



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Balance y exportación de fósforo de distintos usos del suelo en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno

Santiago Medina Vadora

Magíster Ciencias Agrarias
Opción Ciencias Vegetales

Noviembre, 2025

**Balance y exportación de fósforo de
distintos usos del suelo en el Paisaje
Protegido Laguna de Rocha y su entorno**

Santiago Medina Vadora

Magíster Ciencias Agrarias
Opción Ciencias Vegetales

Noviembre, 2025

Tesis aprobada por el tribunal integrado por: el Ing. Agr. (PhD.) Andrés Quincke, Ing. Agr. (Dr.), Ing. Agr. (PhD.) Jesús Castillo, y el Ing. Agr. (Dr.), Oscar Blumetto el 30 de julio de 2025. Autor: Ing. Agr. Santiago Medina Vadora. Directora: Lic. (PhD.) Lorena Rodríguez-Gallego.

Agradecimientos

A la directora de esta tesis, Lorena Rodríguez, por su dedicación, disposición, entusiasmo y aportes durante todo el proceso de trabajo.

A la Universidad de la República, por darme la oportunidad de hacer esta Maestría y al CURE, en particular, por el apoyo en equipamiento, vehículos, análisis de suelos y aguas, el cual hizo posible la realización de esta investigación.

Al SNAP por su apoyo y financiamiento en los comienzos de este trabajo.
A Héctor Caymaris por su apoyo en el conocimiento del PPLR.

A los productores agropecuarios Ronan Rayan, Enrique Zunini, Eduardo Martínez y Alfredo Tisnes que aportaron el espacio de trabajo en campo, su tiempo, su información y financiaron parte de los análisis de suelos.

A Federico Pérez, por todo su apoyo en la entrevista con productores y caracterización del PPLR.

A Soledad Costa, por todo su apoyo en los trabajos de campo y laboratorio.

A Joaquín Aldabe, por todo su apoyo en los trabajos de estadística.

A Carlos Perdomo, por sus aportes y sugerencias.

Al tribunal de los seminarios y la defensa, Andrés Quincke, Jesús Castillo, Gastón de León y Oscar Blumeto, por sus aportes y sugerencias que enriquecieron este trabajo.

A Gaia y Vale, por acompañarme en este trabajo.

Tabla de contenido

Agradecimientos	IV
Resumen.....	IX
Summary	X
1. <u>Introducción</u>	1
1.1. Hipótesis	3
<u>1.1.1. Hipótesis y predicciones</u>	3
<u>1.1.2. Objetivo general</u>	4
<u>1.1.3. Objetivos específicos</u>	5
1.2. Área de estudio	5
2. <u>Materiales y métodos</u>	7
2.1. Estrategia metodológica	7
2.2. Caracterización de los productores, sistemas productivos y usos del suelo dentro del Paisaje Protegido Laguna de Rocha	8
2.3. Selección de sitios experimentales	10
2.4. Diseño experimental	14
2.5. Variables del suelo y la vegetación	14
2.6. Balance de fósforo	17
2.7. Estimación de erosión	21
2.8. Simulación de escurrimiento superficial	22
2.9. Estimación de la exportación anual de fósforo	23

2.9.1	<u>Estimación de la exportación anual de P empleando el método de Índice de fósforo</u>	26
2.9.2	<u>Estimación de la exportación anual de P empleando las mediciones experimentales de simulación de escorrentía</u>	28
2.10.	Análisis estadísticos	29
3.	<u>Resultados</u>	31
3.1.	Caracterización del Paisaje Protegido Laguna de Rocha	31
3.2.	Caracterización del suelo	33
3.3.	Cobertura vegetal del suelo	48
3.4.	Balance de fósforo	52
3.5.	Erosión	56
3.6.	Esgurrimiento simulado	59
3.6.1.	<u>Esgurrimiento</u>	61
3.6.2.	<u>Concentración y carga de fósforo y sólidos suspendidos en agua</u>	62
3.7.	Exportación anual de fósforo	65
3.8.	Modelos predictivos	70
4.	<u>Discusión</u>	74
4.1.	Efecto de los usos del suelo sobre las características edáficas	74
4.1.1.	<u>Carbono orgánico, pH, densidad aparente y estructura</u>	74
4.1.2.	<u>Fósforo y sus distintas fracciones</u>	76
4.1.3.	<u>Estratificación del fósforo en el suelo</u>	78
4.2.	El balance de fósforo en los potreros estudiados	79
4.3.	Efecto de los usos del suelo sobre la escorrentía y exportación de fósforo y sólidos suspendidos	82
4.3.1.	<u>Efecto sobre la escorrentía simulada</u>	82
4.3.2.	<u>Efecto sobre la concentración y carga de fósforo de la escorrentía</u>	83

4.3.3. <u>Efecto de la cobertura del suelo</u>	85
4.4. Relación entre el nivel de fósforo en suelo y en la escorrentía simulada	86
4.5. Modelos predictivos de exportación de fósforo	87
4.6. Estimación de la exportación anual de fósforo	88
4.6.1. <u>Comparación entre diferentes métodos de estimación</u>	88
4.6.2. <u>Comparación con otras estimaciones nacionales</u>	91
4.6.3. <u>Pérdidas incidentales de fósforo</u>	95
4.7. Umbrales ambientales y el balance de fósforo como indicador de riesgo de exportación de fósforo	96
4.8. Recomendaciones para aumentar la sustentabilidad	98
4.9. Perspectivas de estudios futuros	101
5. <u>Conclusiones</u>	103
6. <u>Bibliografía</u>	105
7. <u>Anexos</u>	116
7.1. Balance de fósforo en los doce sitios experimentales	116
8. <u>Artículo</u>	118
Exportación de fósforo de distintos usos del suelo en el Paisaje Protegido	118
Laguna de Rocha y su entorno	118
8.1. Introducción	120
8.2 Materiales y Métodos	122
8.2.1. <u>Descripción del sitio de estudio</u>	122
8.2.2. <u>Diseño experimental</u>	124
8.2.3. <u>Determinación de variables del suelo</u>	125
8.2.4. <u>Simulación de escurrimiento y determinación de P y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento</u>	126

<u>8.2.5. Estimación de carga anual de P</u>	127
<u>8.2.6. Carga anual de P empleando el método de IP</u>	128
<u>8.2.7. Carga anual de P empleando el método ME</u>	130
<u>8.2.8. Análisis estadísticos</u>	131
8.3. Resultados	132
<u>8.3.1. Caracterización del suelo y la cobertura vegetal bajo diferentes usos</u>	132
<u>8.3.2. Caracterización del agua de escurrimiento simulado</u>	136
<u>8.3.3. Relaciones entre variables analizadas y modelos predictivos del aporte de P</u>	137
<u>8.3.4. Estimación de carga anual de P</u>	142
8.4. Discusión	147
<u>8.4.1. Efecto de los usos del suelo sobre las características edáficas</u>	147
<u>8.4.2. P en el suelo, niveles críticos y estratificación</u>	148
<u>8.4.3. Efecto de los usos del suelo sobre la escorrentía y exportación de P y SS</u>	151
<u>8.4.4. Relación entre el nivel de P en suelo y en la escorrentía simulada</u>	154
<u>8.4.5. Modelos predictivos de exportación de fósforo</u>	155
<u>8.4.6. Estimación de la carga anual de P</u>	156
<u>8.4.7. Comparación con otras estimaciones nacionales</u>	158
<u>8.4.8. Umbrales ambientales de exportación de P</u>	163
8.5. Conclusiones	164
8.6. Referencias	166

Resumen

En el ámbito mundial, la agricultura es una de las actividades que más contribuyen al aporte difuso de nutrientes hacia el ambiente y que generan deterioro de la calidad del agua en el ámbito local y global.

El objetivo de este trabajo fue estimar, en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno, la exportación de P desde los distintos usos del suelo a los cuerpos de agua usando diferentes enfoques complementarios.

La metodología de trabajo constó en caracterizar los distintos usos del suelo y su balance de P con base en entrevistas a productores. Se identificaron cuatro usos: cultivos anuales, praderas perennes, siembras en cobertura y campo natural. Dentro de estos usos se eligieron potreros tipo y dentro de ellos en dos estaciones del año contrastantes se realizaron simulaciones mediante un «minisimulador de escurrimiento».

En general, todos los métodos y todas las fracciones de P (PT, PP y PO₄) obtuvieron el mismo patrón de exportación por escurrimiento: de mayor a menor, cultivos anuales, praderas perennes, siembras en cobertura y campo natural. El balance de fósforo a escala de potrero mostró ser buen indicador para la identificación de sitios con alto potencial de exportación de PO₄. La erosión estimada a escala de potrero mostró ser un buen indicador para identificar sitios con alto potencial de exportación de PP. Ambos indicadores se complementan. El uso de la simulación de escurrimiento empleando un minisimulador mostró ser un método rápido y sencillo que permite obtener datos de concentración y carga de P *in situ* para ser utilizados en el IP (Índice de P) u otros métodos de estimación de exportación de P.

Palabras clave: paisaje protegido, exportación de fósforo, calidad de agua, simulación de escurrimiento, índice de fósforo

EXPORT OF PHOSPHORUS FROM DIFFERENT LAND USES IN THE PROTECTED LANDSCAPE OF LAGUNA DE ROCHA AND ITS SURROUNDINGS.

Summary

Worldwide, agriculture is one of the activities that most provides to the diffuse contribution of nutrients to the environment, generating deterioration in water quality at a local and global level.

The objective of this work was to estimate, in the Rocha Lagoon Protected Landscape and its surroundings, the P runoff losses from different land uses running diverse complementary approaches.

