 179–196.

Uruguay XXI, 2016. Investments Opportunities. Agribusiness. <http://www.uruguayxxi.gub.uy/informacion/wp-content/uploads/sites/9/2017/05/Agribusiness-Report-December-2016-Uruguay-XXI.pdf>.

van Geer, F.C., Kronvang, B., Broers, H.P., 2016. High-resolution monitoring of nutrients in groundwater and surface waters: process understanding, quantification of loads and concentrations, and management applications. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 20, 3619–3629.

van Wijnen, J., Ivens, W.P.M.F., Kroeze, C., Löhr, A.J., 2015. Coastal eutrophication in Europe caused by production of energy crops. *Sci. Total Environ.* 511, 101–111.

Vadas, P.A., Owens, L.B., Sharpley, A.N., 2008. An empirical model for dissolved phosphorus in runoff from surface-applied fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.* 127, 59–65.

Villalobos González, A., López Castañeda, C., López Hernández, M.B., Medina Méndez, J., 2016. Déficit hídrico y fertilización nitrogenada en maíz. *Innovación Tecnológica para la Seguridad Alimentaria*. pp. 565. https://www.researchgate.net/publication/310671449_INNOVACION_TECNOLOGICA_PARA_LA_SEGURIDAD_ALIMENTARIA#page=27.

WHO, 2010. The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification. 81 pp.

Withers, P.J.A., Eunice, I.L., 2002. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. *Sci. Total Environ.* 282, 9-24.

WWDR, 2015. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015. Agua para un mundo sostenible. <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/>.

WWDR, 2016. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2016. Agua y Empleo. <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002441/244103s.pdf>.

Xiao-Tang, J., Guang-Xi, X., Xin-Ping, C., Shao-Lin, Z., Li-Juan, Z., Xue-Jun, L., Zhen-Ling, C., Bin, Y., Peter, C., Zhao-Liang, Z., Fu-Suo, Z., 2009. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems. *Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am.* 106, 3041–3046.

Yang, Y., Suh, S., 2015. Changes in environmental impacts of major crops in the US. *Environ. Res. Lett.* 10, 094016.

Zarate, E., Aldaya, M., Chico, D., Pahlow, M., Flachsbarth, I., Franco, G., Zhang, G., Garrido, A., Kuroiwa, J., Pascale-Palhares, J.C., Arévalo, D., 2014. Water and agri- culture. In: Willaarts, B.A., Garrido, A., Llamas, M.R. (Eds.), Water for Food and Wellbeing in Latin America and the Caribbean. Social and Environmental Implications for a Globalized Economy. Routledge, Oxon and New York, pp. 177–212.

Appendix

Appendix 1 Ecotoxicity information of the agrochemicals used in the crops of the six farms analyzed. Toxicity scale according to the World Health Organization (WHO, 2010). Trade name, active ingredient and percentage in grams per liter of the product were obtained according to the product label from the Guia SATA (www.laguiasata.com); and the characterization factor (CF) of each, expressed as comparative toxicological units (CTUe), from the usetox methodology (www.usetox.org)

Agrochemicals	Toxicity Scale	Trade name	Active principle	[PA] % g/l	CF _{i,j} (CTUe)
Fungicides	Class IV	Soldier	Tebuconazole (N-[5-chloro-2-(4-methylpiperazin-1-yl)phenyl]cyclobutanecarboxamide)	25	6,83E+04
	Class III	C+T+ Metalaxyl			
		Carbendazim	methyl 1H-benzimidazol-2-ylcarbamate	10	7,41E+05
		Thiram	tetramethylthioperoxydicarbonic diamide	10	5,81E+05
		Metalaxyl	methyl N-(2,6-dimethylphenyl)-N-(methoxyacetyl)-DL-alaninate	35	9,58E+01
	Class III	Stinger			
		Picoxystrobin	metil (E)-2-[2-(6-trifluorometilpiridin-2-yloxy)metil]-fenil]-3- metoxyacrilato	20	6,73E+02
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	8	4,57E+03
	Class III	Amistar Xtra			
		Azoxystrobin	methyl (E)-2-[2-(6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy)phenyl]-3-methoxyacrylate	25	7,31E+04
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	10	4,57E+03
	Class	Avatar			

Insecticidas	Class III	Azoxystrobin	methyl (E)-2-{2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]phenyl}-3-methoxyacrylate	18,2	7,31E+04
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	7,3	4,57E+03
	Class III	Apron Maxx			
		Fludioxonil	4-(2,2-difluoro-1,3-benzodioxol-4-yl)-1H-pirrol-3-carbonitrilo	25	1,01E+05
		Metalaxyl-M	N-(2,6-dimetilfenil)-N-(2'-metoxiacetil)-D-alanina metil ester	10	2,16E+03
	Class III	Sphere Max			
		Trifloxyistrobin	éster metílico ácido (E,E)-metoxyimino{2-[1-(3-trifluorometilfenil)-etilideneaminooxymetil]fenil}-acético	37,5	2,06E+01
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	16	4,57E+03
	Class III	Abacus			
		Pyraclostrobin	N-metoxi carbamato: metil N-{2-[1-(4-clorofenil)-1H-pirazol-3-il]oximetil]fenil	62,5	0,00E+00
		Epoxiconazole	(2RS,3SR)-1-[3-(2-chlorophenyl)-2,3-epoxy-2-(4-fluorophenyl)propyl]-1H-1,2,4-triazole	62,5	2,30E+04
	Class III	Stigmar xtra			
		Azoxystrobin	methyl (E)-2-{2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]phenyl}-3-methoxyacrylate	25	7,31E+04
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	10	4,57E+03
	Class III	Reflect Xtra			
	Class II	Isopyrazam	3-(Difluoromethyl)-1-methyl-N-[1,2,3,4-tetrahydro-9-(1-methylethyl)-1,4-methanonaphthalen-5-yl]-1H-pyrazole-4-carboxamide	12,5	.-
		Azoxystrobin	methyl (E)-2-{2-[6-(2-cyanophenoxy)pyrimidin-4-yloxy]phenyl}-3-methoxyacrylate	20	7,31E+04
	Class II	Song - Opera			
		Tebuconazole	(RS)- 1-(4-Chlorophenyl)- 4,4-dimethyl-3-(1H, 1,2,4-triazol-1-ylmethyl)pentan- 3-ol	25	6,83E+04
	Class I	Escolta			
		Trifloxyistrobin	éster metílico ácido (E,E)-metoxyimino{2-[1-(3-trifluorometilfenil)-etilideneaminooxymetil]fenil}-acético	37,5	2,06E+01
		Cyproconazole	2-(4-clorofenil)-3-ciclopropil-1,1-(1H-1,2,4-triazol-1-il)butan 2-ol	16	4,57E+03
Insecticidas	Class IV	Invicto			
		Imidacloprid	1-(6-cloro 6-4-piridinil-metil)-N-nitroimidazolidin-2-ilideneamina	28	3,14E+03

	Lambda cyhalothrin	3-(2-cloro-3,3,3 – trifluoro prop-1-enil)-2,2- dimetil Ciclopropanocarboxilato dea- ciano-3- denoxibencilo	4	1,39E+08
Class III	Sumo			
	Chlorantraniliprole	3-bromo-4'-chloro-1-(3-chloro-2-pyridyl)-2'-methyl-6'-(methylcarbamoil)pyrazole-5-carboxanilide	20	3,27E+04
Class III	Triflumuron	1-(2-chlorobenzoyl)-3-(4-trifluoromethoxyphenyl)urea	48	8,86E+06
Class III	Rhino			
	Chlorothalonil	2,4,5,6-Tetrachlorobenzene-1,3-dicarbonitrile	72	1,15E+06
Class III	Equs			
	Thiamethoxam	3-(2-cloro-tiazol-5-ilmetil)-5-metil-(1,3,5)oxadiazinan-4-iliden-nitroamina	11	.-
	Deltamethrin	(S)-cyano(3-phenoxyphenyl)methyl (1R,3R)-3-(2,2-dibromoethenyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	5	2,48E+06
Class III	NION 48 SC	Triflumuron 1-(2-chlorobenzoyl)-3-(4-trifluoromethoxyphenyl)urea	48	8,86E+06
Class III	Belt	Flubendiamide (3-iodo-N´-(2-mesyl-1,1-dimethylethyl)-N-(4-(1,2,2,2-tetrafluoro-1-(trifluoromethyl)ethyl)-o-tolyl) phtalamide)	39	.-
Class III	Fullback 480 SC	Triflumuron 1-(2-chlorobenzoyl)-3-(4-trifluoromethoxyphenyl)urea	48	8,86E+06
Class II	Connect	Imidacloprid Curasem (1-(6-cloro 6-4-piridinil-metil)-N-nitroimidazolidin-2-ilideneamina)	10	3,14E+03
		Beta cyfluthrin: ciano (4 – fluoro – 3 – fenoxifenil) – metil – 3 – (2,2 – dicloroetenil) – 2,2 – dimetil – ciclopropanocarboxilato	1,25	4,90E+08
Class II	Curyom 550 EC	Lufenuron (N-[2,5-dicloro-4(1,1,2,3,3,3-hexafluoro-propoxi)-fenilaminocarbonil]-2,6-difluoro benzamida) USEtox: 1,1,1,3,3,3-HEXAFLUOROPROPAN-2-OL	5	4,62E+01
		Profenofos (0-(4-bromo-2-cloro-fenil)0-etil-S-n-propil tiofosfato)	50	1,62E+07
Class II	Conclusion	BIFENTHRIN (2-methylbiphenyl-3-ylmethyl-(Z)-(1RS,3RS)-3-(2-chloro-3,3,3-trifl uoroprop-1-enyl)-2,2-dimethylcyclopropane carboxylate)	2,9	6,61E+06
		Imidacloprid Curasem (1-(6-cloro 6-4-piridinil-metil)-N-nitroimidazolidin-2-ilideneamina)	9,5	3,14E+03
Class II	Capture 400 EC	BIFENTHRIN (2-methylbiphenyl-3-ylmethyl-(Z)-(1RS,3RS)-3-(2-chloro-3,3,3-trifl uoroprop-1-enyl)-2,2-dimethylcyclopropane carboxylate)	40	6,61E+06

	Class II	Chlorpyrifos	O,O-diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate	48	7,26E+05
	Class II	Engeo			
		Lambda cyhalothrin	3-(2-cloro-3,3,3 – trifluoro prop-1-enil)-2,2- dimetil Ciclopropanocarboxilato dea- ciano-3- denoxibencilo	10,6	1,39E+08
		Thiamethoxam	3-(2-cloro-tiazol-5-ilmetil)-5-metil-(1,3,5)oxadiazinan-4-iliden-nitroamina	14,1	.-
	Class II	Imidacloprid+Pyrethroid	[(E)-1-(6-chloro-3-pyridylmethyl)-N-nitroimidazolidin-2-ylideneamine] + [R]-a-cyano-4-fluoro-3-phenoxybenzyl (1S,3S)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate y (S)-a-cyano-4-fluoro-3-phenoxybenzyl (1R,3R)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethy	112,5	4,90E+08
	Class II	Uppercut			
		Thiamethoxam	3-(2-cloro-tiazol-5-ilmetil)-5-metil-(1,3,5)oxadiazinan-4-iliden-nitroamina	14,1	.-
		Lambda cyhalothrin	3-(2-cloro-3,3,3 – trifluoro prop-1-enil)-2,2- dimetil Ciclopropanocarboxilato dea- ciano-3- denoxibencilo	10,6	1,39E+08
	Class II	Gaucho 60 FS			
		Imidacloprid	1-(6-cloro 6-4-piridinil-metil)-N-nitroimidazolidin-2-ilideneamina (2-methyl[1,1'-biphenyl]-3-yl)methyl (1R,3R)-rel-3-[(1Z)-2-chloro-3,3,3-trifluoro-1-propenyl]-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	60	3,14E+03
	Class II	Bifenthrin		10	6,61E+06
	Class I	Solomon			
		Imidacloprid	1-(6-cloro 6-4-piridinil-metil)-N-nitroimidazolidin-2-ilideneamina	21	3,14E+03
		Beta cyfluthrin	ciano (4-fluoro-3-fenoxifenil)-metil-3-(2,2-dicloroetenil)-2,2-dimetil-ciclopropanocarboxilato	9	4,90E+08
Herbicidas	Class IV	Tronador Xtra			
		Potassium salt of aminopyralid	sal potásica del ácido 4-amino-3,6-dichloropiridin-2-carboxílico	44,4	1,09E+03
		Metsulfuron methyl	methyl 2 (4-methoxy-6-methyl-1,3,5-triazin-2-ylcarbamoilsulfamoyl) benzoate	30	2,14E+04
	Class IV	Chlorimuron	(2-[[[(4-cloro-6-metoxipirimidin-2-il)amino]carbonil]amino]sulfonil]benzoato)	75	.-
	Class IV	Starane Xtra			
		Fluroxypyr-Meptyl	ester 1-metilheptil del ácido fluroxypyr (4-amino-3,5-dicloro-6-fluoro-2-piridiloxiacético)	48	7,73E+04
	Class III	Flumetsulam	2,6-difluoro-5-methyl[1,2,4]triazolo[1,5-a]pyrimidine-2-sulfonanilide	80	3,12E+04

Class III	Glyphosate Dimethylamine salt	N-(fosfonometil glicina)	48	3,21E+02
Class III	Ammonium Glyphosate	trimethylsulfonium N-[(hydroxyphosphinato)methyl]glycine	68	3,21E+02
Class III	Potassium Glyphosate	sal potásica de N-(fosfonometil)glicina	58,8	3,21E+02
Class III	Lontrel			
	Monoethanolamine salt of clopyralid	ácido 3,6-dicloropiridino-2-carboxílico	47,5	9,12E+02
Class III	Dual Gold			
	S-Metolachlor	(RS)-2-Chloro-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)-N-(1-methoxypropan-2-yl)acetamide	96	1,15E+05
Class III	Atrazine 90	6-chloro-N2-ethyl-N4-isopropyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine	90	8,77E+04
Class III	Spider			
	Diclosulam	N-(2,6-dichlorophenyl)-5-ethoxy-7-fluoro[1,2,4]triazolo[1,5-c]pyrimidine-2-sulfonamide	84	-
Class III	Picloram	4-amino-3,5,6-trichloropyridine-2-carboxylic acid or 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid	24	3,20E+03
Class III	Clopyralid	3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid or 3,6-dichloropicolinic acid	36	9,12E+02
Class III	Diclosulam	N-(2,6-dichlorophenyl)-5-ethoxy-7-fluoro[1,2,4]triazolo[1,5-c]pyrimidine-2-sulfonamide	84	-
Class III	Merit			
	Pyroxsulam	N-(5,7-dimethoxy[1,2,4]triazolo[1,5-a]pyrimidin-2-yl)-2-methoxy-4-(trifluoromethyl)-3-pyridinesulfonamide	45	-
	Cloquintocet-mexyl	1-methylhexyl [(5-chloro-8-quinolinyl)oxy]acetate	90	1,04E+04
Class III	Axial			
	Pinoxaden	8-(2,6-diethyl-4-methylphenyl)-1,2,4,5-tetrahydro-7-oxo-7H-pyrazolo[1,2-d][1,4,5]oxadiazepin-9-yl 2,2-imethylpropanoate	50	-
	Cloquintocet-mexyl	1-methylhexyl [(5-chloro-8-quinolinyl)oxy]acetate	12,5	1,04E+04
Class III	Dicamba	sal dimetilamina del ácido 2-metoxi 3,6 diclorobenzoico	57,71	1,89E+03
Class III	Clomazone	2-(2-Chlorophenyl)methyl-4,4-dimethyl-3-isoxazolidinone	31,1	7,80E+03
Class III	Propanil	N-(3,4-dichlorophenyl)propanamide	48	4,15E+05
Class III	Bispyribac	sodium 2,6-bis (4,6-dimethoxypyrimidin-2-yloxy) benzoate	40	4,68E+03
Class III	Quinclorac	ácido 3,7 dicloroquinoline-8-carboxílico	35	3,73E+03
Class III	Check Gold	trimethylsulfonium N-[(hydroxyphosphinato)methyl]glycine	68	3,21E+02

Class III	Tordon	sal potásica de picloram [ácido-4-amino-3,5,6 tricloropicolínico]	27,7	3,20E+03
Class III	Banvel			
	Dicamba	sal dimetilamina del ácido 2-metoxi 3,6 diclorobenzoico	40	1,89E+03
Class III	Glifoweed Platinum			
	Glyphosate Dimethylamine salt	N-(fosfonometil glicina)	61	3,21E+02
Class III	Star WG	trimethylsulfonium N-[(hydroxyphosphinato)methyl]glycine	68	3,21E+02
Class III	Gliserb SUN			
	Glyphosate Dimethylamine salt	N-(fosfonometil glicina)	68	3,21E+02
Class III	RoundUp Ultramax	Glifosato (sal monoamónica de la N-fosfonometil glicina)	74,7	3,21E+02
Class III	Verdict HL			
	haloxyfop-R-metil éster	R-(+)-metil 2-(4-((3-cloro-5-(trifluorometil) -2-piridinil) oxi) fenoxi) propanoato	54	1,16E+04
Class III	Haloxifop-P-Metil 108 EC Rainbow	Haloxifop-methyl (methyl (R)-2-{4-[3-chloro-5-(trifluoromethyl)-2-pyridyloxy]phenoxy}propionate) En usetox: HALOXYFOP-ETOTYL	10,8	1,16E+04
Class III	Chana Plus	Acetochlor (2-chloro-N-ethoxymethyl-6'-ethylacet-o-toluidide)	84	6,78E+04
		Azaspiro (8-azaspiro[4.5]decane)	4,2	.-
Class III	Harness	Acetochlor (2-cloro-N-(etoximetil)-N-(2-etil-6-metilfenil)-acetamida)	90	6,78E+04
Class III	Clethomax			
	Clethodim	2-[(E)-1-[(E)-3-chloroallyloxyimino]propyl]-5-[2-(ethylthio)propyl]-3-hydroxycyclohex-2-enone	24	3,29E+03
Class III	Tordon			
	Picloram	4-amino-3,5,6-trichloropyridine-2-carboxylic acid or 4-amino-3,5,6-trichloropicolinic acid	65	3,20E+03
	2.4 d Amine	sal dimetilamina del ácido 2,4 diclorofenoxiacético	24	8,60E+02
Class III	Surestart			
	Acetochlor	2-chloro-2'-methyl-6'-ethyl-N-ethoxymethylacetanilide	41,7	6,78E+04
	Flumetsulam	2,6-difluoro-5-methyl[1,2,4]triazolo[1,5-a]pyrimidine-2-sulfonanilide	1,3	3,12E+04
	Clopyralid	3,6-dichloropyridine-2-carboxylic acid or 3,6-dichloropicolinic acid	3,24	9,12E+02
	Dichlormid	2,2-dichloro-N,N-di(prop-2-en-1-yl)acetamide	3,47	1,62E+02
	Texaro			
Not listed WHO	Arylex	halauxifen methyl	11	.-

Class III	Diclosulam	N-(2,6-dichlorophenyl)-5-ethoxy-7-fluoro[1,2,4]triazolo[1,5-c]pyrimidine-2-sulfonamide	58	.-
Class II	2.4 d Amine	sal dimetilamina del ácido 2,4 diclorofenoxiacético	48	8,60E+02
Class II	Daminé max	Sal dimetilamina del ácido 2,4 diclorofenoxiacético	95	8,60E+02
Class II	Liberty			
	Ammonium Glufosinate	amonio- (-3-amino-3-carboxipropil metil fosfinato)	24,5	5,79E+02
Class I	Penoxsulam	2 - (2,2 difluoroetoxi)-N-(5,8-dimetoxi [1,2,4] triazolo [1,5-c] pirimidin-2-il)-6-(trifluorometil) benzenosulfonamida)	24	.-

Fe de Erratas

- En la sección de resultados en *Comparison of Corn vs Soybean Systems* dice: The N excess per area was 50% greater in soybean than in corn...