The work methodology consisted of a characterization of the different land uses and their P balance based on interviews with producers. Four uses were characterized: annual crops, perennial crops, interseeded natural grasslands and natural grasslands. Within these uses, typical paddocks were chosen and runoff simulations were carried out within them. Surface runoff was artificially generated in two contrasting seasons using a «mini- runoff simulator».

In general, all methods and all P fractions (TP, PP and PO₄) provided the same pattern of runoff losses: from highest to lowest, annual crops, perennial crops, interseeded natural grasslands and natural grasslands. The P Balance at the paddock scale proved to be a good indicator for the identification of sites with high PO₄ runoff losses potential. Erosion estimated at the paddock scale proved to be a good indicator to identify sites with high PP runoff losses potential. Both indicators complement each other. The use of drain simulations using a mini-simulator proved to be a quick and simple method that allows obtaining P concentration and loading data in situ to be used in the PI (phosphorus index) or other P export estimation methods.

Keywords: Protected Landscape, phosphorus runoff losses, water quality, drain simulation, phosphorus index

1. Introducción

En el ámbito mundial, la agricultura es una de las actividades que más contribuyen al aporte difuso de nutrientes hacia el ambiente y que generan deterioro de la calidad del agua en el ámbito local y global (Kruk et al., 2023; Wurtsbaugh et al., 2019), además de otros cambios en el ciclo hidrológico que pueden traducirse en efectos ecológicos imprevistos (Gordon et al., 2008). Los desbalances de fósforo (P) a escala de cuencas hidrográficas son causados por la acumulación gradual de P en los suelos al aplicar fertilizantes (Sharpley et al., 2001). La composición química del agua de escorrentía está estrechamente condicionada por el uso del suelo y la cobertura vegetal, que alteran tanto las concentraciones en el suelo, como la reserva y las relaciones elementales entre los nutrientes (Groppo et al., 2015). La estratificación vertical de los nutrientes en el suelo se define como la acumulación de nutrientes en los primeros 2,5 cm superficiales del suelo y está asociada a las fertilizaciones en superficie. La estratificación de nutrientes provoca que las primeras capas del suelo, que influyen mayoritariamente en la composición del agua de escorrentía, presenten elevados niveles de P (Baker et al., 2017; Rowe et al., 2016).

El Informe del estado del ambiente (Ministerio de Ambiente, 2020) reportó que el nivel de fósforo total en agua se encontró en la categoría no aceptable en un 81 % del total de los datos registrados para todos los puntos de monitoreo de calidad de agua del país entre los años 2016 y 2019. Goyenola (2016), con base en un estudio que incluye la dinámica de P en arroyos de cabecera del país, expone cómo la intensidad de producción agrícola es un factor de elevada relevancia en la determinación de la dinámica de los macronutrientes y aumenta las concentraciones de P en aguas superficiales. Estudios en cinco lagunas costeras del país muestran cómo la intensificación del uso del suelo puede aumentar las cargas de nutrientes exportadas a las aguas superficiales (Lescano, 2023; Martínez, 2021; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Estos estudios se apoyan en escenarios de cambios de uso del suelo que, mediante metodologías que incluyen la exportación de nutrientes de los distintos usos del suelo, estiman las cargas de nutrientes exportadas a las aguas superficiales.

Con el objetivo de tener la mayor precisión posible en las estimaciones, es trascendente tener estimaciones de exportación de nutrientes para cada uso del suelo lo más confiables posibles, para calcular el aporte de los distintos usos del suelo a los ecosistemas acuáticos. Asimismo, la *Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y de sus principales tributarios 2017-2020* mostró que los niveles de fósforo fueron, en general, moderados a altos, con valores cercanos o por encima de los límites establecidos y recomendados (decreto 253/79; Mesa Técnica del Agua, 2017; Dinacea et al., 2021).

En la laguna de Rocha se realizó un mapeo y evaluación de servicios ecosistémicos asociados a la cuenca, así como a la posible reducción de estos, en función de los cambios en el uso del suelo (Nin et al., 2016). Se analizaron escenarios con base en la aptitud de uso de los suelos y, en un escenario de máximo desarrollo agrícola, la capacidad de proveer el servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización respecto al momento de realizado el estudio podría disminuir 31,5 %.

Con base en los antecedentes sobre el efecto del cambio de los usos del suelo y su impacto en la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos de nuestro país y, en particular, de las lagunas costeras, se vuelve necesario poder cuantificar de forma más precisa la exportación de nutrientes desde los usos productivos del suelo. Los métodos de estimación de erosión y balance de P son útiles para realizar estimaciones rápidas y simples de la exportación de P desde los distintos usos del suelo, pero requieren ser evaluados con otros métodos para determinar la confiabilidad de la estimación. El método de simular escorrentía permite determinar el P exportado superficialmente *in situ*. Este método ha sido recientemente utilizado en nuestro país en distintas coberturas (Calvo et al., 2024; Castagna, 2022; Rodríguez-Gallego et al., 2020). Es una herramienta muy útil para entender los procesos de movilización del P del suelo al agua superficial, ya que admite obtener gran cantidad de estimaciones en poco tiempo y en sitios diferentes, es muy simple de utilizar, de bajo costo y permitiría realizar comparaciones con el balance de P a escala de potreros. Si bien es aplicado en pequeñas parcelas y con altas intensidades de lluvia simulada, al igual que para otros métodos experimentales se discute qué tan

extrapolables son los resultados a la realidad; algunos autores plantean que parece subestimar la concentración de P en el agua de escorrentía (Dougherty et al., 2004). Es sin duda una aproximación a explorar para comparar con el balance de P.

Recientemente se han realizado investigaciones que comparan el método de simular escorrentía con diferentes formas de estimar la exportación de P, ya sea mediante el índice de fósforo (IP) (Perdomo et al., 2015) o mediante los coeficientes de exportación (CE) obtenidos de bibliografía, y arrojan resultados del mismo orden de magnitud (Castagna et al., 2022; Rodríguez-Gallego et al., 2020). Sin embargo, no existen comparaciones con estimaciones del balance de P. En este sentido, esta tesis se plantea, en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR) y su entorno, estimar para los distintos usos del suelo el balance de P y compararlo con la estimación de exportación de P a los cuerpos de agua, ya sea usando el método de simular escorrentía, ya sea utilizando el IP.

1.1. Hipótesis

1.1.1. Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1. En Uruguay predios con ganadería intensiva han registrado balances de P aparentes positivos, siendo más elevados en los sitios que presentan mayor aporte por fertilizantes y suplementos (Tierí et al., 2011). Los niveles de P en suelo dependen de los usos del suelo, donde los usos más intensivos han aumentado los niveles de P, lo que se asocia a la aplicación de fertilizantes (Sharpley et al., 1996; Withers et al., 2017).

Predicción 1. La agricultura y praderas, las cuales rotan en la misma chacra, presentan niveles de P en suelo más elevados que las siembras en cobertura. El campo natural es el uso del suelo que presenta niveles de P más bajos.

Predicción 2. La agricultura y praderas presentan balances aparentes de P más positivos que las siembras en cobertura. El campo natural presenta un balance aparente de P negativo.

Predicción 3. El balance aparente de P se relaciona directamente con el nivel de P en suelo.

Hipótesis 2. La exportación de P por escurrimiento superficial depende de sus niveles en suelo superficial y de su movilidad por erosión (Endreny y Wood, 2003; Perdomo et al., 2015; Sharples et al., 1996, 2001). La cobertura del suelo afectará directamente a la exportación de P debido al efecto generado en la erosión del suelo (Hart y Cornish, 2012). El balance aparente de P en sistemas ganaderos es un indicador de riesgo ambiental (Alfaro y Salazar, 2005; Tieri et al., 2014); posiblemente es una forma rápida y barata de estimar la exportación de P desde los usos del suelo a los cuerpos de agua. Sin embargo a nivel nacional, no se ha analizado si el balance de P en sistemas ganaderos es un buen estimador de la exportación de P.

Predicción 4. Los cultivos anuales exportan más P que los cultivos perennes en agua de escorrentía simulada, los cuales rotan en la misma chacra, y a su vez tienen mayor exportación que las siembras en cobertura. El campo natural es el uso del suelo que menos P exporta por unidad de superficie.

Predicción 5. A mayor cobertura vegetal del suelo menor será la exportación del P en agua de escorrentía simulada.

Predicción 6. El P en el agua de escorrentía simulada se relaciona directamente con el nivel de P en suelo.

Predicción 7. La erosión y el balance aparente de P estimados se relacionan directamente con diferentes métodos de estimación de carga anual de P exportado.

1.1.2. Objetivo general

Estimar la exportación de fósforo desde los distintos usos del suelo a los cuerpos de agua usando diferentes enfoques metodológicos complementarios en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR) y su entorno inmediato.

1.1.3. Objetivos específicos

1. Caracterizar en el PPLR y su entorno inmediato, los distintos usos del suelo, su balance de P, el nivel de P en suelo y su estratificación en los primeros 15 cm.
2. Estimar para los distintos usos del suelo la exportación de P por escurrimiento superficial, utilizando un simulador de escorrentía.
3. Analizar la relación entre el balance de P de los distintos usos del suelo, el nivel de P en el perfil del suelo y la exportación por escurrimiento superficial estimado con el simulador de escorrentía.
4. Analizar para los distintos usos del suelo la relación entre, la exportación anual de P obtenida de la bibliografía, el índice de P y la estimación alcanzada a partir de mediciones experimentales con el simulador de escorrentía.