Lo cual no es correcto, fue mayor para maíz.

- También, en la sección de la discusión sobre la blue water footprint dice: The low yields observed in our study for crops under irrigation could be associated with an inefficient use of water...

Lo cual no es correcto, no son bajos.

4. DO PASTURE-BASED MIXED DAIRY SYSTEMS WITH HIGHER MILK PRODUCTION HAVE LOWER ENVIRONMENTAL IMPACTS? A URUGUAYAN CASE STUDY

¿LOS SISTEMAS LECHEROS QUE PRESENTAN ESTRATEGIAS MIXTAS DE ALIMENTACIÓN EN BASE A PASTURAS QUE POSEEN MAYOR PRODUCCIÓN DE LECHE, GENERAN MENOS IMPACTOS AMBIENTALES? UN CASO DE ESTUDIO URUGUAYO

Darré E, Eduardo, Llanos E, Astigarraga L, Cadenazzi M & Picasso V. (2020). Do pasture-based mixed dairy systems with higher milk production have lower environmental impacts? A Uruguayan case study. New Zealand Journal of Agricultural Research. 1-19. 10.1080/00288233.2020.1750433.

* The first two authors had equal contribution to this work: Elisa Darré edarre@fagro.edu.uy and Eduardo Llanos ellanos@fagro.edu.uy.

Abstract

The increased milk production of pastured-based mixed dairy systems has involved higher use of concentrates and inputs, which led to increased environmental impacts. Usually these impacts are expressed per unit of product, which does not reflect the local impact per unit of land. The objective of this paper was to estimate global and local environmental impacts per kg of milk and per hectare. Fossil energy use, greenhouse gas emissions, water ecotoxicity, nutrient aquatic eutrophication potential, and integrated standardised indices of environmental impacts (IEI) were estimated for 277 pastured-based dairy systems in Uruguay, clustered in seven milk production groups. Dairy systems with higher milk production had lower greenhouse gas emissions but higher ecotoxicity per kg of milk than systems with lower milk production, and the integrated index did not change. In contrast, all the individual indicators and the integrated indices per hectare were higher for the higher milk production systems. The results suggest that increasing milk productivity did not reduce environmental impacts per kg, and increased impacts per ha. Management factors including type of diet (pasture vs

concentrate), amount of inputs, and type of grazing system may be more relevant in determining environmental impacts of dairy systems than productivity per se.

Resumen

El aumento de la producción de leche de los sistemas lecheros mixtos basados en pasturas ha implicado un mayor uso de concentrados e insumos, lo que condujo a un mayor impacto ambiental. Por lo general, estos impactos se expresan por unidad de producto, lo que no refleja el impacto local por unidad de tierra. El objetivo de este trabajo fue estimar los impactos ambientales globales y locales por kg de leche y por hectárea. El uso de energía fósil, las emisiones de gases de efecto invernadero, la ecotoxicidad del agua, el potencial de eutrofización acuática de nutrientes y los índices estandarizados integrados de impactos ambientales (IEI) se estimaron para 277 sistemas lecheros basados en pasturas de Uruguay, agrupados en siete grupos de producción de leche. Los sistemas lecheros con mayor producción de leche tuvieron menores emisiones de gases de efecto invernadero, pero mayor ecotoxicidad por kg de leche que los sistemas con menor producción de leche, y el índice integrado no cambió. En contraste, todos los indicadores individuales y los índices integrados por hectárea fueron más altos para los sistemas con mayor producción de leche. Los resultados sugieren que aumentar la productividad de la leche no reduce los impactos ambientales por kg y si aumenta los impactos por hectárea. Los factores de manejo que incluyen el tipo de dieta (pasto versus concentrado), la cantidad de insumos y el tipo de sistema de pastoreo pueden ser más relevantes para determinar los impactos ambientales de los sistemas lecheros que la productividad per se.

Keywords: Greenhouse gas emissions, ecotoxicity, eutrophication, energy, dairy farm systems

4.1. Introduction

Global milk production has been growing 2.2% each year on average since 2000 (IDF 2018), and demand for dairy products will continue to grow during the next 50 years given the increased world population and per capita income worldwide (Britt et al. 2018). Dairy farming systems have increased milk productivity (i.e. total milk production (kg) per cow or per unit of land area) by increasing stocking rates and the consumption of concentrates and forage (Caviglia-Harris 2005; Alvarez et al. 2008; Repar et al. 2016; Flaten et al. 2018). Supplementation with concentrates in pasture-based dairy farms may increase feed consumption and productivity per cow (Bargo et al. 2003), but it may decrease the efficiency of pasture utilisation (and the response depends on the cow breed). These changes are sustained by higher inputs use (e.g. fertilisers, pesticides, fossil fuel), and therefore increasing environmental impacts: soil degradation and acidification, nutrient leaching, water contamination, eutrophication, greenhouse gas emissions, among others (Meul et al. 2007; Thomassen 2008; De Klein et al. 2010; Modernel et al. 2013; FAO 2016). Therefore, pasture-based dairy farms under adequate grazing strategies are perceived to have lower environmental impacts than confined systems (Nehring et al. 2009), achieving high milk productivity per cow, and improvements in milk nutritional qualities (Thomet et al. 2011; Provenza et al. 2019).

There is a wide heterogeneity of dairy systems around the world considering diet composition and agroecological regions (Robinson et al. 2011). Mixed rainfed systems are those where more than 10% of DM fed to animals comes from crop by-products or stubble from rainfed land, and they provided 53% of the global milk production (FAO 2009). In temperate-humid regions like southern South America, Europe, and New Zealand mixed rainfed humid systems produce milk by feeding on average 50% of DM from forages, 18% of DM from grain, 24% of DM from stover, and 8% from occasional fodder (Herrero et al. 2013). In Uruguay, mixed rainfed systems are the dominant dairy system, based on grazing native and seeded grass-legume pastures

outdoors year-round, with variable levels of concentrate supplementation and preserved forages (Ostrowski and Deblitz 2001; Franzluebbbers et al. 2014). These dairy systems are different from New Zealand ones, which rely mostly on fertilised pastures (i.e. 80% of the DM intake comes from pastures, 7% from crops, and 13% from supplements; DairyNZ 2018) and have higher stocking rates (2.8 cows per ha; DairyNZ 2018). However, both countries have pasture-based dairy systems, and have increased their milk production per cow in the last decade at annual rates of 2.4% in New Zealand (DairyNZ 2018) and 2.0% in Uruguay (DIEA 2014).

In Uruguay, the dairy industry is an important economic contributor with great diversity in the farming systems in terms of milk production, productivity, and management (INALE 2014). The dairy herd is 83% Holstein (INALE 2014) and the average weight of the mature cow is 530 kg. Cows with high genetic potential for milk yield, as Holstein cows have, have a greater milk yield response to concentrate supplementation (Heublein et al. 2017). In general, cow diets are based on grass-legume pastures, supplemented with corn or sorghum silage mainly in winter when pasture production is deficient. Dairy productivity has increased mainly due to a higher use of concentrates and reserves (Astigarraga 2004), through an input intensification process (DIEA 2017; Llanos et al. 2018). The main environmental impacts documented for dairy systems in Uruguay include greenhouse gas emissions (Lizarralde et al. 2014), fossil energy consumption (Llanos et al. 2018), water quality deterioration and eutrophication due to the presence of nitrate and phosphate in drinking water (Perdomo et al. 2001; DINAMA 2008; MVOTMA 2011; Pacheco et al. 2012). Ecotoxicity studies are one of the priority areas of research for Latin America (Miguez 2017; Furley et al. 2018). The ecotoxicity of pesticide use in dairy systems has not been previously assessed, although the methodology was used in a previous study in agricultural systems in Uruguay (Darré et al. 2019).

However, the assessment of environmental impacts of dairy systems to date had three main limitations. First, previous research has used farm case studies rather than country level survey data, which limits the range of systems evaluated and ability to make inferences. Second, previous research has shown that trade-offs often exist between global (e.g. fossil energy use and greenhouse gas emissions) and local (e.g. ecotoxicity and water eutrophication) environmental impacts in livestock systems (Modernel et al. 2013, 2018). Environmental impacts of global relevance are expressed per unit of product (i.e. kg of milk) while environmental impacts of local relevance are expressed per unit of land area (Repar et al. 2016; Flaten et al. 2018), and these two metrics may provide different results (Picasso et al. 2014). Therefore, a comprehensive assessment of environmental impacts should account for multiple indicators per unit of product and per unit of land area. Third, although results from individual indicators are informative and relevant, decision makers at farm and country level also demand simple, integrated, composite indicators, that allow them to identify optimal systems in a holistic way (Rogge 2012; Wendling et al. 2018). While there is much debate regarding the methods for weighing and aggregating the individual component variables (Rogge 2012; Greco et al. 2019), integrated indicators help to track trends over time, highlight policy successes and failures, and identify best practices (Wendling et al. 2018).

Therefore, this study aimed to estimate fossil energy use, greenhouse gas emissions, ecotoxicity, eutrophication potential, and integrated indices of global and local environmental impacts of grazing dairy production systems, per unit of area and per unit of product for a large representative sample of dairy farms in Uruguay. The following hypotheses were tested: (1) groups of dairy systems with higher milk production will have lower global environmental impact per kg of milk than systems with lower milk production; (2) groups of dairy systems with higher milk production will have higher local environmental impact per ha of land than systems with lower milk production.

4.2. Materials and methods

Dairy systems and data sources

A database of 277 dairy farms from a national survey conducted in 2014 by technical advisors from the Uruguayan National Dairy Institute (Instituto Nacional de la Leche, INALE) was used. The survey was designed to sample a stratified subset of the 3610 dairy farms existing in the country, from the National Agricultural Census from 2011 (DIEA 2011), with an average farm size of 210 ha, an average herd size of 120 cows, producing an average of 1600 liters of milk per day (INALE 2014). The farm land use was on average 42% grass-legume sown pastures, 20% native grasslands, 17% annual forages, and 14% cropland. The information surveyed included farm identification, farmer demographics, livestock stock and milk production, reproductive management, land use and reserves production, feed purchases, contract of machinery services (tillage, planting, spraying and harvesting), doses of agrochemicals used, machinery, own equipment and sale of services, milking and effluent treatment infrastructure, human resources, economic data, and forage and silage technology. Sampled farms were located in the municipalities of Canelones, Colonia, Flores, Florida, Paysandú, Río Negro, San José and Soriano, which account for 91% of milk production, 89% of cow herd, 86% of farms, and the 83% of the dairy area in Uruguay (INALE 2014).

The system limits were defined 'from cradle to farm gate' using a partial Life Cycle Assessment (Cederberg et al. 2013). The estimated environmental impacts were: fossil energy consumption, greenhouse gas emissions, ecotoxicity, nutrient balance, and eutrophication (Figure 1). The inputs were fuel, synthetic fertilisers, herbicides and seeds. The difference between the final and initial stock for grain, hay, silage, was subtracted to the purchased feed of the farm. The environmental impacts associated with the construction of agricultural buildings, machinery, and plastic used on the farm were not included because the information was not available in the survey and in pasture-based dairy systems they have a minor contribution to the results.

For instance, an indepth study of irrigated mixed dairy farms in southern Italy, mostly confined in barns, estimated that building and facilities contributed 5%, and machinery and equipment 12% of total energy consumption of the farms (Todde et al. 2018). In pasture-based dairy systems the contribution of buildings and machinery is expected to be much lower.

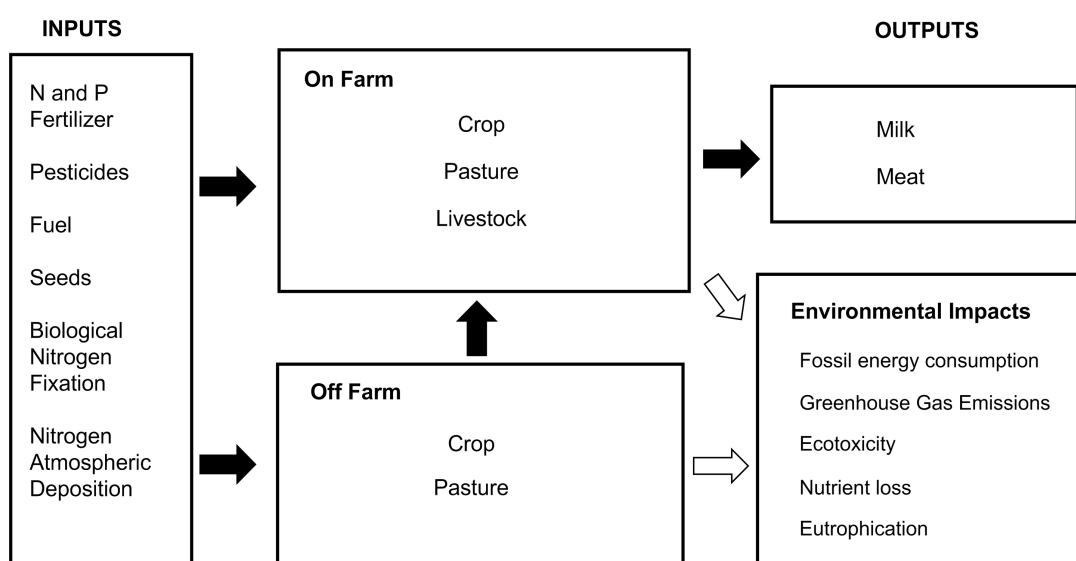


Figure 1. Model representation of the production system and environmental impacts associated with the inputs and outputs at the farm level.

The environmental indicators were expressed per kg of milk and per hectare, and the environmental impacts of the feed purchased off-farm were calculated from reference values (Table 1) using country average yields and inputs used for each crop.

Table1. Yield for each crop produced off farm (for purchased feed), *N* and *P* fertiliser inputs, and estimated fossil energy use, ecotoxicity, eutrophication potential, and N₂O emissions per kg of grain or forage.

Crop	Dry Matter Yield (ton ha ⁻¹)	Nitrogen (N kg ⁻¹)	Phosphorus (P kg ⁻¹)	Fossil energy use ^c (MJ kg ⁻¹)	Ecotoxicity (CTUe)	Eutrophication (PO ₄ -eq)	GHG ^d (CO ₂ -eq kg ⁻¹)
Sorghum grain	4.02 ^a	0.007	0.003	1.53	9.35	0.30	0.01
Grass silage (Ryegrass)	10.0 ^b	0.020	0.022	0.80	4.20	4.04	0.08
Alfalfa hay	3.17 ^b	0.005	0.010	0.41	2.11	1.19	0.50
Corn grain	4.31 ^a	0.006	0.003	3.8	4.86	0.23	2.00
Soybean grain	2.39 ^a	0.051	0.007	7.2	1.87	0.32	0.03

^a Ayala et al. (2010); ^b DIEA (2017); ^cFertilizer input (kg of N or P from fertiliser per kg of harvested crop). Fertilisers used in the crop rotations: Diammonium phosphate (18-46-0); Mixture II (0-40/41-0+3S); Super concentrated nitrogenous (7-40+5); Superphosphate (0-20/22-0+12S); Urea (46-0-0). Source: www.laguiaasata.com; ^dFossil energy use (MJ) per kg of harvested crop using Agroenergia model (Llanos et al. 2013); ^eEcotoxicity per kg of harvested crop; ^fEutrophication potential per kg of harvested crop; ^gN₂O emissions per kg of harvested crop following IPCC (2006).

A classification of dairy farming systems developed by INALE (2014) was used. Dairy farming systems were typified in four categories based on total annual milk production per farm, then subdivided into seven groups based on milk productivity or forage consumption (Table 2).

Table2. Definition of the dairy farm systems groups based on two criteria (milk production and milk productivity/forage consumption) from the National Dairy Institute (INALE, Uruguay), and percent of farms in the survey from each group (INALE 2014).

Category	Description	Groups
Low Production Farms (L)	Production less than 158 thousand kg of milk per year	
Medium Low Production Farms (ML)	Farms that produce between 158 and 494 thousand kg of milk per year	Medium Low (ML1) and Medium Low (ML2), by the level of productivity: less or more than 3,800 liters per hectare of cow mass
Medium High Production Farms (MH)	Farms that produce between 494 thousand and 1.03 million kg of milk per year	Medium High (MH1) and Medium High (MH2), by the level of productivity: lower or higher than 4,600 liters per hectare of cow mass
High Production Farms (H)	Farms that produce more than 1.03 million kg of milk per year	High Production (H1) and High Production (H2) depending on the consumption of grass: less or more than 3,000 kg dry matter per surface area of cow mass

Environmental impacts estimation models

Fossil energy use was estimated following the Agroenergy model described by Llanos et al. (2018). Energy inputs were estimated based on energy coefficients from international literature and also local coefficients adjusted to the conditions of Uruguay accounting for different activities within the farm

(feed production in pasture or annual crops and feed purchased outside the farm). Hetz and Barrios (1997) methodology was used to quantify the energy costs of machinery operations per unit area (MJ ha^{-1}), with coefficients by ASAE (1993) and Fluck (1985), for the use of machinery for feed produced within the farm and bought off farm. Fossil energy from fuels and agrochemicals (fertilisers, herbicides, and pesticides) were added also (Supplemental Table S1).