1.2. Área de estudio

La laguna de Rocha forma parte de un sistema de lagunas costeras que se extiende desde el sur de Brasil hasta el sur del Uruguay. Es una laguna somera y salobre, separada del ambiente costero por una barra arenosa que se conecta periódicamente al océano Atlántico a través de un canal producto de la apertura de dicha barra y genera la confluencia de masas de agua de origen continental y marino (Pírez et al., 2020).

La laguna de Rocha y su entorno está incluida en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la categoría de *paisaje protegido*, dándole el nombre Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR), el cual comprende 24.022 ha terrestres (decreto 61/2010: Aprobación de las áreas naturales protegidas. Laguna de Rocha). Es parte de la Reserva de Biosfera Bañados del Este,¹ se encuentra dentro de la Convención

¹ Programa MAB-Unesco <https://www.probides.org.uy/reserva-biosfera.php>

sobre los Humedales de Importancia Internacional,² es un Área de Importancia para las Aves³ y un sitio de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras.⁴ El área de estudio comprende el PPLR y su entorno inmediato (Figura 2).

La cuenca de la laguna representa un área de 121.433 ha. Mediante el análisis de cambio de usos de suelo con imágenes satelitales se identificó un aumento del área destinada a forestación y agricultura desde 1974 al 2005 (Rodríguez-Gallego et al., 2017) y desde 2005 al 2016 (Lescano, 2023) en la cuenca de la laguna de Rocha. Las chacras en 2015 ocupaban 14.555 ha equivalentes al 12 % de la cuenca (Lescano 2023). Si bien el área destinada a la ganadería en campo natural es la predominante, siguiendo las tendencias en el ámbito nacional, el área destinada a chacras y forestación ha aumentado en la última década (Lescano, 2023).

² Convenio Ramsar <https://www.ramsar.org/es/news/uruguay-designa-laguna-de-rocha-como-sitio-ramsar>

³ IBAs https://datazone.birdlife.org/userfiles/file/IBAs/AmCntryPDFs/Uruguay_es.pdf

⁴ RHRAP; https://whsrn.org/es/whsrn_sites/laguna-de-rocha/

2. Materiales y métodos

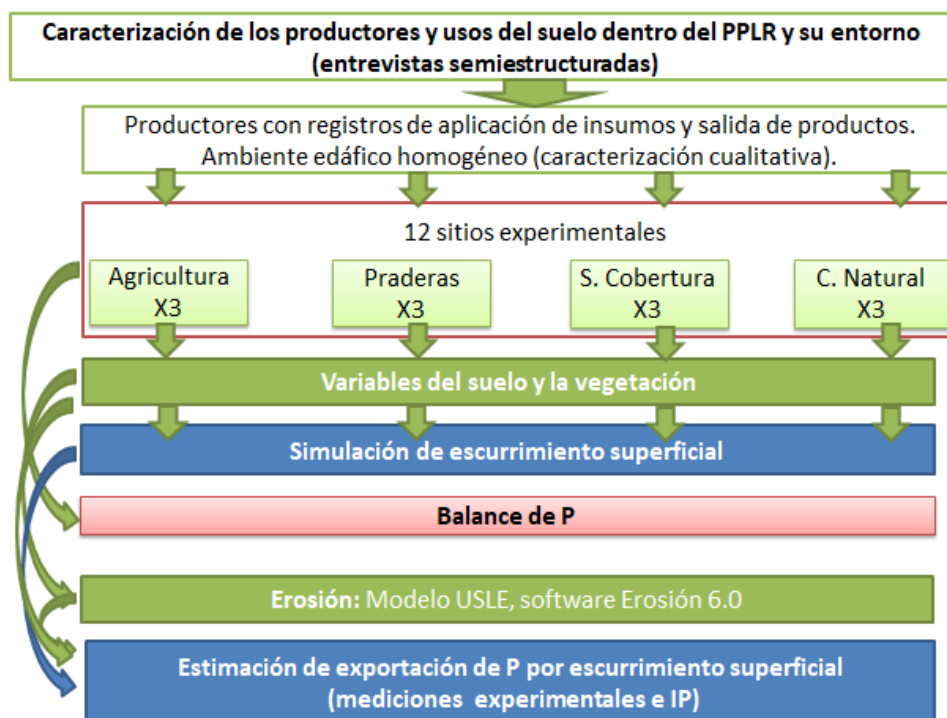
2.1. Estrategia metodológica

El presente trabajo realizó un abordaje que partió caracterizando los sistemas productivos y los distintos usos del suelo a escala de paisaje en el PPLR, con base en entrevistas a los productores agropecuarios que gestionan el paisaje. Luego de definidos los usos tipo (agricultura, praderas artificiales, siembras en cobertura y campo natural), se integró información suministrada por los productores para guiar la elección de los sitios experimentales para estos usos (tres sitios por uso) y para estimar el balance de fósforo de cada uno de los doce sitios experimentales. En cada sitio experimental, además, se realizó una caracterización de suelos, vegetación, simulación de escurrimiento superficial y estimación de erosión. Con la información generada se realizó una estimación de la exportación anual de fósforo por escurrimiento superficial y por unidad de superficie para cada uno de los usos del suelo analizados por unidad de superficie, empleando diferentes metodologías.

Utilizando la información recabada de los sitios experimentales se evaluó el ajuste de modelos predictivos del escurrimiento superficial de fósforo, analizando las variables explicativas de la exportación de fósforo de los distintos usos del suelo. En la Figura 1 se esquematiza la estrategia general de trabajo. Los detalles metodológicos se describen a continuación.

Figura 1⁵

Estrategia metodológica de la tesis



2.2. Caracterización de los productores, sistemas productivos y usos del suelo dentro del Paisaje Protegido Laguna de Rocha

Se realizaron once entrevistas a productores agropecuarios que gestionan 13.476 ha dentro del PPLR, equivalentes al 79 % de la superficie agropecuaria total. La superficie media manejada dentro del PPLR por productor fue de 1.225 ha, con un máximo de 4.206 ha y un mínimo de 387 ha. Las coberturas de suelo se determinaron a partir de la clasificación de ecosistemas del *Plan de Manejo Paisaje Protegido Laguna de Rocha* (MVOTMA e IDR, 2016) y se apoyaron en la fotointerpretación de imágenes satelitales panespectrales de Bing y Google Earth, y ortofotografías aéreas de Ideuy con el software Quantum GIS (Quantum GIS Development Team).

⁵ Todas las tablas y figuras son de elaboración propia, excepto las que se aclara la fuente.

Se realizaron entrevistas semiestructuradas, las cuales se definen como conversaciones provocadas por el entrevistador, con una finalidad de tipo cognitivo, guiadas y con un esquema de preguntas flexibles y no estandarizado (Corbetta, 2007, como se cita en Pérez et al., 2020). Siete de los entrevistados eran propietarios y administradores de los predios, tres eran administradores y representantes de los propietarios y uno era el capataz del predio. Se realizaron personalmente entre junio y octubre de 2019, a excepción de una realizada por vía telefónica. La duración fue de entre treinta minutos y dos horas. Se realizó una guía de entrevista con los aspectos a abordar en la entrevista (Tabla 1). Se alcanzó un punto de saturación de la información, es decir, se escucharon cierta diversidad de ideas y con cada entrevista adicional no aparecieron nuevos elementos.

Tabla 1

Aspectos abordados en las entrevistas a productores: en cada subtítulo se aclara la escala de análisis

General. Escala predial.
Superficie manejada dentro del Área Protegida y fuera. Tipo de Sistema Productivo: ganadero, agrícola, agrícola-ganadero. Superficie destinada a cada uso.
Sistema ganadero. Escala predial.
Especialización: sistemas de cría, recría, invernada o ciclo completo. Carga: promedio anual en unidades ganaderas (UG) por hectárea. Suplementación: categoría, período, suplementos. Productividad global del sistema predial: kilogramos de carne producidos por hectárea anualmente.
Sistema de cultivos. Escala área de cultivos.
Superficie cultivada en ha. Datos de análisis de suelo para cada uso/chacra. Aplicación de P en kilogramos por ha, 1) fuentes de liberación lenta o insolubles en agua (ej., fosforita), 2) fuentes solubles (ej., fosfato). Productividad específica de los distintos usos del suelo en kilogramos producidos por ha anualmente (carne, fardos, granos, etc.). Balance de nutrientes (Tierl et al., 2011). Se realizó un cálculo del balance de P como la diferencia entre las entradas y salidas de este nutriente en cada uno de los usos del suelo. Conservación de desagües naturales: evaluación del cumplimiento de lo dispuesto en la ley n.º 15.239 y sus decretos (uso y conservación de los suelos y de las aguas) sobre las zonas de drenaje naturales.

En diciembre de 2019 se realizó una instancia de intercambio con los productores una vez finalizada la caracterización de los predios y el análisis de los resultados de las entrevistas. Durante la presentación, a la que acudieron ocho de los once productores, se expusieron los resultados de la caracterización. El taller contó con la participación de la Dirección General de Recursos Naturales (DGRN) del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) e incluyó una presentación sobre buenas prácticas agropecuarias y la normativa del uso y conservación de suelos. Durante las presentaciones se promovieron instancias de intercambio que finalizaron con una discusión sobre trabajos a futuro; dentro de ellos surge entre los productores el interés y la necesidad de continuar estudiando la dinámica del fósforo asociada a los usos agropecuarios.

2.3. Selección de sitios experimentales

Luego de caracterizar los distintos usos del suelo y su balance de fósforo preliminar para los diferentes usos (cultivos anuales, praderas artificiales, siembras en cobertura y campo natural) se procedió a elegir potreros tipo (sitios experimentales) dentro de los predios de productores que contaban con registros de datos de producción, fertilización y suplementación de los últimos quince años.