Greenhouse gas emissions were estimated using IPCC tier 2 methodology (IPCC 2006a) and integrated using the global warming potential expressed in kg of CO_2 equivalents for a time horizon of 100 years using the coefficients proposed by Myhre et al. (2013): $1 \text{ kg CH}_4 = 28 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}$, and $1 \text{ kg N}_2\text{O} = 265 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}$. For methane emissions from cattle enteric fermentation, average daily feed intake, expressed as gross energy intake, was calculated using the CIPIL Dairy System Model (Astigarraga 2004) for all animal categories on the farm. The CIPIL Dairy System Model integrates the animal and forage production activities linked and bounded by different constraints: structural (arable land area), agronomic (pasture rotation, expected forage yield and digestibility for each pasture type) and animal (total energy requirement). The net energy was calculated using the equation 10.16 of the IPCC (2006a). The methane conversion factor (Y_m) was 6.5% (Supplemental Table S2). Emissions were determined using a methane conversion factor of 1.5%, and a maximum CH_4 production capacity for dairy manure of 0.1 m^3 of $\text{CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ from daily volatile solids excretion (IPCC 2006a). Direct and indirect emissions of N_2O were calculated following the IPCC (2006b) equations. Emission factor for N of the urine and the manure deposited in the pastures by grazing animals was $0.02 [\text{kg N}_2\text{O-N} (\text{kg N})^{-1} \text{ excreted}]$; annual amount of synthetic fertiliser N (Table 1) applied to soils (kg N yr^{-1}); emission factor for N volatilised as NH_3 and nitrogen oxide was $0.20 \text{ kg of N applied or deposited}$. Emissions from storage and application of manure were not considered due to lack of information about manure management in the farms. Carbon dioxide emission estimation used IPCC

(2006c) guidelines, using energy from tractors and other engine-powered equipment calculated by de Agroenergy model (Llanos et al. 2018), and a conversion factor for diesel fuel of 20.2 kg GJ⁻¹.

The ecotoxicity potential of herbicides for each crop was calculated according to the equation: $ICI = \sum_i (S_i \times CF_i)$ where: *ICI* is the Impact Category Indicator for herbicides per crop; *S_i* is the dose in kg ha⁻¹ of each herbicide used multiplied by the amount of active ingredient present in the herbicide; and *CF_i* is the characterisation factor, which represents the fraction of species potentially affected per cubic meter in a day and per unit mass of the compound or pollutant emitted (PAF m³ day kg⁻¹_{emitted}, Rosenbaum et al. 2008). This characterisation factors were obtained from the USEtox website (www.usetox.org; Fantke et al. 2017).

The aquatic eutrophication potential (AEP) considers the N and P losses of the system (Brentrup et al. 2004), and the estimation include the amount of a toxic substance (i.e. excess of nutrient N or P) multiplied by a characterisation factor of that substance (Rosenbaum et al. 2008). The excess nutrients of the system were calculated as the difference between inputs and outputs (Koelsch and Lesoing 1999). The inputs include the proportion of N and P present in the fertilisers used to produce the crops in the farm (Table 1), and the one that were purchased from other farm, which were multiplied by the fertiliser dose applied in kg ha⁻¹; also, the soy and alfalfa biological fixation and the natural atmospheric deposition of N, in kg ha⁻¹ (Carnelos et al. 2014). The outputs were considered as the amount of N and P (kg) of the animal's meat (live weight of the animal) sold from the farms, and the N and P (kg) of the produced milk in the farms (Supplemental Table S3). The characterisation factors of the N and P were obtained from the IMPACT 2002+ methodology (N: 0.10; P: 3.06). These characterisation factors are expressed in kg PO₄-equivalents kg⁻¹ and the AEP in kg PO₄-equivalents. The farm dairy effluents were calculated following the DairyNZ (2007) guide.

Finally, integrated Indices of Environmental Impact (*IEI*) per kg of milk and per ha for each farm were calculated as the sum of the standardised individual environmental indicators (per kg of milk and per ha, respectively): fossil energy use (*FE*), greenhouse gas emissions (*GH*), ecotoxicity (*ET*), aquatic eutrophication potential (*AE*). These standardised indicators were calculated for each farm as the value of each environmental indicator (*i*) minus the average value of that indicator for all the farms (*X*), divided by the standard deviation of that indicator (*S*). All individual indicators had the same weight in the index. The formula for the *IEI* was: $IEI_i = (FE_i - X_{FE}) / S_{FE} + (GH_i - X_{GH}) / S_{GH} + (ET_i - X_{ET}) / S_{ET} + (AE_i - X_{AE}) / S_{AE}$.

In order to assess more local environmental impacts, a second *IEI* per ha was also calculated using only the two variables that directly impact water quality at the local level: ecotoxicity and aquatic eutrophication potential (*IEI_w*).

Statistical analysis

The environmental indicators differences between groups of farms were assessed by analysis of variance (ANOVA) and multiple comparison tests, after analysing the homogeneity of variance and the residuals by Levene test. Also, various generalised linear mixed models using different variance structures were compared, and results were consistent across models. The InfoStat software was used for the statistical analysis (Di Rienzo et al. 2018). The significance level was $\alpha = 0.05$. Linear regressions were adjusted for index of environmental impact per kg and per ha against milk productivity per ha and concentrate intake per kg of milk using the mean values for each farm group.

4.3. Results

Of the total fossil energy use, 66% on average was from activities within the farm while 34% was from feed purchased off farm. The H1 group had the highest percent of energy used off farm (37%) and the ML2 group the lowest (26%). The agrochemicals and fuels (sum of fossil energy use within and off

farm) represented 80% of the energy consumed on average. Fossil energy use per kg of milk produced was highest for both high (H1) and low (L, ML1) production groups (Table 3, Figure 2). Fossil energy use per ha was highest for all three higher production groups (MH2, H1 and H2). Fossil energy use per ha increased with productivity per ha ($R^2 = 0.82$).

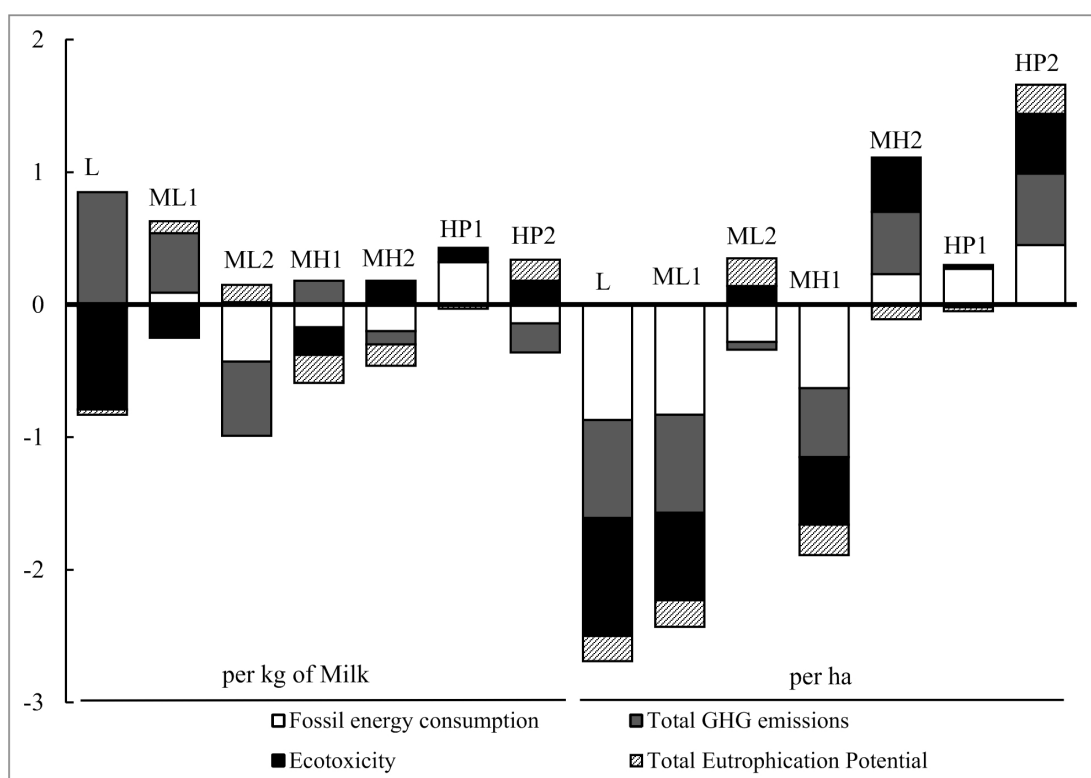


Figure 2. Index of environmental impact for each of the environmental variables per kg of milk and hectare within the 7 groups.

Table3. Means for production and feed indicators, fossil energy consumption, green gas emissions, ecotoxicity, nutrient balance, eutrophication and Index of Environmental Impact (IEI) per kg of milk and per ha for the seven groups from the 277 grazing dairy systems in Uruguay.

Variable	Units	Dairy System Groups							p-value
		L	ML1	ML2	MH1	MH2	H1	H2	
Production indicators									
Number of farms		20	23	24	28	25	87	70	
Farm area	ha	44 c	122 c	82 c	243 bc	165 c	793 a	541 b	<0.05
Milk productivity per ha	kg ha ⁻¹	2406 d	2420 d	4702 bc	3052 d	5049 ab	4090 c	5345 a	<0.05
Milk productivity per cow	kg cow ⁻¹	3621 d	3485 d	5240 bc	4731 c	5725 ab	5769 a	6046 a	<0.05
Stocking rate	Cow ha ⁻¹	1.16 ab	1.18 ab	0.87 c	1.24 a	0.93 c	1.07 b	0.83 c	<0.05
Herd efficiency	Milking cows stock ⁻¹	0.76 a	0.69 b	0.75 a	0.77 a	0.78 a	0.78 a	0.79 a	<0.05
Concentrate intake per kg of milk	kg kg ⁻¹	0.21 bc	0.25 ab	0.16 c	0.28 a	0.18 c	0.30 a	0.19 c	<0.05
Total dry matter intake	kg cow ⁻¹	4698 de	4345 e	5349 bc	5126 cd	5736 ab	5690 ab	5904 a	<0.05
Concentrate intake per cow	kg cow ⁻¹	612 e	754 de	947 cd	1024 cd	1110 c	1652 a	1401 b	<0.05
Ratio MJ energy in concentrate / MJ energy in total feed		15.9 c	20.6 bc	21.5 bc	24.0 b	22.7 bc	34.5 a	27.7 ab	<0.05
Percent of intake from pasture		70.3 a	63.7 ab	59.5 bc	57.0 bc	57.2 bc	40.0 d	56.2 c	<0.05
Percent of intake from silage		16.4 c	19.0 bc	22.9 b	22.9 b	23.9 ab	31.3 a	20.4 bc	<0.05
Percent of intake from concentrate		13.4 d	17.3 cd	17.8 cd	20.0 bc	18.8 c	28.8 a	23.4 b	<0.05
Environmental indicators (per kg of milk)									
Fossil energy consumption	MJ	3.54 ab	3.70 ab	2.95 b	3.32 b	3.29 b	4.04 a	3.37 b	<0.05
Methane emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	0.92 a	0.75 b	0.59 cd	0.65 c	0.58 d	0.61 cd	0.58 d	<0.05
Nitrous oxide emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	0.43	0.49	0.36	0.51	0.49	0.48	0.46	0.254
Total GHG emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	1.37 a	1.25 ab	0.96 d	1.17 bc	1.09 cd	1.12 c	1.06 cd	<0.05
Total Ecotoxicity	CTUe	0.0005 b	0.0010 ab	0.0014 a	0.0009 ab	0.0015 a	0.0014 a	0.0014 a	<0.05
Excess N	kg	0.0012 a	0.00074 bc	0.00086 b	0.00061 c	0.0008 b	0.00064 c	0.00083 b	<0.05
Excess P	kg	0.0006 a	0.00014 bc	0.00023 b	0.000029 cd	0.000032 cd	-0.00003 d	-0.00004 d	<0.05
AEP N	PO _{4eq}	0.00078	0.00076	0.01	0.00047	0.0006	0.0034	0.01	0.69
AEP P	PO _{4eq}	0.01 a	0.0047 ab	0.0044 abc	0.0028 d	0.0036 bcd	0.0034 cd	0.0038 bcd	<0.05
AEP Total	PO _{4eq}	0.01	0.01	0.01	0.0033	0.0042	0.01	0.01	0.63
Index of Environmental Impact		0.01	0.20	-0.83	-0.41	-0.29	0.40	-0.02	0.28
Environmental indicators (per ha)									
Fossil energy consumption	MJ	8074 c	8307 c	12393 b	9828 bc	16084 a	16422 a	17720 a	<0.05
Methane emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	2.02 c	1.77 c	2.68 ab	1.93 c	2.90 a	2.42 b	3.03 a	<0.05
Nitrous oxide emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	0.99 c	1.22 c	1.69 bc	1.51 bc	2.55 a	2.02 ab	2.54 a	<0.05
Total GHG emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	3.04 d	3.03 d	4.42 bc	3.48 cd	5.50 a	4.50 b	5.64 a	<0.05
Total Ecotoxicity	CTUe	1.22 c	2.31 c	6.03 ab	3.02 c	7.28 ab	5.50 b	7.47 a	<0.05
Excess N	kg	2.73 a	-0.01 bc	1.06 b	-0.85 cd	-1.07 cd	-0.97 cd	-1.24 d	<0.05
Excess P	kg	1.61 a	0.31 b	1.20 a	0.09 bc	0.17 bc	-0.11 c	-0.17 c	<0.05
AEP N	PO _{4eq}	1.63	1.76	31.8	1.39	3.00	14.5	30.9	0.58
AEP P	PO _{4eq}	12.5 bcd	10.8 cd	18.6 ab	8.52 d	18.0 ab	13.9 bc	20.1 a	<0.05
AEP Total	PO _{4eq}	14.2	12.6	50.4	10.0	21.0	28.4	51.0	0.24
Index of Environmental Impact		-2.68 c	-2.44 c	0.01 b	-1.89 c	1.00 ab	0.25 b	1.65 a	<0.05

Notes: All variables are expressed per year. Dairy production system groups codes are: L: Low, ML: Medium-Low, MH: Medium High, H: High (see Table 2 for detailed definitions). Means followed by the same letter are not different between groups (LSD Fisher, $P < 0.05$).

The average methane emission from all the farms was 91.5 kg CH₄ Cow⁻¹ year⁻¹ and 22.7 g CH₄ kg⁻¹ milk; the N₂O emission values were 3.25 kg N₂O ha⁻¹ year⁻¹ and 1.22 g N₂O kg⁻¹ milk, and total greenhouse gas emissions were 0.97 CO₂-eq kg⁻¹ milk. The average contribution of each gas to total emissions was 56% of methane, 42% of N₂O and 2% of CO₂. The highest emission of methane per kg of milk came from the low production group (L). No differences were detected for N₂O emissions per kg of milk between groups. However, the higher production groups (MH2, H1, H2) had the

highest emissions of greenhouse gases (CH₄ and N₂O) per ha (Table 3, Figure 2). Emissions per kg and per ha increased with productivity per ha ($R^2 = 0.73$ and $R^2 = 0.95$ respectively).

Among the herbicides used for crop production in Uruguay, the higher doses correspond to glyphosate (between 71% and 90%) for all crops. Picloram, atrazine, and acetochlor were also used for corn, sorghum, and summer annual forage crops. Total ecotoxicity per kg of milk and per hectare were highest for the groups MH2, H1, H2, and ML2 and lowest for L (Table 3, Figure 2). Ecotoxicity per kg and per ha increased with increased productivity per ha ($R^2 = 0.77$ for ecotoxicity per kg and $R^2 = 0.98$ for ecotoxicity per ha). The use of perennial forages and sorghum contributed 49% and 24% respectively of the total ecotoxicity per ha on average (Supplemental Figure S1).

The N and P contributions by the fertilisers used for crops produced on the farm and purchased were mostly due to perennial forages and annual forage crops (Supplemental Figure S2A). The aquatic eutrophication potential per kg of milk and hectare differed only for P, but not for N (Table 3). Farm dairy effluents contributed the majority of the AEP in all groups (Supplemental Figure S2B). The aquatic eutrophication potential per kg of milk was not significantly different among groups (Table 3, Figure 2), but the AEP per ha increased with increased productivity ($R^2 = 0.61$).

The IEI per kg was not different among groups, while both IEI per hectare (the one including all impacts and the one with only water impacts) were different among groups (Table 3, Figure 2). There was no association between index of environmental impact per kg of milk and productivity per ha ($p = 0.66$, Figure 3) or per cow ($p = 0.86$). There was a positive linear association between index of environmental impact in water per ha and productivity per ha ($p < 0.01$, $IEI = 0.0006 \times Prod - 2.32$, $R^2 = 0.97$, Figure 3) and per cow ($p < 0.01$, $IEI = 0.0006 \times Prod - 3.16$, $R^2 = 0.82$). A similar

relationship was found for the IEI per ha including all impacts ($R^2 = 0.96$ for productivity per ha and $R^2 = 0.90$ for productivity per cow).

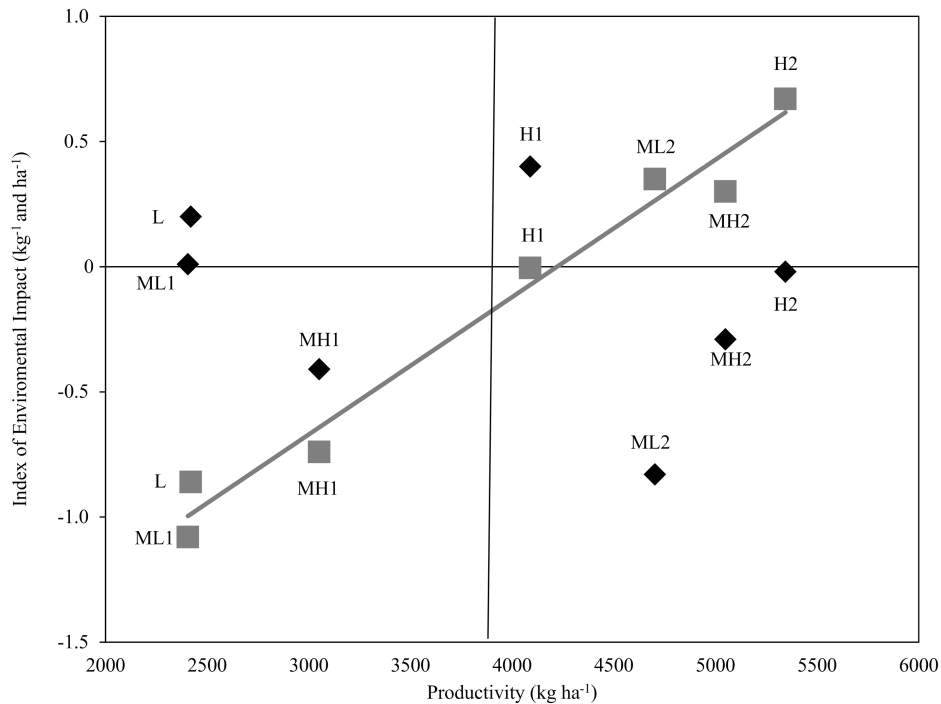


Figure 3. Index of Environmental Impact (kg^{-1} milk) and Index of Environmental Impact in water (ha^{-1}) vs milk productivity (kg ha^{-1}) for seven production groups of 277 grazing dairy farms in Uruguay. Linear regression line of IEI_w (ha^{-1}) is shown. Equation is given in text.