Para determinar los potreros tipo se realizó un análisis en Google Earth para preseleccionar zonas que pudieran tener las condiciones requeridas para el estudio y se consultó con los productores que gestionaban los sitios. Esto implicó el reconocimiento de áreas homogéneas del paisaje como unidades de fotointerpretación, teniendo en cuenta los siguientes requerimientos:

- Presentar usos y manejos del suelo representativos de la caracterización, tales como cultivos anuales, praderas perennes, siembras en cobertura y campo natural.
- Presentar suelos similares en los cuatro usos caracterizados.

- Estar fuera de la influencia de puntos de concentración animal como pueden ser bebederos, montes de sombra o abrigo, sitios de suplementación, etc.
- En el caso de los campos naturales y siembras en cobertura, no recibir escurrimientos directos desde sitios bajo fertilización.
- En el caso de los campos naturales, que la cobertura de especies exóticas (*Cynodon dactylon* y otras) fuera menor al 30 %.
- En el caso de las siembras en cobertura, que la cobertura de especies exóticas (*Cynodon dactylon* y otras) fuera menor al 50 %.
- Contar con registros para poder realizar los balances de P a escala de sitio.

Con base en una preselección de los sitios potenciales, se realizaron salidas de campo para elegir los sitios definitivos junto a los productores. Se escogieron doce sitios dentro del PPLR o en un sitio inmediato dentro de la cuenca hidrográfica, tres por cada uno de los cuatro usos del suelo caracterizados (cultivos anuales, praderas artificiales, siembras en cobertura y campo natural). Para elegir los sitios experimentales, se tomó en cuenta que todos los sitios presentaran perfiles de suelo medianamente profundo o profundo, y que tuvieran al menos cinco meses sin fertilización con P. En la Tabla 2 se describen las principales características de los doce sitios experimentales.

A los tres productores donde se ubicaron los sitios experimentales de agricultura, praderas artificiales y siembras en cobertura, se les realizó una segunda entrevista donde se focalizó en la información específica para los balances aparentes de P a escala de sitio.

Tabla 2

Características principales de los sitios seleccionados: nombre del sitio (Sitio), uso del suelo, comunidad vegetal, rotación en la que se inserta el uso actual en caso de que corresponda (Rotación), localización y distancia a la laguna

Sitio	Uso del suelo	Comunidad vegetal	Rotación	Localización	Distancia a la laguna (m)
CN.1	Campo natural	Campo natural	No	34°35'56,52"S 54°21'25,36"O	1000
CN.2	Campo natural	Campo natural	No	34°39'3,72"S 54°24'14,97"O	2.600
CN.3	Campo natural	Campo natural	No	34°38'50,98"S 54°23'57,53"O	1.800
Cob.1	Siembra en cobertura	<i>Lotus spp.</i> perenne sobre campo natural	No	34°35'12,96"S 54°13'7,50"O	1.100
Cob.2	Siembra en cobertura	<i>Lotus spp.</i> anual sobre campo natural	No	34°38'58,42"S 54°23'19,84"O	1.200
Cob.3	Siembra en cobertura	<i>Lotus spp.</i> perenne sobre campo natural	No	34°38'36,26"S 54°23'53,86"O	1.600
Pr.1	Pradera artificial	Pradera de cuarto año, gramíneas perennes y leguminosas perennes	Pradera / cultivos anuales	34°34'34,08"S 54°13'9,51"O	600
Pr.2	Pradera artificial	Festuca pura de segundo año	Pradera / cultivos anuales	34°32'13,92"S 54°12'54,48"O	3.500
Pr.3	Pradera artificial	Pradera de segundo año, gramíneas perennes y leguminosas perennes	Pradera / cultivos anuales	34°32'5,33"S 54°14'9,08"O	2.200
Ag.1	Cultivos anuales =agricultura	Soja/Raigrás	Pradera / cultivos anuales	34°38'33,25"S 54°24'18,12"O	2.800
Ag.2	Cultivos anuales =agricultura	Soja/Raigrás	Pradera / cultivos anuales	34°38'50,86"S 54°24'28,72"O	3.300
Ag.3	Cultivos anuales =agricultura	Sorgo	Pradera / cultivos anuales	34°39'4,32"S 54°23'41,29"O	2.500

Figura 2

Arriba: vista general de los sitios experimentales. Abajo izquierda: detalle de la zona oeste. Abajo derecha: detalle de la zona este



Nota. Se indican los sitios experimentales (contorno blanco) de los siguientes usos: Ag.: agricultura, Pr.: praderas, Cob.: siembra en cobertura, CN: campo natural. Se indica el límite del PPLR (contorno naranja), sobre imagen. Fuente: Google Earth (2022).

2.4. Diseño experimental

Se planteó un diseño experimental factorial con cuatro tratamientos (usos del suelo), tres repeticiones para cada uso (potrero) y seis réplicas, tres en dos momentos del año (simulaciones de escurrimiento por potrero). El balance aparente de fósforo se estimó utilizando quince años de datos, desde el 2006 al 2020. La determinación de las variables descriptivas del suelo se realizó una única vez (entre el 24 de marzo y el 28 de mayo de 2021; ver tabla 3). La simulación de escurrimiento, densidad aparente del suelo (DAP), contenido de humedad en el suelo (agua gravimétrica) y cobertura vegetal se determinaron en dos estaciones contrastantes del año, al principio de otoño-marzo y al principio de primavera-octubre, entre el 11 y el 19 de marzo de 2021 y entre el 9 y 18 de octubre de 2021. Estos momentos contrastantes de muestreo se eligieron debido a que fueron en los que se observó el efecto del cambio de estación, interpretando el momento en función de la respuesta de la vegetación nativa y la humedad del suelo. Al principio de otoño-marzo de 2021, los suelos se cargaron de agua luego de un período seco y la vegetación mostró una brotación generalizada y, al principio de primavera de 2021, la vegetación nativa también mostró una brotación generalizada y los suelos dejaron de estar anegados. Con el objetivo de conocer los niveles de fósforo en agua y suelo y evitar los efectos de la fertilización, las simulaciones de escurrimiento se realizaron al menos cinco meses luego de la fertilización, y el muestreo de suelo se realizó al menos seis meses luego de la fertilización. En el caso de los cultivos agrícolas, las simulaciones de marzo coincidieron con el momento en que el cultivo de verano estaba a fin de su ciclo y las simulaciones de octubre se realizaron antes de la siembra y fertilización de los cultivos de verano.

2.5. Variables del suelo y la vegetación

Para determinar las características del perfil del suelo, se realizaron un total de tres perforaciones con taladro holandés en puntos representativos del potrero

determinados visualmente. Se eligió el perfil tipo para el sitio experimental, donde se describieron, según la *Guía para la descripción del perfil e interpretación del perfil del suelo* (Kaplán et al., 2011), el número y tipo de horizontes, su textura y color (como carácter asociado a la calidad de este), la estructura y la profundidad efectiva de enraizamiento.

Entre marzo y mayo del 2021, al menos seis meses luego de la última fertilización fosfatada, para las determinaciones de fósforo, pH y carbono orgánico, se tomaron muestras compuestas en treinta puntos aledaños a los sitios donde se realizaron las simulaciones de escurrimiento en los potreros sembrados, y en quince puntos en los potreros con campo natural, con calador a dos profundidades (0-2,5 cm; y 0-15,0 cm). Los análisis de las muestras fueron realizados por el laboratorio de Facultad de Agronomía de la Universidad de la República. En las muestras de 0 a 2,5 cm se analizó el pH en agua, carbono orgánico y la concentración de fósforo por el método WEP (extraíble en agua), Bray 1 (lábil por el método Bray 1), Ácido Cítrico (extraíble con ácido cítrico) y total. En las muestras de 0 a 15 cm se analizó pH en agua, carbono orgánico y la concentración de fósforo por el método Bray 1 y Ácido Cítrico. Se calculó el Factor de Estratificación (Good et al., 2010) como la relación entre la concentración de fósforo en suelo en los primeros 2,5 cm de suelo y la concentración de 0 a 15 cm.

Para cada parcela de simulación de escurrimiento (ver descripción abajo), se extrajeron muestras de suelo no perturbadas de 0 a 5 cm y de 5 a 10 cm de profundidad para la estimación de la densidad aparente (DAP) y contenido de agua gravimétrica.

Para todos los usos del suelo al momento de la simulación de escurrimiento en la unidad de muestreo, se cortó la vegetación a 5 cm de altura y posteriormente se describió la cobertura vegetal mediante observación visual.

En la tabla 3 se presentan los análisis de suelo y cobertura vegetal llevados a cabo, la frecuencia de estimación y las repeticiones realizadas.