4.4. Discussion

Fossil energy use

The fossil energy use per kg of milk results are within the same range to those reported by a range of previous studies (Thomassen 2008; O'Brien et al. 2012 in pastoral vs confined systems, and Pagani et al. 2016; Llanos et al. 2018 in pasture-based systems). It was expected that dairy grazing systems that used greater amount of concentrates to feed their animals would use more fossil energy per kg of milk (Llanos et al. 2018). This was the case H1 group, which had the highest fossil energy use per kg of milk and the highest concentrate intake (Table 3). Consistently, ML2 had the lowest energy use per kg of milk and the lowest concentrate intake. The

fossil energy use per ha was higher for high productivity farms, regardless of the concentrate intake (Table 3).

Greenhouse gas emissions

The variation in the GHG emissions presented here are similar to those reported in previous LCA studies developed for dairy grazing systems (Table 4). Although the IPCC, since 2006, has provided guidelines to standardise the calculation of greenhouse gases, variations in methods to quantify production, setting system boundaries, functional unit and co-product allocation, affect significantly the results, which suggests caution when different studies are compared. For example, despite the IPCC emission factor is 1.25%, the direct N₂O emissions reported from N fertilisers applied to pastures varies between zones: 0.4% in Australia (Christie et al. 2012), 1.0% in New Zealand, Ireland and Uruguay (Flysjö et al. 2011; O'Brien et al. 2012; Lizarralde et al. 2014; Ledgard et al. 2020). Similarly respect to the direct N₂O emission factors for deposition of urine and faeces on pastures which is 0.4% and 0.5% according to Christie et al. (2012), 1% and 0.25% to Ledgard et al. (2020), and 2.0% to the IPCC also used by some other researchers like Flysjö et al. (2011), O'Brien et al. (2012) and Lizarralde et al. (2014).

Table 4. A comparison of a set of studies of greenhouse gas emissions from dairy production systems.

Approach used and methodology	Boundaries	System	Milk productivity per ha	Milk productivity per cow	DMI	% forage	kg ⁻¹ of CO ₂ -eq kg milk ⁻¹	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq per hectare	Reference
Single year, whole farm, system model. Based on typical Uruguay milk production systems.	Direct on farm, purchased inputs and indirect nitrous oxide emissions	Low milk yield	2,502 kg FPCM	4,285 kg FPCM	11.0 kg/cow/d	76.4	1.09	-	Lizarralde et al. (2014)
		Medium milk yield	4,198 kg FPCM	5,821 kg FPCM	13.3 kg/cow/d	52.6	0.96	-	
		High milk yield	5,377 kg FPCM	6,788 kg FPCM	15.2 kg/cow/d	38.8	0.92	-	
LCA of national statistic for New Zealand dairy farming systems.	Direct on farm, purchased inputs, direct and indirect nitrous oxide emissions	Pasture grazing system	-	4,118 kg ECM	12.9 kg/ECM	92.0	1.00	-	Flysjö et al. (2011)
LCA of seasonal pasture-based dairy farm from Ireland, single year, models.	Direct on farm, purchased inputs, direct and indirect nitrous oxide emissions	Grass-based dairy system	-	6,639 kg/FPCM	15.1 kg/cow/d	74.0	0.87	1.20	O'Brien et al. (2012)
Single year, whole farm, using methodologies, algorithms and emission factors. Based stratified-random process on Australian dairy farm.	Direct on farm, purchased inputs, direct and indirect nitrous oxide emissions	Contrasting dairy farms	7,620 kg FPCM	6,270 kg FPCM	17.8 kg/cow/d	77.0	1.04	7.74	Christie et al. (2012)
LCA of large survey of farms across New Zealand. system boundaries covered the trend over time of the cradle-to-farm-gate	Direct on farm, purchased inputs, direct and indirect nitrous oxide emissions	Survey of farms across New Zealand	13917 kg FPCM	4,870 kg/FPCM	12.7 kg/cow/d	79.8	0.78	-	Ledgard et al. (2019)

Our results suggest that systems with higher productivity per ha or per cow have lower greenhouse gas emissions per kg of milk. Consistently, Bargo et al. (2003) and Gerber et al. (2013) identified improvements in feeding practices and herd health management practices as important mitigation options to reduce methane emission per kg of milk, observing that the increase in the level of concentrate in the animal diet improves milk production. In addition, Johnson and Johnson (1995) had established that increasing the proportion of concentrate in the diet reduces the proportion of dietary energy converted into CH₄ and reduces the enteric CH₄ emissions per unit of milk production (Lovett et al. 2006). However, the estimation of GHG emissions per ha tells a different story: as the milk productivity per ha increases, the greenhouse gas emissions per ha also increase. Therefore, the relationship between GHG emissions and milk productivity depends on the metrics used: from the point of view of global consumers (GHG per kg of milk) or from the perspective of the producers (GHG per ha of land). This was also reported by Becoña et al. (2014) and Picasso et al. (2014) in carbon footprint of grazing beef systems.

Ecotoxicity

Pesticide ecotoxicological impact depends on the dose used, soil type, rainfall, time of application, pesticide properties, residence time, and susceptibility of organisms (FAO 2013; Miguez 2017). Corn, sorghum, and the perennial forages contributed the most to the total ecotoxicity effect due to the high use of these grains in dairy farms and the herbicides involved, composed by highly toxic active ingredients such as: picloram, atrazine, and acetochlor. These are characterised for having high persistence in soil, high water solubility, low absorption, and high leaching potential reaching the groundwater aquifers, and present biological high toxic effects, from algae to most of the aquatic organisms even mammalian (Grossi Botelho et al. 2011; FAO 2015). Although some herbicides used in soybeans (e.g. haloxyfop-p-methyl) have high ecotoxic effect in water biota (Tunde Olayinka and Ore 2015), these dairy farms used little amount of soybean so this crop did not contribute much to the total ecotoxicity effect (Supplemental Figure 1). On the other hand, crops grown in Europe have often lower ecotoxicity effect than those grown in North and South America, due to the fact that most toxic pesticides are banned in Europe (Nordborg 2013). The ecotoxicity impact both per kg of milk and ha, was higher for more productive farms, which could be due to a combination of the more productive farms using more concentrates and more area under crops. Intensification approaches which rely on pesticides to increase crop yields have also degraded water quality threatening human and wildlife health (Relyea 2005). Diversifying crop rotations is a way to control weeds while simultaneously enhancing other desirable agroecosystem processes; increasing the use of the pastures in the animal diets is another way to reduce ecotoxicity (Davis et al. 2012).

Eutrophication potential

Nutrient losses, particularly N and P, have a number of environmental consequences either in the atmosphere as in the quality of soils and water (Schröder et al. 2004). Dairy farms N and P losses come mostly from the use

of fertilisers, dairy effluents and the generation of large amounts of manure, causing environmental problems (Longhurst et al. 2000; Xue 2011), especially aquatic eutrophication as has been documented in watersheds of Uruguay (Pacheco et al. 2012). The excess of nutrients grows as the milk production and purchased feed increase (Herrero et al. 2006; Thomassen 2008; García et al. 2007), although the data observations pop up from this work was not that linear. This has been documented given the lower prices of the fertilisers and concentrates in the last decade, compared to the cost of land and labour, and therefore, dairy farms tend to rely on large inputs of nutrients in fertilisers to enable high crop production. Furthermore, inputs of feed concentrate increased because of an increased number of cows per hectare and the need to improve the quality in the diet of high yielding cows (Fangueiro et al. 2008). The use of concentrate is a strategic resource to provide feed during the period of the year when the forage supply may be scarce, and therefore, to ensure the best conditions for their production (Krüger et al. 2014). Nevertheless, systems with proper handling of pasture consumption can achieve elevated productive values and lower eutrophication effects (Satter et al. 2005; Houlbrooke 2008), as it was observed on the MH2 group. Adequate management strategies that effectively reduce the amounts of nutrients from dairy farms can decrease nutrient losses to waterways (Christensen et al. 2012; McDowell et al. 2013). In fact, according to Nash et al. (2019) good management practice at applied fertilisers, make a minor (e.g. <10%) contribution to total P exports, and therefore it would be possible to decrease the stream of P into the water (McDowell et al. 2019).

Integrated indices of environmental impact

Our first hypothesis was rejected: groups of dairy systems with higher milk production did not have lower integrated global environmental impact per kg of milk than systems with lower milk production (Figure 3). Although greenhouse gas emissions per kg indeed were reduced with increased milk

productivity (Table 2), the other impacts remain the same (fossil energy use and eutrophication potential per kg) or increased (ecotoxicity per kg). Our second hypothesis was not rejected: groups of dairy systems with higher milk production had higher local environmental impact per ha of land than systems with lower milk production (Figure 3). This was the case for all individual impacts per unit of ha, and for the integrated indices also. These results show that increasing milk productivity per se does not imply reduction on global environmental impacts, and certainly increased local environmental impacts. The management practices used for increasing productivity have a critical role in the environmental impacts.

Dairy systems intensification trajectories imply increase in productivity which requires increase in dry matter intake (Table 3); when the increase in intake is based on higher pasture consumption, and less concentrate per kg of milk, global environmental impacts (fossil energy use and GHG) per kg of milk can be reduced. This was the case for instance for ML1 vs ML2, and H1 vs H2. However, the local environmental impacts per ha increase when productivity increases, due to a greater overall feed consumption, increase of dairy effluents and greater use of agrochemicals to produce the feed.

Previous studies have focused on reporting global environmental impacts from the standpoint of the consumer, and therefore expressed per kg of milk. Environmental impacts should also be expressed per unit of land area (ha) to account for the total contribution of a farm without the dilution effect of the productivity (*sensu* Dijkstra et al. 2013). For instance, the goal should be to minimise the total contribution of greenhouse gas emissions to climate change, not just the emission intensity. This is particularly relevant for direct impacts at the local level, like ecotoxicity and aquatic eutrophication. The ability of ecosystems to absorb pollution (nutrients or toxic substances) depends on the area of that ecosystem. Therefore, for critical environmental issues at the local level, like improving water quality, impacts on water should be reported per ha (Picasso et al. 2014; Repar et al. 2016; Flaten et al. 2018). Although composite indices of environmental impacts have

limitations, and should only be used to complement the individual environmental impact variables, our results show that when integrating all impacts no differences are found per kg of milk, but overall impacts per ha increase with productivity.

One limitation of this work was the lack of data to evaluate the quality of the pasture and feed, to provide better estimations of greenhouse gases and nutrient excess. The index of environmental impacts proposed did not include soil erosion, which is a very relevant component of farm sustainability. Also, different methods of weighing the global and local indicators were not evaluated, which may affect the results for the global impacts. Furthermore, future research should include economic and social indicators to provide a more holistic assessment of sustainability of dairy systems.

4.5. Conclusions

The evaluation of a range of individual environmental indicators and integrated indices of environmental impact allowed to integrate multiple environmental variables and assess the trade-offs between different global and local impacts. Contrasting results were obtained when assessing impacts per kg of milk and per hectare. Dairy systems with higher milk production had lower greenhouse gas emissions but higher ecotoxicity per kg of milk than systems with lower milk production, and the integrated index did not change. On the other hand, all the studied indicators per hectare of land: fossil energy use, greenhouse gas emissions, eutrophication, ecotoxicity, and the integrated indices presented higher values for the higher milk production systems. The results suggest that increasing milk productivity is not necessarily associated with reduced environmental impacts per kg, and increased impacts per ha. The combination of management factors including type of diet (pasture vs concentrate), amount of inputs, and type of grazing system may be more relevant in determining

environmental impacts of dairy systems than productivity per se, and should be the focus of further research.

Acknowledgements

This research was funded by a doctoral fellowship to E. Llanos from the University of the Republic of Uruguay–Academic Graduate Commission (CAP-Udelar) and a doctoral fellowship to E. Darré from the National Research and Innovation Agency (ANII), both supervised by V. Picasso. E. Llanos was a visiting scholar at University of Wisconsin–Madison, Agronomy Department, while he worked on analyses for this paper. E. Darré did a graduate internship at the Department of Biometry and Statistics, Agronomy College, EEMAC, Udelar, supervised by M. Cadenazzi for part of the analyses for this paper. The Departments of Environmental Systems and Livestock and Pasture Production from the Agronomy College–Udelar, Uruguay, provided the infrastructure support. Authors thank Gabriel Bagnato and Ana Bianco from the Uruguayan National Institute of Milk (INALE) for sharing the survey data on dairy systems in Uruguay, as well as Albana Melognio and Amabelia del Pino for its technical and academic contributions to this research.

References

- Alvarez A, del Corral J, Solís D, Pérez JA. 2008. Does intensification improve the economic efficiency of dairy farms? *J Dairy Sci.* 91:3693–3698.
- ASAE. 1993. *Agricultural Engineers Yearbook*. Michigan (USA): St. Joseph.
- Astigarraga L. 2004. [Dairy decision model: analysis of productive alternatives “intensification in dairy: the profitable alternative”]. Montevideo, Uruguay. INIA-FUCREA-FAGRO FPTA. 101:24–32. Spanish.

Ayala W, Bemhaja M, Cotro B, Do Canto J, García J, Olmos F, Silva J. 2010. [Fodder; 2010 cultivar catalog] Montevideo. INIA. 1–131. Spanish.

Bargo F, Muller LD, Kolver ES, Delahoy JE. 2003. Invited review: production and digestion of supplemented dairy cows on pasture. *J Dairy Sci.* 86(1):1–42.

Becoña G, Astigarraga L, Picasso V. 2014. Greenhouse gas emissions of cow-calf grazing systems in Uruguay. *SAR.* 3(2):89–105.

Brenttrup F, Küsters J, Kuhlmann H, Lammel J. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *Eur J Agron.* 20:247–264.

Britt JH, Cushman RA, Dechow CD, Dobson H, Humblot P, Hutjens MF, Jones GA, Ruegg PS, Sheldon IM, Stevenson JS. 2018. Invited review: learning from the future—a vision for dairy farms and cows in 2067. *J Dairy Sci.* 101:3722–3741.

Carnelos DA, Michel CL, Portela S, Jobbágy EG, Jackson RB, Di bella C, Panario D, Fagúndez C, Grion LC, Carreño L, Piñeiro G. 2014. [Spatial and temporal variation of atmospheric depositions in Argentina and Uruguay]. *Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agrometeorología*, 1–2. Spanish.

Caviglia-Harris JL. 2005. Cattle accumulation and land use intensification by households in the Brazilian Amazon. *ARER.* 34(2):145–162.

Cederberg C, Henriksson M, Berglund M. 2013. An LCA researcher's wish list-data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *Animal*. 7:212–219.

Christensen MJ, Hedley JA, Hanly JA, Horne DJ. 2012. Nitrogen loss mitigation using duration-controlled grazing: field observations compared to modelled outputs. *NZGA*. 74:115–120.

Christie KM, Gourley CJP, Rawnsley RP, Eckard RJ, Awty IM. 2012. Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Ani Prod Sci*. 52(11):998–1011.

DairyNZ. 2007. A guide to managing Farm dairy effluent. 1–35. www.wcrc.govt.nz.

Darré E, Cadenazzi M, Mazzilli SR, Rosas JF, Picasso VD. 2019. Environmental impacts on water resources from summer crops in rainfed and irrigated systems. *J Environ Manage*. 232:514–522.

Davis AS, Hill JD, Chase CA, Johanns AM, Liebman M. 2012. Increasing cropping system diversity balances productivity, profitability and environmental health. *PLoS ONE*. 7(10):1–8.

De Klein CAM, Monaghan RM, Ledgard SF, Shepherd M. 2010. A system's perspective on the effectiveness of measures to mitigate the environmental impacts of nitrogen losses from pastoral dairy farming. *Proceedings of the 4th Australasian dairy science symposium, 31 August–2 September 2010, Lincoln University, Christchurch, New Zealand*, pp 14–28. 14–28.

DIEA. 2017. [Agricultural Statistical Yearbook, 20th edition]. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. República Oriental del Uruguay. p. 1–214. Spanish.

DIEA. 2014. [Dairy Sector Statistics]. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. República Oriental del Uruguay. p. 1–59. Spanish.

Dijkstra J, France J, Ellis JL, Strathe AB, Kebreab E, Bannink A. 2013. Production efficiency of ruminants: feed, nitrogen and methane. In: Kebreab E., editor. Sustainable animal Agriculture. Wallingford: CAB International; p. 10–25.

DINAMA – CONAPROLE – IMFIA. 2008. [Summary of field work. Evaluation of the dairy systems treatment]. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. República Oriental del Uruguay. 1–22. Spanish.

Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2018. Infostat versión. Cordoba, Argentina: Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.

Fangueiro D, Pereira J, Coutinho J, Moreira N, Trindade H. 2008. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. Eur J Agron. 28:625–634.

Fantke P, Bijster M, Guignard C, Hauschild M, Huijbregts M, Jolliet O, Kounina A, Magaud V, Margni M, McKone TE, et al. 2017. USEtox® 2.0 documentation (version 1), <https://usetox.org>.

FAO. 2016. The state of food and agriculture, climate change, agriculture and food security. Rome, Italy: FAO; p. 1–194.

FAO. 2015. Pesticide residues in food 2015. Rome: Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues; p. 1–647.

FAO. 2013. Guidelines to control water pollution from agriculture in China: decoupling water pollution from agricultural production. Rome, Italy: FAO; p. 1–197.

FAO. 2009. The state of food and agriculture: livestock in the balance. Rome: FAO; p. 1–180.

Flaten O, Koesling M, Hansen S, Veidal A. 2018. Links between profitability, nitrogen surplus, greenhouse gas emissions, and energy intensity on organic and conventional dairy farms. *Agroecol Sustain Food Syst.* 1–27. <https://doi.org/10.1080/21683565.2018.1544960>.

Fluck R. 1985. Energy sequestered in repairs and maintenance of agricultural machinery. *Trans ASAE.* 28(3):738–0744.

Flysjö A, Henriksson M, Cederberg C, Ledgard S, Englund J-E. 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agric Syst.* 104:459–469.

Franzluebbers AJ, Sawchik J, Taboada MA. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agr Ecosyst Environ.* 190:18–26.

Furley TH, Brodeur J, Silva de Assis HC, Carriquiriborde P, Chagas KR, Corrales J, Denadai M, Fuchs J, Mascarenhas R, Miglioranza KS, Miguez Caramés DM, Navas JM, Nugegoda D, Planes E, Rodriguez-Jorquera IA, Orozco-Medina M, Boxall AB, Rudd MA and Brooks BW. 2018. Toward sustainable environmental quality: identifying priority research questions for

Latin America. *Integr Environ Assess Manag.* 14: 344–357.
<https://doi.org/10.1002/ieam.2023>

García MI, Castro J, Novoa R, Báez D, López J. 2007. [Balance characterization and efficiency in the use of nitrogen, phosphorus and potassium in dairy cattle farms in Galicia]. *Producción Animal.* 1:440–446. Spanish.
<http://ciam.gal/uploads/publicacions/603archivo.pdf>.

Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Mottet A, Opio C, Dijkman J, Falcucci A, Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock – a global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome. 1–139.

Greco S, Ishizaka A, Tasiou M, Torrisi G. 2019. On the methodological framework of composite indices: a review of the issues of weighting, aggregation, and robustness. *Soc Indic Res.* 141:61–94.
<https://doi.org/10.1007/s11205-017-1832-9>.

Grossi Botelho R, Barbosa dos Santos J, Moraes Fernandes K, Andrade Neves C. 2011. Effects of atrazine and picloram on grass carp: acute toxicity and histological assessment. *Environ Toxicol Chem.* 94:121–127.

Herrero MA, Havlík P, Valin H, Notenbaert A, Rufino MC, Thornton PK, Blümmel M, Weiss F, Grace D, Obersteiner M. 2013. Biomass use, production, feed efficiencies and greenhouse gas emissions from global livestock systems. *Proc Natl Acad Sci.* 110:20888–20893.

Herrero MA, Gil SB, Flores MC, Sardi GM, Orlando AA. 2006. [Nitrogen and phosphorus balances on a farm scale, in pastoralist dairy systems in Argentina]. *Investigación Veterinaria.* 8(1):9–21. Spanish.

Hetz EJ, Barrios AI. 1997. [Energy cost of the most common mechanized agricultural operations in Chile]. *Agro Sur*. 25(2):146–161. Spanish.

Heublein C, Dohme-Meier F, Südekum K-H, Bruckmaier RM, Thanner S, Schori F. 2017. Impact of cow strain and concentrate supplementation on grazing behaviour, milk yield and metabolic state of dairy cows in an organic pasture-based feeding system. *Animal*. 11(7):1163–1173.

Houlbrooke DJ. 2008. Best practice management of farm dairy effluent in the Manawatu-Wanganui region. *Farming, Food and Health*. 1:1–48.

[IDF] International Dairy Federation. 2018. The world dairy situation 2018. *Bulletin of the IDF*. 494:1–198.

[INALE] Instituto Nacional de la Leche. 2014. [Dairy survey, information and economic studies, programs and projects]. p. 1–46. Spanish.

[IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006a. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4, Agriculture, Forestry and other land use. Chapter 10, Emissions from Livestock and Manure Management. p. 1–87.

[IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006b. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4, Agriculture, Forestry and other Land Use. Chapter 11, N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. p. 1–56.

[IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2006c. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 2, Introduction. Chapter 1. Energy. p. 1–29.

Johnson KA, Johnson DE. 1995. Methane emissions from cattle. *J Anim Sci.* 73:2483–2492.

Koelsch R, Lesoing G. 1999. Nutrient balance on nebraska livestock confinement systems. *J Anim Sci.* 77:63–71.

Krüger H, Zilio J, Frolla F. 2014. [Fertilization of winter greens]. Ediciones INTA. 1–52. Spanish.

Ledgard SF, Falconer SJ, Abercrombie R, Philip G, Hill JP. 2020. Temporal, spatial, and management variability in the carbon footprint of New Zealand milk. *J Dairy Sci.* 103(1):1031–1046.

Lizarralde C, Picasso V, Rotz CA, Cadenazzi M, Astigarraga L. 2014. Practices to reduce milk carbon footprint on grazing dairy farms in Southern Uruguay: case studies. *SAR.* 3(2):1–15.

Llanos E, Astigarraga L, Picasso V. 2018. Energy and economic efficiency in grazing dairy systems under alternative intensification strategies. *Eur J Agron.* 92:133–40.

Llanos E, Astigarraga L, Jacques R, Picasso V. 2013. [Energy efficiency in dairy systems of Uruguay]. *Agrociencia.* 17(2):99–109. Spanish.

Longhurst RD, Roberts AHC, O'Connor MB. 2000. Farm dairy effluent: a review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. *New Zeal J Agr Res.* 43(1):7–14.

Lovett DK, Shalloo L, Dillon P, O'Mara FP. 2006. A systems approach to quantifying greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agr Syst.* 88:156–179.

McDowell RW, Hedley MJ, Pletnyakov R, Rissman C, Catto W, Patrick W. 2019. Why are median phosphorus concentrations improving in New Zealand streams and rivers? *J R Soc N Z.* 49(2):143–170. 10.1080/03036758.2019.1576213.

McDowell RW, Wilcock B, Hamilton DP. 2013. Assessment of strategies to mitigate the impact or loss of contaminants from agricultural land to fresh waters. *Farming, Food and Health.* 1–46.

Meul M, Nevens F, Reheul D, Hofman G. 2007. Energy use efficiency of specialised dairy, arable and pig farms in Flanders. *Agr Ecosyst Environ.* 119(1–2):135–144.

Miguez D. 2017. Overview of the occurrence, effects and risks of regulated and emerging contaminants to freshwater organisms in Latin American watersheds. In: Araujo CVM, Shinn CE, editors. *Ecotoxicology in Latin America*. Nova; p. 493–508. ISBN: 978-1-53610-600-8.

Modernel P, Dogliotti S, Alvarez S, Corbeels M, Picasso V, Tiftonell P, Rossing WA. 2018. Identification of beef production farms in the Pampas and Campos area that stand out in economic and environmental performance. *Ecological Indicators.* 89:755–770.

Modernel P, Astigarraga L, Picasso V. 2013. Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. *Environ Res Lett.* 8(3):1–10.

[MVOTMA- JICA] Agencia de Cooperación Internacional del Japón y Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente – República Oriental del Uruguay. 2011. [Project on water pollution control and

water quality management in the Santa Lucia river basin]. https://www.mvotma.gub.uy/images/calidad_de_agua_01.pdf. 1–96. Spanish.

Myhre G, Shindell D, Bréon FM, Collins W, Fuglestvedt J, Huang J, Koch D, Lamarque J, Lee D, Mendoza B, Nakajima T. 2013. Anthropogenic and natural Radiative Forcing. In: Stocker T, Qin D, Plattner G, Tignor M, Allen S, Boschung J, Nauels A Y, Xia V, Bex P, Midgle, editors. Climate change, 2013: the physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. CambridgeNew York, NY, UKUSA: Cambridge University Press; p. 659–740.

Nash DM, McDowell RW, Condrón LM, McLaughlin MJ. 2019. Direct exports of phosphorus from fertilizers applied to grazed pastures. *J Environ Qual.* 48:1380–1396.

Nehring R, Gillespie J, Sandretto C, Ch H. 2009. Small U.S. dairy farms: can they compete? *Agric Econ.* 40:817–825.

Nordborg M. 2013. Pesticide use and freshwater ecotoxic impacts in biofuel feedstock production: a comparison between maize, rapeseed, salix, soybean, sugarcane and wheat [Master of Science thesis]. 1–162.

O'Brien D, Shalloo L, Patton J, Buckley F, Grainger C, Wallace M. 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agric Syst.* 107:33–46.

Ostrowski B, Deblitz C. 2001. [Competitiveness in dairy production in the countries of Chile, Argentina, Uruguay and Brazil]. Rome: International Farm Comparison Network. Institute of Farm Economics; p. 1–130. Spanish.

Pacheco JP, Arocena R, Chalar G, García P, Gonzalez-Piana M, Fabián D, Olivero V, Silva M. 2012. [Evaluation of the trophic status of streams in the Paso Severino basin (Florida, Uruguay) through the use of the TSI-BI biotic index]. AUGMDOMUS. 4:80–91. Spanish.

Pagani M, Vittuari M, Johnson TG, De Menna F. 2016. An assessment of the energy footprint of dairy farms in Missouri and Emilia-Romagna. *Agric Syst.* 145:116–126.

Perdomo CH, Casanova ON, Ciganda VS. 2001. [Pollution of groundwater with nitrates and coliforms on the southwest coast of Uruguay]. *Agrociencia.* 1:10–22. Spanish.

Picasso V, Modernel P, Becoña G, Salvo L, Gutiérrez L, Astigarraga L. 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Sci.* 98(3):346–354.

Provenza FD, Kronberg SL, Gregorini P. 2019. Is grassfed meat and dairy better for human and environmental health? *Front Nutr.* 6:26. <https://doi.org/10.3389/fnut.2019.00026>.

Relyea RA. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecol Appl.* 15(2):618–627.

Repar N, Jan P, Nemecek T, Dux D, Alig Ceesay M, Doluschitz R. 2016. Local versus global environmental performance of dairying and their link to economic performance: a case study of Swiss mountain farms. *Sustainability.* 2016(8):1294.

Robinson TP, Thornton PK, Franceschini G, Kruska RL, Chiozza F, Notenbaert A, Cecchi G, Herrero M, Epprecht M, Fritz S, et al. 2011. Global livestock production systems. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Livestock Research Institute (ILRI). 152 p.

Rogge N. 2012. Undesirable specialization in the construction of composite policy indicators: the environmental performance index. *Ecological Indicators*. 23:143–154.

Rosenbaum RK, Bachmann TM, Swirsky Gold L, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, et al. 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Ass*. 13:532–546.

Satter LD, Klopfenstein TJ, Erickson GE, Powell JM. 2005. Phosphorus and dairy/beef nutrition. *Faculty Papers and Publications in Animal Science*. 587–606. <https://digitalcommons.unl.edu/animalscifacpub/549>.

Schröder JJ, Scholefield D, Cabral F, Hofman G. 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and area water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environ Sci Policy*. 7:15–23.

Thomassen MA. 2008. Environmental impact of dairy cattle production systems: an integral assessment [PhD thesis]. Wageningen University, The Netherlands. p. 1–152.

Thomet P, Cutullic E, Bisig W, Wuest C, Elsaesser M, Steinberger S, Steinwider A. 2011. Merits of full grazing systems as a sustainable and efficient milk production strategy. *Grassl Sci.* 16:273–285.

Todde G, Murgia L, Caria M, Pazzona A. 2018. A comprehensive energy analysis and related carbon footprint of dairy farms, part 2: investigation and modeling of indirect energy requirements. *Energies.* 11(2):463.

Tunde Olayinka E, Ore A. 2015. Hepatotoxicity, nephrotoxicity and oxidative stress in rat testis following exposure to haloxyfop-p-methyl ester, an aryloxyphenoxypropionate herbicide. *Toxics.* 3:373–389.

Wendling ZA, Emerson JW, Esty DC, Levy MA, de Sherbinin A. 2018. Environmental performance index. New Haven (CT): Yale Center for Environmental Law & Policy. <https://epi.yale.edu/>.

Xue X. 2011. Evaluating eutrophication potential of bioproducts using life cycle assessment methods [PhD thesis]. p. 1–132.

Supplementals

Supplemental Table S1. Energy coefficients and the used criteria to calculate fossil energy (Agroenergía model - Llanos et al. 2013)

Input (unit)	Energy (MJ/unit)	Criteria	Reference
Diesel (l)	39	Calorific value of diesel used in Uruguay, analyzed by bomb calorimeter.	Ministerio de Industria Energía y Minería (2017)
Herbicides (kg)	267	Include the formulation of the active compounds in oils, powders or granules, packaging and transport	West and Marland (2002)
Urea (kg)	54		
Diammonium phosphate (18-46-0)	45		
Mixture II (0-40/41-0+3s)	7.0	IFA simplified model uses natural gas as a Source of ammonia production (80% of world production)	Kongshaug (1998)
Super concentrated nitrogenous (7-40+5)	45		
Superphosphate (0-20/22-0-12s)	3.2		
Milk (kg)	3.05	Based on the percentages of fat (3.72 %F) and milk protein (3.37 %P) for all farm (DIEA, 2014)	Llanos et al. (2013)
Cattle Category:			
Milking Cow 530 Kg	7959		
Breeding stock 260 Kg	3575		
Heifer 400 Kg	5753	The energy value from the weight of the different tissues	Llanos et al. (2013)
Steer 350 Kg	4601		
Calf 35 Kg	255		
Bull 600 Kg	7507		

Supplemental Table S2. Description and IPCC (2006a) equations of the different livestock categories used for calculating methane emissions

Description	Equation	Unit	Bulls	Milking cows	Cattle			
					Heifers	growing	Calves	Calf
Body Weigh	Data	kg head ⁻¹	600	530	400	260	350	35
Weight daily gain	Data	kg d ⁻¹	-	-	-	0.45	0.60	0.45
Digestibility	Table 10.2	%	55	55	55	55	75	75
Coefficients of net energy for maintenance	Table 10.4	Mj d ⁻¹ kg ⁻¹	0.37	0.38	0.32	0.32	0.32	0.32
Net energy for maintenance	Equation 10.3	Mj d ⁻¹	44.9	42.6	28.8	20.8	26.1	4.60
Net energy for activity	Equation 10.4	Mj d ⁻¹	7.63	7.25	4.90	3.54	4.43	-
Net energy for growth	Equation 10.6	Mj d ⁻¹	-	-	-	6.35	10.9	1.41
Net energy for lactation	Equation 10.8	Mj d ⁻¹	-	43.1*	-	-	-	-
Net energy for pregnancy	Equation 10.13	Mj d ⁻¹	-	4.26	2.88	-	-	-
Gross energy	Equation 10.16	Mj d ⁻¹	203	207*	141	142	116	16
CH ₄ emission for enteric fermentation	Equation 10.21	kg CH ₄ head ⁻¹ yr ⁻¹	86.5	88.4*	60.3	60.7	49.6	7.10

* Average values calculated from each of the dairy farms, using the gross energy calculated from the CIPIL model (Astigarraga, 2004)

Supplemental Table S3. Dry matter percentage (DM) of the crops, N and P present in the produced grain

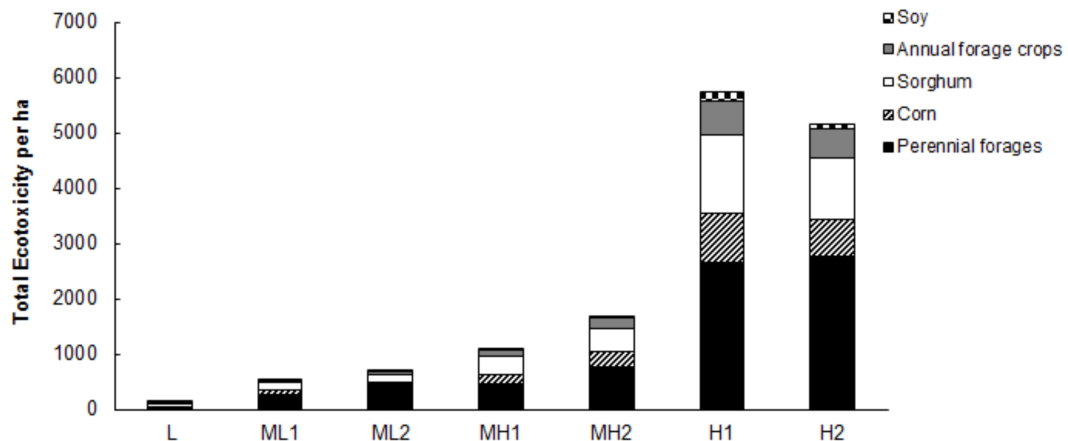
	Corn Lex	Wheat bran	Soy Peel	Soy Expeller	Alfalfa hay mature	Perennial grasses	Corn grain	Seeded pastures	Sorghum grain	Winter annual forage crops	Summer annual forage crops
% DM	88	87.4	89	91	88	88	88	90	89	89	88
% N	2.5	2.4	1.7	7.98	2.08	2.4	1.44	1.6	1.76	2.4	1.44
% P	0.82	1.38	0.17	0.68	0.19	0.25	0.3	0.3	0.32	0.48	0.22

Source: Fernández Mayer, 2014

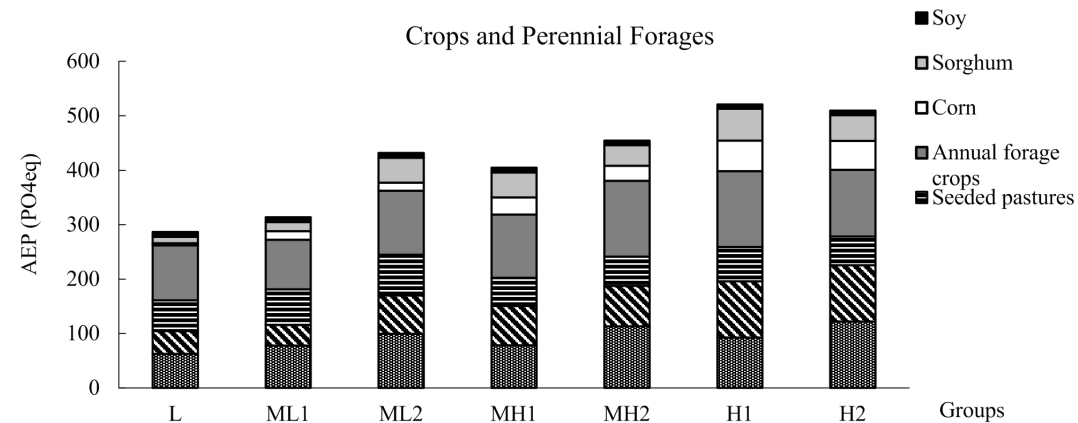
Supplemental Table S4. Standard deviation (SD), variation coefficient (VC) of the production, energy, greenhouse gas emissions ecotoxicity, eutrophication, and index of environmental impact of the seven groups from the 277 grazing dairy production systems in Uruguay in 2014.