Tabla 3

Descripción de las variables del suelo analizadas. Se indican las metodologías aplicadas para su análisis (Met.), profundidad del suelo a las cuales fueron determinadas dichas variables (Prof.cm.), objetivo de cada análisis (Objetivo), momento del año del muestreo (Estación) y número de réplicas por sitio experimental (Réplicas)

Indicador	P WEP	P Bray I	P ác. cítrico	P Total	Carbono orgánico	pH en agua	DAP	Agua gravimétrica	Cobertura vegetal
Met.	Self-Davis et al. (2000) relación suelo: agua = 1:100.	Bray y Kurtz, (1945)	INIA, ácido cítrico al 0,5 %.	Moir y Tiessen (2007)	Walkley- Black descrito por Nelson y Sommers (1996).	Van Lierop (1990), Thomas (1996) relación suelo/agua = 1/1.	Blake y Hartge (1986)	Blake y Hartge (1986)	Observa- ción visual
Prof.cm.	0-2,5	0-2,5 0-15	0-2,5 0-15	0-2,5	0-2,5 0-15	0-2,5 0-15	0-5 0-15	0-5	—
Objetivo	Determinar contenido de fósforo en el suelo.	Determinar contenido de fósforo en el suelo y su estratificaci ón.	Determinar contenido de fósforo en el suelo y su estratificaci ón.	Determinar contenido de fósforo en el suelo.	Determinar contenido de CO en el suelo.	Caracteriza ción el pH del suelo.	Caracteriza ción del sistema poroso del suelo.	Determinar humedad en suelo al momento de la simulación de escorrentía.	Determinar cobertura vegetal del suelo al momento de la simulación de escorrentía.
Estación	Otoño	Otoño	Otoño	Otoño	Otoño	Otoño	Primavera- Otoño	Primavera- Otoño	Primavera- Otoño
Réplicas	1	1	1	1	1	1	3X2	3X2	3X2

2.6. Balance de fósforo

Se realizó un cálculo del balance aparente de fósforo (Tierí et al., 2011) como la diferencia entre las entradas (fertilizantes, suplementación) y salidas (producción de carne y cosechas) de este nutriente en cada uno de los doce sitios experimentales (unidades de manejo-poteros). También se calculó la eficiencia en la utilización del fósforo ingresado. Para los cálculos fueron utilizadas las siguientes fórmulas:

Balance neto = Balance kg P/ ha/ año= (Σ ingresos en kg P– Σ salidas en kg P)/ años

Eficiencia Balance %= Balance P %= (Σ salidas kg P / Σ ingresos kg P) X 100

Las pérdidas generadas por la erosión y lixiviación no fueron cuantificadas, por lo que el balance de fósforo no las considera. Los procesos de inmovilización, precipitación y adsorción de fósforo no son considerados como salidas, ya que, si bien afectan la disponibilidad del P, este se mantiene en el sistema.

Se utilizaron quince años de datos provenientes de registros de los productores desde el 2006 al 2020. El P ingresado y egresado se calculó por unidad de superficie como la suma del contenido de P de cada producto según la referencia indicada en la tabla 4. Cabe destacar que, antes del 2006, los sitios experimentales en general no habían recibido fertilizaciones. Los resultados en valores netos describen los kg de fósforo incorporados al sistema que no fueron cosechados en kg P /ha /año en los 15 años de análisis. Los resultados en valores relativos describen el porcentaje de P cosechado como productos respecto al incorporado al sistema en los quince años de análisis. Las entradas de P a los potreros fueron en su enorme mayoría los fertilizantes en sus diferentes fórmulas; las salidas de P se compartieron entre granos, carne y fardos en los usos más intensivos, y únicamente carne en los usos más extensivos como siembras en cobertura y campo natural.

Los productores contaban con registros de cada una de las fertilizaciones, suplementaciones y producción vegetal (granos y fardos) a escala de potrero.

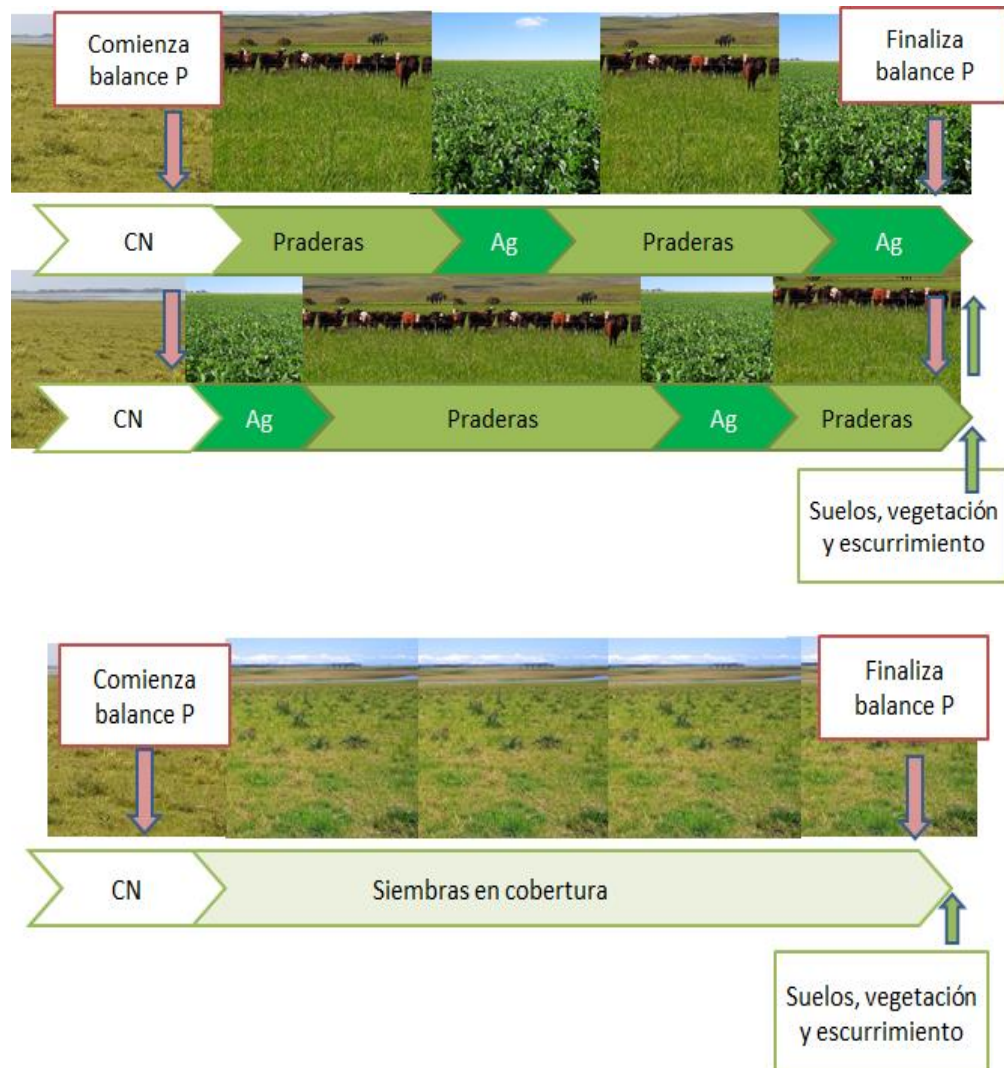
Respecto a la producción de carne los productores contaban con la producción en el ámbito del establecimiento y en función de ella estimaron la producción por unidad de superficie para los diferentes usos del suelo.

Ninguno de los tres sitios con campo natural presentó ingresos de P. Para estos sitios se utilizó un valor promedio de productividad de carne por ha de 100 kg /ha / año en base en la productividad predial media, de los predios que presentaban nulos o escasos mejoramientos forrajeros.

Un tema a destacar es que agricultura y praderas son dos usos que rotan en el mismo potrero y se clasifican según el uso del suelo al momento del estudio de campo. A modo de ejemplo, en la Figura 3 se esquematiza la historia de los diferentes usos donde se puede ver la rotación entre praderas y agricultura.

Figura 3

Se representan los usos del suelo en los sitios de estudios durante el período considerado para estimar el balance de P (de arriba hacia abajo, agricultura (Ag), praderas, siembra en cobertura y campo natural (CN))





Nota. Se indica con flecha rosada el período de cálculo del balance de P, año 0 (comienza balance P), año 15 (finaliza balance P), con flecha verde se indica el momento en que se realizó el relevamiento de suelos, vegetación y simulación de escurrimiento (suelos, vegetación y escurrimiento).

En la tabla 4 se describe el contenido de fósforo en kg que se usó como referencia de los distintos productos en toneladas involucrados en ingresos y salidas de los 12 sitios experimentales (tomados de Mancassola y Casanova (2015) y Tieri (2011)).

Tabla 4

Contenido de fósforo usado como referencia de diferentes productos en kg P/t

Toneladas	kg P/t
Fertilizantes	436,4
Unidades P ₂ O ₅	
Fertilizante	122,2
Fosforita	
Carne en pie	7,1
Grano de Sorgo	4
Grano de Soja	5
Semilla Festuca	5
Fardos	2

2.7. Estimación de erosión

La erosión potencial fue estimada mediante la aplicación del modelo USLE. Se determinó la erosión potencial promedio del uso agricultura (Sorgo y Soja), praderas, siembras en cobertura y campo natural a través de software Erosión 6.0 (Facultad de Agronomía, Universidad de la República), que utiliza el siguiente modelo:

$$A \text{ (t/ha)} = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Donde A es la erosión total por año y por hectárea, R, el factor erosividad de la lluvia el cual se ajustó manualmente según Pérez Bidegain et al. (2017) y K, erodabilidad del suelo. Tanto R como K fueron constantes para todos los sitios. La longitud correspondiente al factor L se determinó por medición directa en Google Earth, las pendientes (S) se asignaron según los rangos mínimos y máximos de la unidad de suelo correspondiente y a través del perfil topográfico de Google Earth. Con el objetivo de homogenizar el efecto sitio, se usó el mismo factor L y S para todos los sitios. A partir de observaciones a campo y de consulta con los productores, se determinaron las coberturas presentes (factor C) y los manejos del suelo aplicados (factor P).

La erosión para cada uso del suelo se estimó en el contexto de una rotación agrícola forrajera debido a que toda la rotación determina la erosión en cada uno de los usos que se dan en la rotación.