Variable	Units	Groups													
		L		ML1		ML2		MH1		MH2		H1		H2	
		SD	VC	SD	VC	SD	VC	SD	VC	SD	VC	SD	VC	SD	VC
Production indicators															
Farm area	ha	23.7	53.1	47.5	38.7	42.5	51.8	85.5	35.1	62.8	37.9	665	83.8	373	68.9
Milk productivity per ha	kg ha ⁻¹	933	38.8	659	27.2	1806	38.4	719	23.6	1593	31.6	1392	34.1	1566	29.3
Milk productivity per cow	kg cow ⁻¹	1578	43.6	712	20.4	1339	25.6	1175	24.8	872	15.2	1073	18.6	1237	20.5
Stocking rate	Cow ha ⁻¹	0.32	27.4	0.32	27.0	0.15	17.1	0.37	30.2	0.21	22.3	0.29	26.8	0.18	22.0
Herd efficiency	Milking cows stock ⁻¹	0.10	13.6	0.16	23.5	0.14	18.4	0.12	16.2	0.12	14.8	0.09	11.2	0.11	13.4
Concentrate intake per kg of milk	kg kg ⁻¹	0.11	54.6	0.15	60.1	0.07	41.8	0.15	54.6	0.10	58.3	0.10	33.2	0.07	39.5
Total dry matter intake	kg cow ⁻¹	1117	23.8	524	12.1	916	17.1	753	14.7	625	10.9	717	12.6	804	13.6
Concentrate intake per cow	kg cow ⁻¹	382	62.4	379	50.3	432	45.6	461	45.0	650	58.6	585	35.4	600	42.8
Ratio MJ energy in concentrate / MJ energy in total feed		8.58	53.8	9.80	47.5	9.03	42.1	10.0	41.6	11.8	52.2	10.0	29.0	10.0	36.1
Percent of intake from pasture		12.9	18.4	14.6	22.9	15.6	26.2	15	26.3	17.2	30.0	10.7	26.8	11.2	20.0
Percent of intake from silage		10.1	61.8	11.9	62.7	12.4	54.2	12.1	52.8	14.0	58.7	8.94	28.6	9.29	45.5
Percent of intake from concentrate		7.09	52.9	8.36	48.3	7.62	43.0	8.42	42.1	10.1	53.8	8.87	30.8	8.92	38.2
Environmental indicators (per kg of milk)															
Fossil energy consumption	MJ	1.82	51.4	1.76	47.4	2.04	69.3	1.58	47.6	1.54	46.8	1.09	27.0	1.16	34.5
Methane emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	0.28	30.2	0.17	22.2	0.09	16.1	0.14	22.1	0.1	17.1	0.09	14.6	0.08	13.9
Nitrous oxide emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	0.24	54.4	0.3	60.5	0.2	54.7	0.29	56.2	0.25	51.2	0.22	46.4	0.18	38.9
Total GHG emissions	kg ⁻¹ EqCO ₂	0.42	30.7	0.27	21.3	0.24	24.8	0.35	30.2	0.27	24.7	0.27	24.1	0.21	19.8
Total Ecotoxicity	CTUe	0.00076	168.7	0.0011	111.3	0.0012	87.9	0.0011	113.2	0.001	67.9	0.00098	69.5	0.0011	76.1
Excess N	kg	0.0019	174.7	0.00066	15248.2	0.00053	265.4	0.00072	248.6	0.00036	169.2	0.00032	138.1	0.00026	105.7
Excess P	kg	0.0007	117.4	0.00027	187.8	0.00019	79.6	0.00024	845.9	0.00013	420.4	0.00011	368.4	0.000073	182.6
AEP N	PO _{4eq}	0.00072	91.9	0.00046	59.9	0.021	422.6	0.00049	104.4	0.00044	73.1	0.019	559.4	0.026	433.1
AEP P	PO _{4eq}	0.0044	80.7	0.0027	58.6	0.0024	55.4	0.0027	96.5	0.0026	73.7	0.0019	56.4	0.0027	70.3
AEP Total	PO _{4eq}	0.0051	81.6	0.0032	59	0.021	219.4	0.0032	98.2	0.0031	73.7	0.019	275.6	0.026	259.6
Index of Environmental Impact		2.88	423	2.26	561	3.06	414	3.02	1322	2.49	1100	1.94	754	1.87	450
Environmental indicators (per ha)															
Fossil energy consumption	MJ	5114	63.3	3327	40.1	5917	47.8	4500	45.8	7918	49.2	6769	41.2	7428	41.9
Methane emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	0.6	29.9	0.52	29.4	0.9	33.5	0.48	24.9	0.99	34.2	0.68	28.1	0.88	28.9
Nitrous oxide emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	0.61	61.6	0.9	73.1	1.13	66.8	0.84	55.5	1.58	62.1	1.33	65.7	1.46	57.4
Total GHG emissions	tt ⁻¹ of CO ₂ -eq	1.03	33.8	1.07	35.5	1.84	41.8	1.1	31.6	2.31	41.9	1.85	41.1	2.19	38.8
Total Ecotoxicity	CTUe	2	160.3	2.1	89.5	5.1	84.4	2.9	94.6	4.9	67.3	3.8	69	5.4	72.8
Excess N	kg	5	183.9	1.5	16696.9	2.4	231.5	2.2	261.5	1.7	154.9	1.4	148.8	1.3	101.2
Excess P	kg	1.8	111.8	0.6	206.6	1.1	89.1	0.8	887.4	0.6	359	0.5	437	0.4	206.6
AEP N	PO _{4eq}	1.3	81.7	1.2	66.3	141.7	445.5	1.4	97.7	3.1	101.6	87.3	600.7	131.2	425.2
AEP P	PO _{4eq}	9.7	77.8	7.2	66.7	11	59.3	7.6	89.6	18.1	100.6	9.5	68.8	15.6	77.7
AEP Total	PO _{4eq}	11	77.8	8.4	66.5	138.8	275.4	9	90.5	21.1	100.7	85.8	302.3	127.9	251
Index of Environmental Impact		1.69	72.4	1.43	60.8	2.83	7631	1.59	86.8	3.7	218	2.38	1551	2.93	209

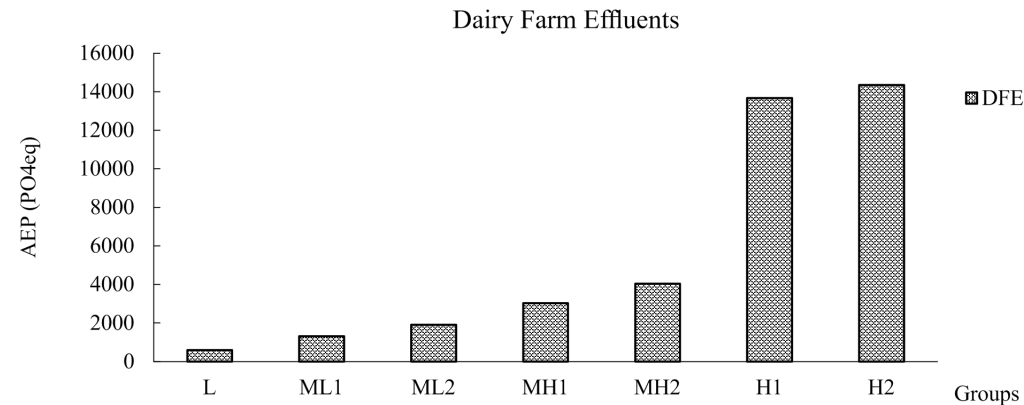
Supplemental Figure S1. Potential freshwater ecotoxicity impact of the herbicides per ha, of each crop and forage per production system group.



Supplemental Figure S2. Aquatic eutrophication potential per ha of each crop per production system group. A. Crops and forages. B. Dairy farm effluents.



A



B

5. Discusión General

5.1. Disponibilidad del recurso Agua

El uso de riego en sistemas agrícolas aporta beneficios frente a generar mayor productividad, y en este trabajo no hubo diferencias estadísticas en cuanto a impactos ambientales para el recurso agua. De igual forma en los sistemas de intensificación lecheros, donde no necesariamente mayor productividad implica mayor impacto ambiental. Sin embargo, los sistemas de intensificación estudiados deben mirarse en contexto general y a largo plazo considerando no solo la importancia del recurso agua en si mismo, sino a las proyecciones futuras tanto a nivel mundial como regional y local.

Como se mencionó primariamente, las estimaciones de aumento de la producción de alimentos para el 2050 serán de un 53% en todo el mundo, donde alrededor del 50% ocurriría en los países en desarrollo y un 16% en los países desarrollados (Velasco-Muñoz *et al.*, 2019), de forma que los recursos naturales de los países en desarrollo serán los que reciban mayores presiones. Lo cual también se evidencia en las proyecciones respecto a la extracción general de agua, que indican que para el 2025 habrá un aumento del 27% para los países en desarrollo y 11% para los países desarrollados, donde la demanda potencial para riego crecería un 12% en los países en desarrollo (21% en América Latina) mientras que se reducirá un 1,5% en los países desarrollados. Esto a su vez genera preocupación respecto al agua subterránea ya que en un intento para obtener mayores volúmenes de agua y de cierta calidad, los agricultores tenderán a recurrir a ésta en mayor grado reduciendo aún más la disponibilidad de agua para todos los usos (Rosegrant *et al.*, 2004).

Las estimaciones de la huella de agua de acuerdo a los casos estudiados indican que dados los rendimientos obtenidos estos valores no son tan elevados, lo cual es consistente con las estimaciones globales obtenidas por Mekonnen y Hoekstra (2011). De esta forma, en el país se estaría haciendo un uso adecuado del manejo de la cantidad del recurso agua involucrada en

los sistemas de riego, sin embargo, estos podrían ajustarse aún más dadas las perspectivas futuras del recurso en cuestión. Y a su vez y en vista de las proyecciones mencionadas y de las predicciones respecto al cambio climático, sería importante apuntar a mejorar la gestión hídrica del país ya que en Uruguay se incrementaría el promedio anual de la precipitación acumulada, particularmente en los meses de primavera y verano (Giménez y Lanfranco, 2012). Lo cual favorecería la producción de cultivos extensivos como los estudiados en este mismo estudio (maíz y soja), y para los cuales las proyecciones mundiales también indican un aumento. Se prevé que la producción mundial (considerando para consumo humano y animal) de cereales crecerá a una tasa de 1,1% al año hasta el 2028, debido sobre todo a aumentos de los rendimientos. De éstos, la producción de maíz tendrá el mayor incremento (+181 Mt), seguida por las de trigo (+86 Mt), arroz (+66 Mt) y otros cereales secundarios (+35 Mt). Esto sería dado por un aumento moderado en la superficie sembrada, debido sobre todo a la nueva tierra agrícola agregada (África, Rusia y América Latina), a cultivos múltiples (América Latina), a la conversión de la tierra de pastura en tierra de cultivo (India), así como a la expansión del sector ganadero en China, el continente americano y el Sudeste asiático. Cambios que se deben en parte a las políticas públicas de autosuficiencia y seguridad alimentaria (OCDE-FAO, 2019). Por otro lado, las perspectivas para el cultivo de soja, para este mismo período, muestran que la expansión continuará, pero a una tasa menor entre 1,6 y 2,4%, por debajo de la tasa de crecimiento anual de 4,2% de la última década. Esta desaceleración del crecimiento en el comercio mundial, comparado con la última década, estaría vinculado al uso de harina proteica la cual aumentará de manera limitada debido a que el crecimiento de la producción de carne de cerdo y de aves de corral disminuirá, y a las iniciativas emprendidas por China para adoptar una menor proporción de harina proteica (producción de harina que proviene de la trituration de semillas oleaginosas importadas, principalmente de Brasil y Estados Unidos) en las raciones de forraje para el ganado, dada la disminución de las tasas

de crecimiento de la producción animal y al gran porcentaje actual de producción a partir de forrajes compuestos. El crecimiento del comercio mundial de soja se prevé que pase a estar dominado por el continente americano, particularmente América Latina (OCDE-FAO, 2016; OCDE-FAO, 2019).

Así mismo, las proyecciones establecidas para la producción de leche también se esperan que crezcan durante los próximos años a una tasa de 1,7% al año (OCDE-FAO, 2019; OPYPA, 2019) e incluso a un ritmo más rápido que el de casi todos los demás productos básicos agrícolas, dado el incremento por la demanda en las dietas de la población. En este caso, se espera que India y Pakistán que son importantes productores de leche, contribuyan con más de la mitad del crecimiento de la producción mundial de leche representando más de 30% para el 2028. A su vez, que la producción de la Unión Europea que es el segundo mayor productor de leche, crezca más lentamente que el promedio mundial porque por un lado solo una pequeña parte de lo producido se exporta y la demanda interna crece muy poco; y por otro, porque en varios países la preocupación por los problemas ambientales limitaría tales aumentos de la producción. En Nueva Zelanda, productor más orientado a la exportación y basado sobre todo en el pasto como alimento para el ganado, la producción de leche ha aumentado y se espera que así continúe, aunque con rendimientos más bajos que los de América del Norte y Europa. No obstante, la eficiencia de la gestión del pasto y el pastoreo durante todo el año le permite a Nueva Zelanda ser un actor competitivo (OCDE-FAO, 2019). Finalmente, América Latina pasaría a tener un rol importante en el crecimiento del comercio mundial de la leche (FAOSTAT, 2020).

Por consiguiente, sería muy prudente apuntar a una gestión hídrica que haga un uso más eficaz del agua de lluvia, mejorando los sistemas de recolección del agua (Rosegrant *et al.*, 2004) y su posterior transporte. Así como políticas que favorezcan equitativamente a todos los productores respecto a los derechos de su uso tanto en meses de menores

precipitaciones, como en períodos de sequía. Esto a la par con el adecuado manejo y preservación del recurso suelo.

5.2. Calidad del Agua

Respecto a la calidad del agua, las estimaciones de potenciales impactos estimados con los modelos de ecotoxicidad y eutrofización mostraron la falta de diferencias estadísticas entre los sistemas de riego y secano, lo cual podría atribuirse a los pocos casos estudiados, así como por el hecho que estos mismos casos parecen tener un buen manejo agronómico (C. Perdomo, com. pers.). Sin embargo, en cuanto a las comparaciones entre sistemas lecheros se observa que la ecotoxicidad y la eutrofización potencial por hectárea tienen una tendencia creciente a medida que los grupos presentaron mayores valores productivos. Aunque la misma no es tan lineal como se esperaba, ya que las estrategias de manejo de los productores parecen estar jugando un papel importante en cuanto a los potenciales efectos negativos en el recurso agua. No obstante, cabe destacar el impacto que de por si están ejerciendo los agroquímicos en el agua y en el medio ambiente en general, efecto que influye en gran medida a nivel ecosistémico (Sundrum, 2001; Díaz *et al.*, 2008), e incluso puntualmente en especies no objetivo (Ernst *et al.*, 2018) y de gran relevancia ecosistémica y agrícola como ser las abejas (Antúñez *et al.*, 2017; Soutullo *et al.*, 2020). Estos impactos se observarán a largo plazo con mayor énfasis en la propia producción agrícola y ganadera (FAO, 2017).

Se observó como los insecticidas, comparando con el resto de los pesticidas, presentan mayor efecto ecotóxico aun cuando la dosis empleada es menor. Algunas de las implicancias que presentan los principios activos de los pesticidas que se destacaron mayormente en este estudio hacen referencia a: la potencialidad de llegar a fuentes de aguas subterráneas (además de las superficiales) debido a sus propiedades físico-químicas; de afectar a organismos acuáticos y edáficos ingresando en la cadena trófica; a organismos no objetivo como ser las abejas, cuyo nicho es fundamental para

la productividad agrícola mundial dado que son los mayores polinizadores de muchas plantas silvestres y monocultivos, y donde las alteraciones en sus poblaciones podrían derivar en significativas pérdidas económicas en el sector de apicultura; y la alta toxicidad que pueden generar para mamíferos, incluyendo a humanos y ciertos efectos como retrasos en el desarrollo mental y motor de los niños. Estos efectos han promovido que ciertos pesticidas hayan sido prohibidos en algunas zonas, por ejemplo la Unión Europea, pero que la falta de conocimiento real de las repercusiones y los accesibles costos sean responsables de la circulación en el mercado en otras regiones. La atrazina que es usada para el control de malezas es un claro ejemplo. En Uruguay se prohibió su uso en el año 2016, sin embargo, su efecto a largo plazo dada su persistencia en el sedimento del agua y en el suelo es de importante consideración ya que se han encontrado trazas en estudios recientes.

Existe un consenso entre una amplia gama de partes interesadas de que el uso de pesticidas, y sus riesgos asociados, debe disminuir, siendo además que se ha mostrado que su uso puede reducirse sustancialmente sin poner en peligro la producción. Para esto se requiere una combinación de medidas en la cual deben considerarse los cultivos en cuestión y los sistemas agrícolas y ganaderos, pero involucra reintegrar la diversidad, aplicar los conocimientos disponibles y las tecnologías alternativas. Se requieren esfuerzos adicionales para mejorar la comprensión de los sistemas agrícolas y desarrollar variedades robustas y medios alternativos para controlar las plagas, enfermedades y malezas. Para lo cual debe haber una responsabilidad compartida entre los agricultores, los investigadores y los gobiernos, también tendría que haber por parte de las empresas, pero eso les conduciría a pérdidas económicas. A su vez, la demanda del consumidor y los minoristas de alimentos juegan un papel importante en el aumento de la cuota de mercado de los productos producidos con menos o sin pesticidas. Por eso, existe la necesidad de una mayor colaboración a lo largo de la cadena de valor, desde los consumidores hasta los productores.

Los minoristas se posicionan en una interfaz crucial a medida que traducen la demanda de los consumidores a los productores, pero también pueden crear conciencia entre los consumidores sobre cómo se producen los alimentos. Asimismo, los gobiernos deben adaptar o introducir regulaciones y políticas que aseguren que los riesgos de pesticidas se minimicen, que el uso de pesticidas se reduzca y que se promuevan sistemas y métodos alternativos como ser biocontrol y pesticidas naturales, y manejo integrado de plagas (que más que erradicar las plagas busca más bien controlar las poblaciones) (Eyhorn *et al.*, 2015). También, prohibición de pesticidas que ya han sido vedados en otras regiones por sus probados efectos a nivel de consecuencias negativas en el ecosistema, así como en la salud humana. A su vez, promover el uso de tecnologías de precisión como ser sensores y drones que toman imágenes satelitales para recabar información agronómica acerca de micro variabilidades del terreno para el manejo de cultivos, uso de aplicaciones como: Pesticidas and Alternatives, una herramienta multilingüe para apoyar el control de plagas brindando información de los principios activos presentes en los pesticidas, su efecto medioambiental, informando si está prohibido o no, y por cual o cuales organismos, y brinda métodos alternativos de control, entre otras.

Paralelamente, el buen manejo de los efluentes y de los fertilizantes también es de suma importancia dados los efectos que el exceso de nutrientes implica en los procesos de eutrofización del agua. Se prevé que la demanda mundial de fertilizantes crezca hacia el 2023, y que las regiones que presenten mayor aumento (por orden de importancia) en los próximos años sean África, Este de Europa, Asia Central y América Latina (IFA, 2018). Las repercusiones involucradas abarcan efectos de distinta índole ya sea alteraciones en los ecosistemas acuáticos, las cadenas tróficas y las consecuencias asociadas, así como efectos negativos en los organismos, incluyendo la salud humana, por las cianotoxinas liberadas. Éstas pueden causar envenenamiento letal agudo (producidas principalmente por especies y cepas de los géneros: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*,

Trichodesmium, Cyndrospermopsis, Nodularia y Microcystis), pueden no ser altamente letales pero muestran una mayor bioactividad selectiva, y pueden generar irritación en la piel o son dermatotóxicas (Cantoral Uriza *et al.*, 2017). También efectos de retroalimentación positiva del calentamiento climático, ya que la eutrofización también es un importante impulsor de emisiones de CH₄ de las aguas lénticas, dado que cuando las macrófitas son abundantes hay una reducción en el flujo difusivo de metano de los lagos poco profundos (Davidson *et al.*, 2015). Y dadas las predicciones que indican que los procesos de eutrofización aumentarán en los próximos años, las emisiones de CH₄ también lo harán a partir de estos sistemas de lagos y embalses (+30-90%). Esta mayor emisión de CH₄ tiene un impacto atmosférico de 1,7-2,6 Pg C-CO₂-eq y⁻¹, lo que equivale al 18-33% anual de las emisiones de CO₂ debida a la quema de combustibles fósiles (Beaulieu *et al.*, 2019). Existen alternativas para reducir el uso de fertilizantes como ser la biofertilización, por medio de la cual se ha logrado disminuir el uso de fertilizantes químicos al 50% para el cultivo de maíz por ejemplo (Trujillo-Tapia y Ramírez-Fuentes, 2016).

A su vez, el incremento del uso de concentrados para alimentar al ganado ha sido un gran promotor para obtener altos rendimientos productivos, sin embargo, un manejo del pastoreo y provisión de pasturas de alta calidad como ingesta de materia seca, junto con una suplementación estratégica con alimentos de alto valor energético (Wilkinson *et al.*, 2019) es una alternativa para no bajar los niveles productivos y si reducir los impactos ambientales (Aguirre-Villegas *et al.*, 2016). Incluso en el trabajo de lechería se observó un valor óptimo que permitiría mantener un equilibrio entre estos dos aspectos, valor que podría mejorar a nivel de la proporción de pasturas si las estrategias para el manejo de los agroquímicos empleados se modificaran de forma más amena para el ambiente.

Los modelos empleados en este estudio indican un potencial de efecto negativo en el agua al considerar que ocurren pérdidas de nutrientes desde los sistemas (agrícolas-ganaderos) estudiados. Pérdidas que de por si han

sido documentadas, indicando que las correspondiente a fertilizantes y pesticidas por escorrentía son normalmente menores del 5% de la cantidad de pesticida o fertilizante aplicado (Carpenter *et al.*, 1998; Rodríguez Garrido, 2009). La escorrentía tiene lugar cuando la precipitación o riego superan la velocidad de infiltración del agua. Los factores más importantes que determinan la pérdida por escorrentía son la pendiente del terreno, la humedad del suelo, la cantidad y frecuencia de las precipitaciones y la capacidad de retención del agua del suelo, factores (entre otros) que serían importante incluir para complementar los modelos empleados en esta tesis, así como ajustar el índice integrado de impactos ambientales. Dado que, por un lado, los pesticidas, al igual que los nutrientes provenientes de los fertilizantes, son arrastrados en disolución, así como en las partículas del suelo erosionadas de la superficie. Y por otro lado, a que el aumento de los eventos climáticos extremos como consecuencia del cambio climático, también aumentará la escorrentía de los agroquímicos hacia las fuentes de agua (Yin *et al.*, 2018).

La calidad del agua a futuro y el éxito económico de los sistemas agropecuarios dependerá mucho de la gestión desarrollada por éstos.

6. Conclusiones Generales

No pudo comprobarse estadísticamente que el uso de riego en sistemas agrícolas genere un mayor impacto ambiental sobre el recurso agua dulce. Sin embargo, dadas las perspectivas respecto al aumento de la producción de alimentos para los mercados de exportación, las políticas actuales de promoción de riego y los impactos medioambientales ya presentes en los cursos de agua del país, deberían considerarse estrategias adecuadas para cuidar el recurso a largo plazo de forma de evitar que disminuyan los rendimientos productivos agrícolas y ganaderos.

La producción del cultivo de soja tiene un mayor potencial de impacto ambiental sobre el recurso agua que la producción del cultivo de maíz, debido a los insecticidas involucrados durante la misma.

A medida que aumentan la productividad de los sistemas lecheros aumentan los impactos ambientales en el agua, dado el mayor uso de insumos. Aunque la tendencia se aprecia de forma más clara por hectárea, ya que la productividad juega un rol en los valores por kilogramo de litro de leche. La ecotoxicidad fue la que presentó valores con diferencias significativas entre los grupos estudiados, no siendo así para el potencial de eutrofización.

Emplear mayor proporción de pasturas en las dietas de los animales no implica necesariamente menos impactos ambientales, esta relación se basa en una combinación de factores vinculadas a las estrategias de manejo como: el tipo de sistema de pastoreo, la proporción de pastos y concentrados en las dietas, la cantidad y el tipo de insumos empleados para alcanzar los valores productivos deseados. De todas formas, dados los manejos actuales de los sistemas parece que manejar valores entre 55 y 60% de consumo de pasturas en las dietas, permite no generar impactos ambientales tan altos y a su vez, no disminuir los valores productivos. Este valor podría mejorar si las prácticas empleadas se condujeran a ser más amigables con el medio ambiente.

Finalmente, la integración de distintos indicadores ambientales en un índice ambiental resultó ser una buena herramienta para evaluar impactos ambientales considerando los diferentes trade-off involucrados. Aunque incluir otros indicadores como ser erosión de suelos, por ejemplo, permitiría mejorar la interpretación de los resultados a futuro.

7. Bibliografía

- Aguirre-Villegas HA, Passos-Fonseca TH, Reinemann DJ, Larson R. 2016. Grazing intensity affects the environmental impact of dairy systems. *Journal of Dairy Science*. 8: 6804-6821.
- Antúnez K, Invernizzi C, Mendoza Y, vanEngelsdorp D, Zunino P. 2017. Honeybee colony losses in Uruguay during 2013–2014. *Apidologie*. 48: 364-370.
- Aranda D. 2020. <https://www.pagina12.com.ar/249247-un-modelo-agropecuario-toxico>
- Arocena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M, Rodó E, Machado I, Pacheco Jp, Castoglioni R, Gabito L. 2008. Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Informe final, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias. [En línea]. 16 junio 2020. <http://limno.fcien.edu.uy/pejecutados/1-%20Convenio%20DINAMA%20Resum%20Intro%20Area%20estudio.pdf>
- Arsel M. 2013. Social conflict, economic development and extractive industry: evidence from South America. *The Journal of Peasant Studies*. 40: 592-594.
- Aubriot L, Delbene L, Haakonsson S, Somma A, Hirsch F, Bonilla S. 2017. Evolution of eutrophication in Santa Lucía river: influence of land use intensification and perspectives. *INNOTECH*. 14: 7-16.
- Baldock D, Caraveli H, Dwyer J, Einschütz S, Petersen JE, Sumpsi-Vinas J, Varela-Ortega C. 2000. The Environmental impacts of irrigation in the European Union. <https://ec.europa.eu/environment/agriculture/pdf/irrigation.pdf>
- Barreto P, Dogliotti S, Perdomo C. 2017. Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*. 10: 1-8.

- Becoña G, Astigarraga L, Picasso VD. 2014. Greenhouse Gas Emissions of Beef Cow-Calf Grazing Systems in Uruguay. *Sustainable Agriculture Research*. 3(2): 89-105.
- Beaulieu JJ, DelSontro T, Downing JA. 2019. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nature Communications*. 10: 1375-1380. [En línea]. 16 junio 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>
- Beretta-Blanco A, Pérez O, Carrasco-Letelier L. 2019. Soil quality decrease over 13 years of agricultural production. *Nutrient Cycle Agroecosystems*. 114: 45-55.
- BID y CEPAL (Banco Interamericano de Desarrollo y Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2018. Proceso Regional de las Américas: Foro Mundial del Agua 2018: Informe regional América Latina y el Caribe: Resumen ejecutivo. BID, CEPAL. 19 p. [En línea]. 16 junio 2020. <https://publications.iadb.org/es/proceso-regional-de-las-americas-foro-mundial-del-agua-2018-informe-regional-america-latina-y-el>
- Blasina y Asociados. 2020. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.blasinayasociados.com/espanol/la-produccion-de-leche-bajo-4-en-2019-9?nid=7619>
- Bonilla S, Haakonsson S, Somma A, Gravier A, Britos A, Vidal L, De León L, Brena BM, Pérez M, Piccini C, Martínez de la Escalera G, Chalar G, González-Piana M, Martigani F, Aubriot L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTECH*. 10: 9-22.
- Brenttrup F, Küsters J, Kuhlmann H, Lammel J. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*. 20: 247-264.

- Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H. 2000. Methods to Estimate On-Field Nitrogen Emissions from Crop Production as an Input to LCA Studies in the Agricultural Sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5 (6): 349-357.
- Britt JH, Cushman RA, Dechow CD, Dobson H, Humblot P, Hutjens MF, Jones GA, Ruegg PS, Sheldon IM, Stevenson JS. 2018. Invited review: Learning from the future-A vision for dairy farms and cows in 2067. *Journal of Dairy Science*. 101: 3722-3741.
- Cantoral Uriza EA, Asencio Martínez AD, Aboal Sanjurjo M. 2017. Cyanotoxins: environmental and health effects. Prevention measures. *Hidrobiológica*. 27 (2): 241-251.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correl DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. 1998. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications*. 8 (3): 559-568.
- Carrasco-Letelier L, Vázquez D, D' Ottone F, Resquín F, Scoz R, Vilaró F, Rodríguez G, Vicente E, Terra J. 2013. Balance energético de cadenas Agro-industriales de interés para La producción de bioenergías. Uruguay. *Revista INIA*. 32: 46-50. <http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/112761050413113529.pdf>
- Carriquiry M, Espasandin AC, Astessiano AL, Casal A, Claramunt M, Do Carmo M, Viñoles C, Soca P. 2012. La cría vacuna sobre campo nativo: Un enfoque de investigación jerárquico para mejorar su productividad y sostenibilidad. *Veterinaria*. 48(1): 41-49.
- Carter AD. 2000. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. *Leed Research*. 40 (1): 113-122.
- Causapé J, Auqué L, Gimeno M^aJ, Mandado J, Quílez D, Aragüés R. 2004. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel Rivers (Spain): present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology*. 45: 703-715.

- Cedrés F, Cunha A. 2013. La utilización de sistemas de engorde a corral por la industria frigorífica uruguaya: Una aproximación de su impacto en el mercado. Tesis de Grado. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias Economicas y de Administración. 191 p.
- Chalar G, García-Pesenti P, Silva-Pablo M, Perdomo C, Olivero V, Arocena R. 2017. Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*. 65: 76-84.
- Chen H, Zhang W, Wang K, Fu W. 2010. Soil moisture dynamics under different land uses on karst hillslope in northwest Guangxi, China. *Environmental Earth Science*. 7 p.
- Conde D, Arocena R, Rodríguez-Gallego L. 2002. Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión. *AMBIOS III* (10): 5-9 y *IV* (11): 32-33.
- Davidson TA, Audet J, Svenning J-C, Lauridsen TL, Søndergaard M, Landkildehus F, Larsen SE, Jeppesen E. 2015. Eutrophication effects on greenhouse gas fluxes from shallow-lake mesocosms override those of climate warming. *Global Change Biology*. 21: 4449-4463.
- Delbene L. 2010. Calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía (Uruguay) utilizando peces como indicadores: Relaciones con el Uso del Suelo. Tesis de Pofundización en Ecología. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 43 p.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2018. Infostat versión. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Centro de Transferencia InfoStat, FCA. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz I. 2013. Modelación de los aportes de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrogeográficas del departamento de Canelones (Uruguay). Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 89 p.

- Díaz R, Jaurena M, Ayala W. 2008. Impacto de la intensificación productiva sobre campo natural en Uruguay. Uruguay. Revista INIA. 14: 16-21. <http://www.ainfo.inia.uy/consulta/busca?b=ad&id=12991&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22D%C3%ADaz,%20R.Jaurena,%20M.Ayala,%20W.%22&qFacets=autoria:%22D%C3%ADaz,%20R.Jaurena,%20M.Ayala,%20W.%22&sort=titulo-sort&paginacao=t&paginaAtual=1>
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2019. Anuario Estadístico Agropecuario. 256 p. [En línea]. 16 junio 2020. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2019/Anuario2019.pdf>
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2015 Regiones agropecuarias del Uruguay. 42 p. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www2.mgap.gub.uy/DieaAnterior/regiones/Regiones2015.pdf>
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias). 2007. Estadísticas Agropecuarias. 79 p. [En línea]. 16 junio 2020. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-diea-2007>
- DINAMA – CONAPROLE – IMFIA (Dirección Nacional de Medio Ambiente – Cooperativa Nacional de Productores de Leche – Instituto de Mecánica de los Fluídos e Ingeniería Ambiental) 2008. Evaluación de los Sistemas de Tratamiento de Tambos. Resumen del trabajo de Campo. 22 p. [En línea]. 16 junio 2020. http://archivo.presidencia.gub.uy/web/noticias/2008/05/eval_sist_%20trat_tambos.pdf
- Dogliotti S, Rossing WAH, van Ittersum MK. 2004. Systematic design and evaluation of crop rotations enhancing soil conservation, soil fertility and farm income: a case study for vegetable farms in South Uruguay. Agricultural Systems. 80 (3): 277-302.
- Durango S, Sierra L, Quintero M, Sachet E, Paz P, Da Silva M, Valencia J, Le Coq JF. 2019. Estado y perspectivas de los recursos naturales y los ecosistemas en América Latina y el Caribe (ALC). 2030 -

- Alimentación, Agricultura y Desarrollo Rural en América Latina y el Caribe. No. 9. Santiago de Chile. FAO. 44 p.
- ECORAE (Aparatos Eléctricos y Electrónico y la gestión ecológica de sus residuos). 2013. Informe de Resultados del Análisis de Ciclo de Vida del proceso. 155 p. [En línea]. 16 junio 2020.
<http://www.life-ecorae.eu/es/files/B1InformeResultadosACVProcesoCompleto.pdf>
- Ernst F, Alonso B, Colazzo M, Pareja L, Cesio V, Pereira A, Márquez A, Errico E, Segura AM, Heinzen H, Pérez-Parada A. 2018. Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. Science of The Total Environment. 631-632: 169-179.
- Eyhorn F, Roner T, Specking H. 2015. Reducing pesticide use and risks - What action is needed? 32 p. [En línea]. 16 junio 2020.
http://urbanagriculturebasel.ch/wp-content/uploads/2015/09/Reducing-pesticide-use-and-risks-What-action-is-needed_Briefing-paper_Eyhorn-Roner-Specking_Sept-2015.pdf
- Failde A, Peixoto C, Estol E, Preve A. 2013. Estudio sobre riego agropecuario en Uruguay. Anuario OPYPA. 17 p. [En línea]. 16 junio 2020.
<http://www.mgap.gub.uy/opypapublicaciones/ANUARIOS/Anuario2013/material/pdf/25.pdf>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2019. Climate Change and The Global Dairy Cattle Sector. The role of the dairy sector in a low-carbon future. Rome. 36 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2017. Water for Sustainable Food and Agriculture. Rome. 33 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2013. The State of Food and Agriculture: Food systems for better nutrition. Roma. 114 p.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2011. El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. Cómo gestionar los sistemas en peligro. Roma. 50 p.
- Farell Baril C, Turpin Marion S, Suppen Reynaga N. 2013. Huella de agua de uso público-urbano en México. Revista internacional de Estadística y Geografía. 4 (1): 58-71.
- Fernández-Marcos ML. 2011. Contaminación por fósforo procedente de la fertilización orgánica de suelos agrícolas. 25-31. En: López Mosquera ME y Sainz Osés MJ. Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, España. 227 p.
- Fernández-Mayoralas E. 2010. Metodologías para la evaluación y mejora del impacto ambiental de los sistemas ganaderos: análisis comparado y posibilidades de aplicación en el sector de los pequeños rumiantes de Andalucía. Tesis Maestría de Zootecnia y Gestión Sostenible. Andalucía, España. Universidad de Andalucía. 36 p.
- Foresight. 2011. The future of food and farming. Final Project Report. Futures London, UK: Government Office for Science. 44 p.
- FAOSTAT (The Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database). 2020. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.fao.org/faostat/en/#home>
- Franke NA, Boyacioglu H, Hoekstra AY. 2013. Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines, Value of Water Research Report Series N°. 65, UNESCO-IHE, Delft, The Netherlands. 64 p.
- Freitas de Alvarenga RA, Prudêncio da Silva Júnior V, Soares SR. 2012. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. Journal of Cleaner Production. 28: 25-32.