Para el uso de suelo praderas y agricultura se modelaron dos rotaciones de seis años típicas de la zona, pradera cuatro años y soja-raigrás-soja o sorgo-raigrás-sorgo. El manejo general consiste en que luego del sorgo o soja se instala una pradera perenne, esta se instala mediante siembra directa con un 85% de suelo cubierto por restos del cultivo anterior, luego de cuatro años es quemada con herbicida y se comienza la rotación de cultivos agrícolas que duran dos años. Al momento de la siembra agrícola hay un rastrojo de aproximadamente 2 t/ha, se pasa una rastra y se siembra en un suelo con 40 % de cobertura de restos secos que alcanza un 96 % de cobertura vegetal en su máximo desarrollo vegetativo de los cultivos agrícolas.

Para el caso de los campos naturales, se utilizó la alternativa pre calculada «campo natural».

Todos los resultados de estimación de erosión se ajustaron por el efecto del agua en el suelo segun García Préchac et al. (2017)

2.8. Simulación de escurrimiento superficial

El escurrimiento superficial fue generado artificialmente mediante un minisimulador, metodología descrita en Kamphorst (1987).

Figura 4

Minisimulador de esorrentía, instalado para la simulación, en este caso, sobre una pradera artificial



El simulador consiste en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión incorporado, necesario para producir una lluvia estándar con gotas de tamaño uniforme, que caen desde una altura mínima de 0,4 m sobre una parcela de 0,25 x 0,25 m, 0,0625 m² (Iserloh et al., 2013).

Cada simulación consistió en una lluvia de tres minutos de duración con una intensidad de 240 mm/h (4 mm/min). Cuando en la primera simulación no se obtuvo escurrimiento, se repitió el procedimiento cuantas veces fuera necesario hasta conseguirlo. Se realizaron simulaciones de escurrimiento para coleccionar agua de escorrentía superficial en los dos momentos del año analizados. Para cada uso del suelo (4), se muestrearon tres potreros diferentes y en cada potrero se realizaron tres réplicas, cada época del año incluyó 36 simulaciones totalizando 72 simulaciones.

En cada simulación se registraron el volumen de agua precipitada, el volumen de agua escurrida y el tiempo de inicio de la escorrentía, ya que, al comienzo de la precipitación, el agua de lluvia cae sobre la superficie del suelo y se infiltra, por lo que la escorrentía no se genera de inmediato. El cociente entre estas variables determinó el porcentaje de escurrimiento superficial.

El agua coleccionada en cada simulación se almacenó en frascos en frío y oscuridad para su posterior análisis en laboratorio, donde se analizaron las siguientes variables: fósforo total (PT; Murphy y Riley, 1962; Valderrama, 1981) y su forma disuelta fosfato (PO₄; Murphy y Riley, 1962), y sólidos en suspensión (SS; American Public Health Association, 1985).

La carga de fósforo total, su forma disuelta y de sólidos en suspensión se calculó multiplicando la concentración obtenida en cada simulación por el volumen de escorrentía generado en cada parcela.

2.9. Estimación de la exportación anual de fósforo

Debido a que la exportación obtenida por el simulador de escurrimiento representa una estimación instantánea y experimental, se ensayaron diferentes formas de extrapolar este valor para obtener una estimación de carga anual y así poder

comparar con otro tipo de estimaciones nacionales e internacionales. La exportación anual de P Total y sus distintas fracciones se estimó utilizando distintas fuentes de datos y formas de estimación. Por un lado, empleando el índice de fósforo (IP) (Mallarino et al., 2002) y, por otro, de manera experimental con la simulación de escorrentía. El IP, a su vez, se estimó de cuatro formas diferentes: el IP1 y IP2, basado en información general para el país siguiendo lo descrito en Perdomo et al. (2015) y Perdomo (2023, comunicación personal) y el IP3 e IP4 que emplea las mediciones obtenidas en la simulación de escorrentía para reemplazar los datos estimados del método convencional del IP. Por otro lado, el método experimental empleó las mediciones obtenidas en la simulación de escorrentía y utilizó dos formas diferentes para estimar la escorrentía anual y, así, extrapolar la medición instantánea que arroja la medición en campo a una estimación anual.

En la tabla 5 se presenta de forma sintética la información utilizada en cada método de estimación. Posteriormente, en los puntos 2.9.1. y 2.9.2. se describen las metodologías.

Tabla 5

Información utilizada para cada método de estimación de la exportación anual de fósforo de las distintas fracciones de P

Métodos	Fósforo Particulado (PP)	Fosfato (PO ₄)	Fósforo Total (PT)
IP1	PTsuelo de bibliografía (Hernández et al., 1995) ajustado con P Bray 1 (Mallarino et al., 2002) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración de análisis de suelo P WEP x 449 mm (Genta et al., 2001)	PP + PO ₄
IP2	PTsuelo de bibliografía (Hernández et al., 1995) ajustado con P Bray 1 (Mallarino et al., 2002) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración de análisis de suelo P WEP x 214 mm (IPA)	PP + PO ₄
IP3	PTsuelo (medida <i>in-situ</i>) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración en simulación x 449 mm (Genta et al., 2001)	PP + PO ₄
IP4	PTsuelo (medida <i>in-situ</i>) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración en simulación x 214 mm (IPA).	PP + PO ₄
Medición experimental 449 (ME449)	PT-PO ₄ (a la concentración de simulación de PT se le resta la de PO ₄) x 449 mm (Genta et al., 2001).	Concentración de PO ₄ de simulación x 449 mm (Genta et al., 2001)	Concentración de PT de simulación x 449 mm (Genta et al., 2001)
Medición experimental 214 (ME214)	PT-PO ₄ (a la concentración de simulación de PT se le resta la de PO ₄) x 214 mm (IPA)	Concentración de PO ₄ de simulación x 214 mm (IPA)	Concentración de PT de simulación x 214 mm (IPA)
Medición experimental 30 (ME30)	PT-PO ₄ (a la carga de PT se le resta la de PO ₄) X 30 (eventos lluvia > 12,5mm, 2021)	Carga de PO ₄ de simulación x 30 (eventos lluvia > 12,5mm, 2021)	Carga de PT de simulación x 30 (eventos lluvia > 12,5mm, 2021)

Nota. En las celdas transparentes se indican los métodos basados en el índice de P; en gris, los métodos basados exclusivamente en la simulación de escorrentía

A continuación se describen los métodos de estimación de la exportación de fósforo descritos en la tabla 5.

2.9.1 Estimación de la exportación anual de P empleando el método de Índice de fósforo

La fórmula para el cálculo del Índice de P (IP) se describe a continuación (Perdomo et al., 2015) (corresponde a los métodos IP1, IP2, IP3 e IP4 en la tabla 5).

Componentes del (IP)= P Particulado (PP) + P Soluble (PS), ambos estimados como kg/ ha/ año. A continuación se describe la forma de estimación de ambos componentes:

$$P \text{ particulado} = PP = \text{Erosión (t/ ha / año)} \times PT_{\text{suelo}} \times IE \times 0,001$$

$$P \text{ soluble} = PS = \text{Esguerrimiento (mm)} \times CPS \times 0,01$$

Erosión (t/ ha / año): estimado por el software Erosión 6.0 tal como se describe en 2.7. El valor de erosión fue de 11,7 t/ ha / año para el uso agrícola (cultivos anuales), 5,2 t/ ha / año para el uso praderas (cultivos perennes de cuatro años) y 3,2 t/ ha/ año para los otros usos (siembras en cobertura y campo natural).

Índice de Enriquecimiento (IE) = valor empírico propuesto por el autor del IP (1,3 para sitios fertilizados con P y 1,05 para sitios sin fertilización).

0,001 = ajusta las unidades para que el producto del PP sea en kg/ ha/ año.

El PTsuelo se estimó de dos formas diferentes.

Para el caso de IP1 e IP2, se calculó de la siguiente manera:

$PT_{\text{suelo}} = PT_{\text{suelo en suelo ppm}}$, tomado de Hernández et al. (1995), ajustado con los niveles de P Bray 1 en suelo en ppm medidos en cada sitio experimental (potrero) a 0-2,5 cm de profundidad (Mallarino et al., 2002) = P total Hernández et al. (1995) + P Bray 1*3.

Para el caso de IP3 e IP4, se calculó de la siguiente manera:

PTsuelo: P total en suelo en ppm medidos en suelo a 0-2,5 cm de profundidad en cada sitio experimental (potrero).

Para el P soluble:

0,01= ajusta las unidades para que el producto del PS sea en kg/ ha/ año.

El escurrimiento (mm) para el componente de P soluble se estimó de dos formas diferentes. Para el IP1 y IP3, fue determinado con el método de coeficiente de escorrentía según Genta et al. (2001), utilizando el coeficiente de escorrentía 0,35 calculado para la cuenca del arroyo San Carlos, el cual presenta similares características que la cuenca del PPLR. Se solicitaron los datos de lluvia diaria al Instituto Nacional de Meteorología para el año de 2021 de la estación Rocha, la precipitación anual fue de 1284 mm de lluvia, en consecuencia el valor de escurrimiento anual habría sido de 449 mm, estimado con el método de coeficiente de escorrentía 0,35 (Genta et al., 2001). Para el IP2 y IP4, fue determinado con el método de índice de precipitación antecedente (IPA) (Shaw, 1994), donde la escorrentía se genera a partir de lluvias mayores a 12,5 mm, siendo 0 para valores menores. Según Inumet (2021), para la estación Rocha en 2021, la precipitación anual fue de 1284 mm de lluvia y el valor de escurrimiento anual habría sido de 214 mm, estimado con el método de Shaw (1994).

La concentración P soluble (CPS) se estimó de dos formas diferentes.