- García Petillo M. 2012. Conceptos básicos para el diseño y manejo del riego. Riego en cultivos y pasturas. Segundo Seminario Internacional, Salto-Uruguay. 25-32.
- Geraldi AM. 2011. Determinación de cargas de nitrógeno y fósforo en cuencas hidrográficas pampeanas. Contribuciones Científicas GAEA. | (23): 121-130.
- Geraldi AM. 2009. Estudio Geoambiental de la Cuenca lagunar las Encadenadas del Oeste. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Sur. 336 p.
- Gerber P, Wassenaar T, Mauricio Rosales M, Castel V, Steinfeld H. 2007. Environmental impacts of a changing livestock production: overview and discussion for a comparative assessment with other food production sectors. Animal Production and Health Division, Livestock. Environment and Development Initiative (LEAD), Rome. 37-54.
- Gerber P, Menzi H. 2006. Nitrogen losses from intensive livestock farming systems in Southeast Asia: a review of current trends and mitigation options. International Congress Series. 1293: 253-261.
- Giménez A, Lanfranco B. 2012. Adaptación al cambio climático y la variabilidad: algunas opciones de respuesta para la producción agrícola en Uruguay. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas. 3 (3): 611-620.
- Goyenola G, Meerhoff M, Teixeira-de Mello F, González-Bergonzoni I, Graeber D, Fosalba C, Vidal N, Mazzeo N, Ovesen NB, Jeppesen E, Kronvang B. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. Hydrology and Earth System Sciences. 19: 4099-4111.
- Goyenola G, Graeber D, Meerhoff M, Jeppesen E, Teixeira-de Mello F, Vidal N, Fosalba C, Bering Ovesen N, Gelbrecht J, Mazzeo N, Kronvang B. 2020. Influence of Farming Intensity and Climate on Lowland Stream Nitrogen. Water. 12: 1021. doi:10.3390/w12041021

- Griffero L, Alcántara-Durán J, Alonso C, Rodríguez-Gallego L, Moreno-González D, García-Reyes JF, Molina-Díaz A, Pérez-Parada A. 2019. Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of The Total Environment*. 697: 134058.
- Hoekstra AY, Chapagain AK, Aldaya MM, Mekonnen MM. 2011. *The Water Footprint Assessment Manual. Setting the Global Standard*. London and Washington DC. 228 p.
- Hoekstra AY, Hung PQ. 2002. Virtual water trade. A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. *Value of Water Research Report*. 11: 1-120.
- Hooda PS, Edwards AC, Anderson HA, Miller A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment*. 250 (1-3): 143-167.
- Humbert S, De Schryver A, Bengoa X Margni M, Jolliet O. 2014. *IMPACT 2002+: User Guide for version Q2.22*. 50 p. [En línea]. 16 junio 2020. www.quantis-intl.com
- IDF (International Dairy Federation). 2018. *The world dairy situation 2018*. Bulletin of the IDF. 494: 1–198.
- IFA (International Fertilizer Association). 2018. *Fertilizer Outlook 2018-2022*. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.anffe.com/destacados/Todos/2018-07-20%20Perspectivas%20de%20IFA%20sobre%20la%20demanda%20mundial%20de%20fertilizantes%202018-2022/index.html>
- Iriarte A, Rieradevall J, Gabarrell X. 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*. 91: 263-273.
- Iriarte A, Rieradevall J, Gabarrell X. 2011. Environmental impacts and energy demand of rapeseed as an energy crop in Chile under different fertilization and tillage practices. *Biomass and Bioenergy*. 35: 4305-4315.

- Iriarte A, Rieradevall J, Gabarrell X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. *Journal of Cleaner Production*. 18: 336-345.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2013. Resumen para responsables de políticas. En: Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Stocker T.F., Qin D., Plattner G.K., Tignor M., Allen S.K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V. y Midgley P.M. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, Estados Unidos de América. 28 p.
- ISO (International Organization for Standardization). 2014. ISO 14046:2014, Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines. [En línea]. 16 junio 2020. www.iso.org
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2009. Agricultural Ecosystems, Facts and Trends. Atar Roto Presse SA, Switzerland. 20 p.
- JICA-MVOTMA (Agencia de Cooperación Internacional de Japón-Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial). 2011. Proyecto sobre el control de la contaminación del agua y la gestión de la calidad del agua en la cuenca del río Santa Lucía. Informe final de proyecto. 96 p. [En línea]. 16 junio 2020. https://www.mvotma.gub.uy/component/k2/item/download/8680_4e2f8da164df955b1c8690a5963263f5
- Joliet O, Frischknecht R, Bare J, Boulay A-M, Bulle C, Fantke P, Gheewala S, Hauschild M, Itsubo N, Margni M, McKone TE, Mila L, Mila C, Postuma L, Prado-Lopez V, Ridoutt B, Sonnemann G, Rosenbaum RK, Seager T, Struijs J, van Zelm R, Vigon B, Weisbrod A. 2014. Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: findings of the scoping phase. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 19: 962-967.

- Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R. 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 8 (6): 324-330.
- Kibria G. 2014. Climate change and Chemical contaminants. DOI: 10.13140/RG.2.1.2733.6169. 9 p.
- Klocke NL, Watts DG, Schneekloth JP, Davison DR, Todd RW, Parkhurst AM. 1999. Nitrate leaching in irrigated corn and soybean in a semi-arid climate. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers (ASAE)*. 42 (6): 1621-1630.
- Koelsch R, Lesoing G. 1999. Nutrient Balance on Nebraska Livestock Confinement Systems. *Journal of Animal Science*. 77: 63-71.
- Kounina A, Margni M, Bayart J-B, Boulay A-M, Berger M, Bulle C, Frischknecht R, Koehler A, Milà i Canals L, Motoshita M, Núñez M, Peters G, Pfister S, Ridoutt B, van Zelm R, Verones F, Humbert S. 2013. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assess*. 18: 707-721.
- Kruk C, Martínez A, Martínez de la Escalera G, Trinchin R, Manta G, Segura A, Piccini C, Brena B, Fabiano G, Pirez M, Gabito L, Alcántara I, Yannicelli B. 2019. Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC*. 18: 36-68.
- La Manna A. 2004. Frecuencia de alimentación en ganado en crecimiento. Colonia, Uruguay. *INIA La Estabzuela Actividades de Difusión*. 361: 27-35.
http://www.inia.org.uy/publicaciones/documentos/le/ad/2004/ad_361.pdf
- Larsen HF, Hauschild M. 2007. GM-Troph A Low Data Demand Ecotoxicity Effect Indicator for Use in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 12 (2): 79-91.

- Laterra P, Jobbágy EG, Paruelo JM. 2011. Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. INTA, Buenos Aires. 726 p. [En línea]. 16 junio 2020. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_valoracion_de_servicios_ecosistemas.pdf
- Lizarralde C, Picasso V, Rotz CA, Cadenazzi M, Astigarraga L. 2014. Practices to Reduce Milk Carbon Footprint on Grazing Dairy Farms in Southern Uruguay: Case Studies. Sustainable Agriculture Research. 3 (2): 1-15.
- Lizarralde C. 2013. Relación entre la Huella de Carbono y las Prácticas de Manejo en Predios Lecheros de Uruguay. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 66 p.
- Longhurst RD, Roberts AHC, O'Connor MB. 2000. Farm dairy effluent: A review of published data on chemical and physical characteristics in New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research. 43: 7-14.
- Longnecker MP, Rogan WJ, Lucier G. 1997. The human health effects of DDT (dichlorodiphenyl-trichloroethane) and PCBs (polychlorinated biphenyls) and an overview of organochlorines in public health. Annual Review of Public Health. 18: 211-244.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington D.C. 155 p.
- Martínez-Bastida JJ, Arauzo M, Valladolid M. 2006. Nitrate Pollution of Groundwater from Agricultural and Urban Sources in the River Henares Catchment, Spain. 259-264. En: Soil and Water Conservation under Changing Land Use. 340 p. [En línea]. 16 junio 2020. <http://web.udl.es/dept/mac/sedai/referenc/Libros/SoilWaterCons.pdf>
- Martínez F de J, Ojeda DL. 2011. El exceso de nitratos: un problema actual en la agricultura. Facultad de Ciencias Agrotecnológicas-Universidad Autónoma de Chihuahua, Aventuras del Pensamiento. 11-16.

- Macdonald KA, Penno JW, Lancaster JAS, Roche JR. 2008. Effect of Stocking Rate on Pasture Production, Milk Productio, and Reproduction of Dairy Cows in Pasture-Based Systems. *Journal of Dairy Science*. 91: 2151-2163.
- McCarthy B, Delaby L, Pierce KM, Journot F, Horan B. 2011. Meta-analysis of the impact of stocking rate on the productivity of pasture-based milk production systems. *Animal*. 5 (5): 784-794.
- Mekonnen MM, Hoekstra AY. 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*. 15: 1577-1600.
- Mello de Carvalho L. 2013. Distribución espacial de metales pesados en la Cuenca del Arrollo Carrasco y su relación con los usos de la cuenca asociada. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias. 142 p.
- Modernel PD. 2011. Emisiones de gases de efecto invernadero en invernada Vacuna del Uruguay. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Agronomía. 71 p.
- Morales EC. 2005. "Pobreza, desertificación y degradación de tierras". Pobreza, desertificación y degradación de los recursos naturales. Santiago de Chile CEPAL Edición de Naciones Unidas. 267 p.
- Morón A. 2004. Efecto de las Rotaciones y el Laboreo en la Calidad del Suelo. En: Sustentabilidad de la Intensificación Agrícola en el Uruguay. Simposio INIA Uruguay. 365: 7-11. [En línea]. 16 junio 2020.
<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/111219220807100737.pdf>
- Muguiro AF. 2014. Rehabilitación de suelos con impedimentos físicos de uso hortícola degradados por riego con aguas bicarbonatadas sódicas. Tesis de Maestría. Santa Fé, Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Litoral. 100 p.

- Nabinger C, de Faccio Carvalho PC, Pinto CE, Mezzalana JC, Martins Brambilla D, Boggiano P. 2011. Servicios ecosistémicos de las praderas naturales: ¿Es posible mejorarlos con más productividad? Archivos Latinoamericanos de Producción Animal. 19 (3-4): 27-34.
- Nabinger C, de Faccio Carvalho PC. 2009. Ecofisiología de Sistemas Pastoriles: Aplicaciones para su Sustentabilidad. Agrociencia. XIII (3): 18-27.
- OCDE-FAO (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2019. OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2019-2028. OECD Publishing, París/Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Roma. 348 p. [En línea]. 16 junio 2020. <https://doi.org/10.1787/7b2e8ba3-es>
- OCDE-FAO (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2016-2025. OECD Publishing, París. 146 pp. [En línea]. 16 junio 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-es
- OCDE-FAO (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2015. Agricultural Outlook 2015-2024. OECD Publishing, Paris. [En línea]. 16 junio 2020. http://dx.doi.org/10.1787/agr_outlook-2015-en
- OCDE-FAO (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2013. Organización para la cooperación y el desarrollo económicos / Organización de las naciones unidas para la alimentación y la agricultura. Perspectivas Agrícolas 2013-2022. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.fao.org/3/i3307s/i3307s.pdf>

- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2004. Guías para la calidad del agua potable. Vol.1: Recomendaciones. Organización Mundial de la Salud, Ginebra. 398 p.
- OPYPA (Oficina de Programación y Políticas Agropecuarias). 2019. Anuario. 666 p. [En línea]. 16 junio 2020.
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2019>
- OPYPA (Oficina de Programación y Políticas Agropecuarias). 2018. Anuario. 668 p. [En línea]. 16 junio 2020.
<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-opypa-2018>
- Panichelli L, Dauriat A, Gnansounou E. 2009. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. International Journal of Life Cycle Assessment. 14: 144-159.
- Paruelo JM, Guerschman JP, Piñeiro G, Jobbágy EG, Verón SR, Baldi G, Baeza S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en argentina y uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia. X (2): 47-61.
- Patton D, Pierce KM, Horan B. 2016. Effect of stocking rate on milk and pasture productivity and supplementary feed use for spring calving pasture fed dairy systems. Journal of Dairy Science. 99: 5904-5915.
- Pengue WA, Müller A, Sukhdev P, Miller D. 2018. Midiendo Lo Que Importa En La Agricultura Y Los Sistemas Alimentarios. Síntesis de los resultados y recomendaciones del Informe sobre los Fundamentos Científicos y Económicos de TEEB para la Agricultura y la Alimentación. ONU Medio Ambiente. 85 p. [En línea]. 16 junio 2020.
<https://www.researchgate.net/publication/328743185>
- Perdomo C, Casanova O, Ciganda V. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. Agrociencia. V (1): 10-22.
- Picasso VC, Modernel PD, Becoña G, Salvo L, Gutiérrez L, Astigarraga L. 2014. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a

- synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*. 98: 346-354.
- Piedrabuena L. 2010. ¿Es viable económicamente el riego extensivo en Uruguay? Potencial del riego extensivo en cultivos y pasturas. Primer Seminario Internacional, Paysandú-Uruguay. 165-175.
- Pieragostini C, Aguirre P, Mussati MC. 2014. Life cycle assessment of corn-based ethanol production in Argentina. *Science of the Total Environment*. 472: 212-225.
- Pihlatie M, Syväsalö E, Simojoki A, Esala M, Regina K. 2004. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 70: 135-141.
- Post WM, Kwon KC. 2000. Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Global Change Biology*. 6: 317-328.
- Quiroga R, Perazza MC, Corderi D, Banerjee O, Cotta J, Watkins G, Lopez Sancho JL. 2016. Medio ambiente y biodiversidad: prioridades para la conservación del capital natural y la competitividad de América Latina y el Caribe. 64 p.
- Ribbe L, Delgado P, Salgado E, Flügel WA. 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pocochay watershed, Chile. *Desalination*. 226 (1-3): 13-20.
- Rodríguez Garrido B. 2009. Movilidad, Biodisponibilidad y Degradación Inducida de Isómeros de Hexaclorociclohexano (HCH) en Suelos Contaminados. Tesis de Doctorado. Galicia, España. Universidad de Santiago de Compostela. 234 p.
- Rosegrant MW, Cai X, Cline SA. 2004. Panorama global del agua hasta el año 2025. Cómo impedir una crisis inminente. S.I.: International Food Policy Research Institute. 36 p.
- Rosenbaum RK, Bachmann TM, Swirsky Gold L, Huijbregts MAJ, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen HF, MacLeod M, Margni M, McKone TE, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D, Hauschild MZ. 2008.

- USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13: 532-546.
- Ruviaro CF, Gianezini M, Brandão FS, Winck CA, Dewes H. 2012. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *Journal of Cleaner Production*. 28: 9-24.
- Saccone V. 2018. <https://www.ecoportal.net/temas-especiales/america-latina-infestado-agrotoxicos/>
- Sawchik J. 2012. Necesidades de Riego en Cultivos y Pasturas. En: *Riego en cultivos y pasturas*. 2^{do} seminario internacional, Salto – Uruguay. 124 p. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.grupodesarrolloriego.uy/documentos-del-gdr/>
- Sawchik J. 2004. La Intensificación Agrícola y el Manejo del Agua en los Sistemas. En: *Sustentabilidad de la Intensificación Agrícola en el Uruguay*. Colonia, Uruguay. Simposio INIA Uruguay. 365: 11-19. <http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/111219220807100737.pdf>
- Senesi GS, Baldassarre G, Senesi N, Radina B. 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*. 39 (2): 343-377.
- Soca P, Carriquiry M, Do Carmo M, Scarlato S, Astessiano AL, Genro C, Claramunt M, Espasandín A. 2013. Oferta de forraje del campo natural y resultado productivo de los sistemas de cría vacuna del Uruguay: I Producción, uso y conversión del forraje aportado por campo natural. *Seminario de Actualización Técnica: Cría Vacuna*. Treinta y Tres, Uruguay. INIA, Treinta y Tres. 97-117. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7569/1/st-208-2013.-p.97-117.pdf>
- Soca P, Olmos F, Espasandín A, Bentancur D, Pereyra F, Cal V, Sosa M, Do Carmo M. 2008. Impacto de cambios en la estrategia de asignación

de forraje sobre la productividad de la cría con diversos grupos genéticos bajo pastoreo de campo natural. Seminario de Actualización Técnica: Cría Vacuna. Treinta y Tres, Uruguay. INIA, Treinta y Tres. 110-119. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7749/1/st-174-2008-p.110-119.pdf>

- Soca PM, Cabrera MR, Bruni MA. 2007. Nivel de suplementación, ganancia de peso vivo y conducta de vacunos en crecimiento bajo pastoreo de campo natural. *Agrociencia*. XI (1): 1-10.
- Soutullo A, Ríos M, Zaldúa N, Texeira-de-Mello F. 2020. Soybean expansion and the challenge of the coexistence of agribusiness with local production and conservation initiatives: pesticides in a Ramsar site in Uruguay. *Environmental Conservation*. 1-7.
- Steinfeld H, Gerber P, Wassenaar T, Castel V, Rosales M, de Haan C. 2006. *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 416 p.
- Sundrum A. 2001. Organic livestock farming. A critical review. *Livestock Production Science*. 67: 207-215.
- Tanji KK, Kielen NC. 2002. *Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas*. Roma. 188 p.
- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418: 671-677.
- Tiscornia G, Achkar M, Brazeiro A. 2014. Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*. 24: 212-219.
- Tomei J, Upham P. 2009. Argentinean soy-based biodiesel: An introduction to production and impacts. *Energy Policy*. 37: 3890-3898.
- Trujillo-Tapia MAN, Ramirez-Fuentes E. 2016. Bio-fertilizer: An alternative to reduce chemical fertilizer in agriculture. *Journal of Global Agriculture and Ecology*. 4(2): 99-103.

- TWB (The World Bank). 2020. [En línea]. 16 junio 2020. <https://www.worldbank.org/en/topic/water-in-agriculture>
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification). 2017. Perspectiva Global de la Tierra, primera edición. Bonn, Alemania. 340 p. [En línea]. 16 junio 2020. www.unccd.int
- Uruguay XXI. 2018. Informe Anual de Comercio Exterior. 11 p. [En línea]. 16 junio 2020. <https://www.uruguayxxi.gub.uy/es/centro-informacion/articulo/informe-de-comercio-exterior-de-uruguay-2018/>
- Velasco-Muñoz JF, Aznar-Sánchez JA, Batlles-de-laFuente A, Dolores Fidelibus M. 2019. Sustainable Irrigation in Agriculture: An Analysis of Global Research. *Water*. 11: 1758-1784.
- Weisenburger DD. 1993. Human health effects of agrichemical use. *Human Pathology*. 24 (6): 571-576.
- Wilkinson JM, Lee MRF, Rivero MJ, Chamberlain AT. 2019. Some challenges and opportunities for grazing dairy cows on temperate pastures. *Grass and Forage Science*. 75: 1-17.
- WWDR. (The World Water Development Report). 2015. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015. Agua para un mundo sostenible. [En línea]. 16 junio 2020. <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/>
- Yin J, Gentile P, Zhou S, Sullivan S, Wang R, Zhang Y, Guo S. 2018. Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. *Nature Communications*. 9: 4389-4399.
- Zaks DPM, Barford CC, Ramankutty N, Foley JA. 2009. Producer and consumer responsibility for greenhouse gas emissions from agricultural production—a perspectiva from the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*. 4: 1-12.
- Zalidis G, Stamatiadis S, Takavakoglou V, Eskridge K, Misopolinos N. 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the

Mediterranean region and proposed assessment methodology.
Agriculture, Ecosystems and Environment. 88: 137-146

Zerbino MS. 2004. Intensificación Agrícola: Efecto sobre la biodiversidad y la incidencia de insectos plaga. Sustentabilidad de la Intensificación Agrícola en el Uruguay. Colonia, Uruguay. Simposio INIA Uruguay. 365: 25-31.

<http://www.inia.uy/Publicaciones/Documentos%20compartidos/111219220807100737.pdf>