Para el caso de IP1 e IP2, se utilizaron los valores de P WEP (ppm = mg /l) medidos en suelo a 0-2,5 cm de profundidad en cada sitio experimental (potrero). Para el caso de IP3 e IP4, se utilizó la concentración de P soluble promedio a partir de la simulación de escorrentía en cada sitio experimental (potrero) en las dos estaciones del año (promedio de las seis simulaciones en cada potrero).

2.9.2 Estimación de la exportación anual de P empleando las mediciones experimentales de simulación de escorrentía

Para analizar las diferencias en la exportación de fósforo total (PT), particulado (PP) y soluble (PO₄) entre los distintos usos del suelo se utilizaron las concentraciones y cargas medias medidas en las simulaciones de escurrimiento realizadas en ambas estaciones del año (promedio de las seis simulaciones en cada potrero). Debido a que la medición simulada representa una estimación instantánea, se ensayaron dos formas diferentes para extrapolar dichas mediciones a una estimación de carga anual, y se extrapolaron las mediciones en campo a un valor de carga de nutrientes exportada por hectárea y por año. Para obtener este valor, se utilizaron dos formas diferentes, siguiendo a Rodríguez-Gallego (2020) y Castagna et al. (2022), en las cuales a la concentración media o la carga media de PT, PP y PO₄ obtenida en la simulación de escorrentía se las multiplica por un valor de escorrentía anual o de eventos de precipitaciones. A continuación se describen las formas de estimación empleadas:

1. Método de coeficiente de escorrentía según Genta et al. (2001), utilizando el coeficiente de escorrentía 0,35 calculado para la cuenca del arroyo San Carlos tal como fue descrito en el literal anterior: el valor de escurrimiento empleado fue 449 mm.
2. Método de índice de precipitación antecedente (IPA) (Shaw, 1994), donde la escorrentía se genera a partir de lluvias mayores a 12,5 mm, tal como fue descrito en el literal anterior: el valor de escurrimiento anual empleado fue 214 mm.
3. Cuantificación del número de días de lluvia mayores a 12,5 mm en los que, según Shaw (1994), se genera escorrentía. Con base en la información que reporta Inumet para la estación Rocha en 2021, hubo treinta eventos de lluvia mayores a 12,5 mm. Si bien este método no indica el volumen de escorrentía, sino solo el número de días en los que se genera escorrentía, es muy simple de estimar y puede ser útil para tener estimaciones rápidas.

2.10. Análisis estadísticos

Para evaluar el efecto del factor uso del suelo sobre fósforo en suelo, pH, carbono orgánico y balance de P, se ajustaron modelos lineales generales, se realizaron análisis de varianza de una vía. Se llevaron a cabo transformaciones logarítmicas de base 10 en aquellas variables de respuesta que no cumplieron con los supuestos de normalidad o homocedasticidad. En los casos en que se constataron diferencias significativas entre los distintos usos del suelo, se realizaron pruebas de contrastes mediante Tukey, para realizar las comparaciones por pares.

Para evaluar el efecto de los factores uso del suelo y la estación del año sobre cobertura vegetal del suelo, humedad del suelo, escurrimiento (volúmenes de agua precipitada y escurrida, tiempo de comienzo del escurrimiento), densidad aparente del suelo, concentración y carga de fósforo y sólidos suspendidos en agua, se realizaron análisis de varianza de dos vías mediante modelos lineales mixtos, con la identidad del potrero como efecto aleatorio. Todos los modelos fueron iniciados con los términos: *uso del suelo*, *estación del año* e *interacción entre el uso del suelo y la estación del año*. Luego de ajustado el primer modelo con el término *interacción*, se ajustó un segundo modelo sin ese término y se comparó la deviancia de ambos modelos para seleccionar el mejor modelo: la comparación de la deviancia entre modelos se realizó mediante el test chi cuadrado. De esta manera se llegó al modelo más simple de mejor ajuste. En los casos en que se constataron diferencias significativas entre los distintos usos del suelo o estaciones del año, se realizaron pruebas de contrastes mediante Tukey para realizar las comparaciones por pares. En la tabla 10 se pueden ver la transformación y el análisis realizado para cada variable que mostró diferencias significativas.

En síntesis, se realizó un análisis de varianza para las variables del suelo, del escurrimiento simulado y la cobertura vegetal. Se emplearon modelos lineales mixtos (MLM) cuando se trató de análisis con dos factores (estación del año y usos del suelo) y modelos lineales generales (MLG) cuando se trató de análisis con un solo factor (uso del suelo).

Para evaluar la relación entre el balance de P, la concentración de P en suelo, la cobertura vegetal y la concentración y carga de fósforo y sólidos suspendidos en escorrentía simulada, se realizaron correlaciones de Pearson. Debido a que las variables del suelo fueron evaluadas una vez por potrero mientras que las asociadas a la simulación de escurrimiento fueron evaluadas dos veces en el año y por triplicado (en total, seis veces por potrero), se utilizó la media de los seis datos del mismo potrero para las correlaciones que comparan datos del suelo con datos de la simulación. En los casos en que se compararon dos variables de la simulación, se utilizaron la totalidad de los datos sin realizar promedios.

Se analizó la relación causal para cuatro variables de interés en el agua de escurrimiento (carga instantánea de fósforo total, carga instantánea de fósforo soluble, concentración de fósforo total y concentración de fósforo soluble) a través de modelos predictivos, en función del uso del suelo (agricultura, praderas, siembras en cobertura y campo natural), niveles de P en suelo y balance de P/ kg/ ha. Para cada variable de interés en el agua de escurrimiento, se realizaron cinco modelos con las siguientes variables explicativas, uso del suelo y P, ácido cítrico 0-15 cm, uso del suelo y P, ácido cítrico 0-2,5 cm, uso del suelo y P Bray 1 0-15 cm, uso del suelo y P Bray 1 0-2,5 cm, uso del suelo y Balance de P. Todos los modelos fueron iniciados con la variable explicativa uso del suelo; luego de ajustado el primer modelo, se ajustó un segundo modelo con las variables de P en suelo o balance de P y se comparó ambos modelos para seleccionar el mejor según la R^2 y la significancia de cada variable explicativa. De esta manera se llegó al modelo más simple de mejor ajuste.

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico R Core Team (2020).

3. Resultados

3.1. Caracterización del Paisaje Protegido Laguna de Rocha

Se realizaron once entrevistas a productores agropecuarios que gestionan 13.476 ha dentro del Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR), equivalentes al 79 % de la superficie agropecuaria total. La superficie media manejada dentro del PPLR por productor fue de 1.225 ha, con un máximo de 4.206 ha y un mínimo de 387 ha. Cabe destacar que los mismos productores que gestionan área dentro del PPLR también gestionan área fuera, en el entorno inmediato, en dos casos superando las 6000 ha.

El régimen de tenencia mayoritario fue el de propietario (en diez predios de once entrevistados, al menos parte del predio era propiedad). La producción de bovinos se practicaba en todos los predios y las especializaciones predominantes fueron el ciclo completo y la cría-recría. La carga promedio fue de 0,9 UG/ha, con un máximo de 1,2 UG/ha y un mínimo de 0,6 UG/ha. Durante la época de pariciones, en los predios con ciclo completo o criaderos, se dan aumentos de la carga en UG/ha, seis predios tenían rodeo ovino; no obstante, dicho rodeo era marginal y su finalidad principal era el consumo interno del establecimiento. En un predio se realizaba engorde de corderos, aunque estos representaban solamente el 10 % de la carga total del predio.

Los usos del pastoreo presentes en el área se clasificaron como: 1) rotativo intensivo, pastoreo con protocolo de tiempos de ocupación y descanso, en este tipo de pastoreo el periodo de pastoreo es menor al periodo de pastoreo; 2) rotativo extensivo, pastoreo con períodos de exclusión de pastoreo sin protocolizar, en este tipo de pastoreo el periodo de pastoreo es mayor al periodo de exclusión de pastoreo y 3) continuo, con cargas variables, potreros continuamente ocupados con cargas que pueden variar en el tiempo. El uso de pastoreo principal fue el rotativo extensivo, aplicado en seis de los once predios. De los restantes, cuatro realizaban pastoreo continuo con cargas variables y uno realizaba pastoreo rotativo intensivo.

Para el año 2019 había 2.012 ha sembradas con cultivos agrícolas o forrajeros, que ocupaban 15 % del área de estudio. No se observaron grandes cambios en su

superficie en los últimos años. Para el año 2013, había 2.185 ha de cultivos en el área de estudio.

La gran mayoría de los productores realiza cultivos forrajeros, a excepción de uno que solo maneja campo natural. Todos los predios complementaban el campo natural con siembra de forrajeras y, en algunos casos, con suplementación estratégica. Entre los cultivos forrajeros se incluían verdeos, praderas artificiales, y siembras de leguminosas en cobertura. La mayoría se ubicaban en las zonas medias y altas. No obstante, en las márgenes de los arroyos Las Conchas y La Paloma, donde las zonas bajas presentan suelos menos salobres, se encontraban 100 ha implantadas (5 % de la superficie forrajera cultivada total).

En cuanto a las especies sembradas, entre las gramíneas perennes o bianuales se incluían holcus, cebadilla y festuca; las gramíneas anuales incluían moha y raigrás y sorgo forrajero; entre las leguminosas, *Lotus spp*, *Trifolium repens* y *Trifolium pratense*. Por su parte, la soja fue el único cultivo agrícola presente dentro del área protegida con destino industrial el año que se realizaron las entrevistas, ocupando 0,4 % del área de estudio (55 ha). Cabe destacar que, fuera del PPLR, los mismos productores tienen cultivos agrícolas en el entorno inmediato, siendo soja el cultivo principal y sorgo el secundario. De los once productores entrevistados, solo dos se definen como ganadero-agrícolas y la mayor parte de los cultivos agrícolas los realizan fuera del PPLR. Históricamente, dentro y fuera del PPLR, algunos campos fueron destinados al cultivo de papa o maíz.

La productividad anual media estimada por los productores en kilogramos de carne equivalente anual por ha a nivel predial varía entre 210 y 100 kg, considerando los perdidos que tienen parte fuera del PPLR.

La productividad media de los cultivos industriales fue de 1900 a 2200 kg/ha de soja. En los cultivos forrajeros, la productividad se estimó en kg/ha de carne por año; en praderas fue de entre 300 y 600 kg/ha de carne por año; en siembras en cobertura, entre 200 y 300 kg/ha de carne por año, y, en campo natural o restablecido, menos de 100 kg/ha de carne por año.

Dentro de los productores entrevistados, el área que gestionan dentro del PPLR se diferencia por su posición topográfica en dos zonas; la parte media y alta, que

implica el 60 %, y, la segunda el restante 40 %. Dentro de la zona media y alta se presentan algunos suelos con aptitud para cultivos agrícolas o forrajeros. La superficie cultivada total es de 2012 ha (1912 ha en la zona media y alta, 100 ha en la zona baja), las cuales son fertilizadas generalmente de forma anual. Dentro de los fertilizantes fosfatados aplicados, cinco predios que tienen siembras en cobertura aplicaban fuentes de liberación lenta (fosforita) y cinco aplicaban fuentes solubles y fosforita. En términos generales, la fuente de fósforo está asociada al tipo de cultivo: agricultura y praderas utilizan fuentes solubles y siembras en cobertura utilizan fosforita. A excepción de un predio que en una pequeña área ha incorporado el fertilizante en el suelo, todos fertilizaban al boleó, sin incorporar el fertilizante al perfil del suelo. En grandes líneas, los balances de fósforo en las áreas fertilizadas dieron positivos, con una eficiencia de uso de entre 10 % y 30 %.

Como criterio general, el PPLR es un área de muy alto valor para la conservación, de gran naturalidad en sus ambientes, principalmente en las zonas bajas. Es gestionada por pocos productores de alto nivel técnico-productivo, con altos valores productivos en términos agropecuarios para sus condiciones ambientales y con baja eficiencia aparente en el uso de P.

3.2. Caracterización del suelo

Los suelos comprendidos en los doce sitios experimentales pertenecen a las unidades José Pedro Varela o Alférez de la carta 1:1.000.000 (Altamirano et al., 1976). En ninguno de los doce potreros estudiados se encontraron diferencias sustantivas en los perfiles en lo que respecta a profundidad, color y textura; todos los suelos presentan un horizonte A mecánico y un B argilúvico; los suelos corresponden a Brunosóles o Argisóles medianamente profundos con 70,5 cm de profundidad promedio, con un máximo de 88 cm y un mínimo de 46 cm, con un horizonte A limoso y un B limo arcilloso a arcilloso, de colores oscuros (figura 5, tabla 6). En diez de los doce casos, la transición del B al C es gradual, presentando un horizonte BC, la exploración de raíces ocupa todo el B y el BC en los casos que se presenta.

En la descripción de suelos, en el horizonte A se notó, en términos generales, una estructura débil y, en particular, en los tres suelos que estaban bajo uso agrícola y en uno de los suelos que estaba bajo uso de pradera (segundo año), los primeros 5 cm del horizonte A se notaron más desestructurados.

En la figura 5 se muestra un perfil de suelos representativo de cada uso y en la tabla 7 se presentan las principales características de los doce perfiles de suelo caracterizados.

Figura 5

Perfil de los suelos. En orden descendente se muestran las imágenes de perfiles representativos de los usos: agricultura, pradera artificial, siembra en cobertura y campo natural





Tabla 6

Descripción de los suelos para cada sitio

Nombre del sitio	CN1	CN2	CN3	Cob1	Cob2	Cob3	Pr1	Pr2	Pr3	Ag1	Ag2	Ag3
Usos del suelo	Campo natural			Siembra en cobertura			Praderas			Agricultura		
Horizonte A												
Prof. (cm.)	0-31	0-19	0-20	0-18	0-16	0-30	0-24	0-23	0-23	0-32	0-26	0-26
Color	10YR 3/2	10YR 3/3	10YR 3/3	10YR 2/1	10YR 2/2	10YR 3/3	10YR 2/2	10YR 3/4	10YR 3/2	10YR 3/3	10YR 2/2	10YR 3/2
Estructura	Débil	Débil	Débil	Débil	Débil	Débil	Débil	Débil	Muy Débil	Muy Débil	Muy Débil	Muy Débil
Textura	Limo arcilloso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso	Limoso
Horizonte B												
Prof. (cm.)	31-73	19-48	20-55	18-35	16-47	30-88	24-45	23-50	23-62	32-73	26-69	26-46
Color	10YR 3/2	10YR 3/2	10YR 3/2	10YR 2/1	10YR 2/2	10YR 3/2	10YR 2/2	10YR 2/2	10YR 2/2	10YR 3/2	10YR 3/2	10YR 3/3
Textura	Arcillo limoso	Arcillo limoso	Arcillo limoso	Arcillo limoso	Arcilloso	Arcilloso con gravas	Limo arcilloso con gravas	Limo arcilloso	Limo arcilloso	Limo arcilloso	Arcillo limoso	Arcilloso
Raíces	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
horizonte B-C												
Prof. (cm.)	73-87	48-58	55-67	35-80	47-55		45-59	50-61	62-75	73-82	69-88	

Color	10YR 3/3	10YR 3/2	10YR 3/2	10YR 3/3	10YR 3/2		10YR 3/2	10YR 3/4	10YR 3/3	10YR 3/3	10YR 3/2	
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso con gravas	Arcilloso		Arcilloso con gravas	Arcilloso con gravas	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	
Raíces	Si	Si	Si	Si	Si		Si	Si	Si	Si	Escasas	
horizonte C												
Prof. (cm.)	+87	+58	+67	+80	+55	+88	+59	+61	+75	+82	+88	+46
Color	10YR 3/4	10YR 3/6	10YR 3/4	10YR 4/4	10YR 3/3	10YR 3/3	10YR 4/4	10YR 3/4	10YR 3/6	10YR 3/4	10YR 3/4	10YR 3/4
Textura	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso con gravas	Arcilloso con gravas	Arcilloso con gravas	Limo arcilloso	Arcilloso con gravas	Arcilloso con gravas	Arcilloso	Arcilloso	Arcilloso
Clasif.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.	Arg./ Brun.
Unidad 1:1Mill	Alférez	Alférez	Alférez	JPV	Alférez	Alférez	JPV	JPV	JPV	Alférez	Alférez	Alférez

Nota. Se indica uso del suelo, clasificación (Clasif.), Argisol (Arg.), Brunosol (Brun.), unidad de suelo a la que pertenece (Unidad 1:1Mill), José Pedro Varela (JPV) y para cada horizonte; profundidad en centímetros (prof. cm.), color húmedo Munsell (Color), exploración radicular (Raíces).

El efecto del uso del suelo no fue significativo para pH y carbono orgánico (CO) en ninguna de las dos profundidades analizadas (tabla 8). Si bien no fue significativa la diferencia de carbono orgánico a 0-2,5, se observó una tendencia a que en siembras en cobertura fuera mayor y, en agricultura, menor que en el resto de los usos del suelo (tabla 8). La ausencia de diferencias significativas en parte puede deberse a la poca cantidad de datos y su dispersión.

Tampoco se detectaron diferencias significativas en la concentración de fósforo (P) por el método WEP a la única profundidad medida (0 a 2,5 cm) aunque la tendencia fue la misma que con otros métodos de medición P (Figura 6-A). En la tabla 7 se muestra la caracterización química del suelo y en la tabla 8 se presentan las variables, sus transformaciones necesarias y el valor de significancia (p-valor) según factor uso del suelo y, cuando corresponde, estación del año e interacción.

Tabla 7.*Valor medio $\pm$ desvío estándar de las variables químicas para cada uso del suelo*

Uso del suelo	Agricultura	Praderas	S. cobertura	C. natural
pH 0-2,5 cm	5,2 $\pm$ 0,0	5,3 $\pm$ 0,4	5,5 $\pm$ 0,2	5,4 $\pm$ 0,1
pH 0-15 cm	5,3 $\pm$ 0,0	5,6 $\pm$ 0,6	5,6 $\pm$ 0,2	5,5 $\pm$ 0,2
CO 0-2,5 cm (%)	4,3 $\pm$ 0,3	4,8 $\pm$ 0,7	5,3 $\pm$ 0,4	4,8 $\pm$ 0,4
CO 0-15 cm (%)	2,6 $\pm$ 0,1	2,4 $\pm$ 0,5	3,0 $\pm$ 0,4	2,7 $\pm$ 0,3
PWEP 0-2,5 cm (ppm)	0,16 $\pm$ 0,02	0,17 $\pm$ 0,07	0,14 $\pm$ 0,04	0,09 $\pm$ 0,03
P Bray1 0-2,5 cm (ppm)	17,9 $\pm$ 2,1	28,4 $\pm$ 7,6	8,6 $\pm$ 5,8	2,7 $\pm$ 0,6
P Bray1 0-15 cm (ppm)	6,0 $\pm$ 1,0	8,7 $\pm$ 1,5	3,0 $\pm$ 1,0	1,3 $\pm$ 0,6
P ác. cítrico 0-2,5 cm (ppm)	32,1 $\pm$ 9,0	55,9 $\pm$ 36,4	41,2 $\pm$ 47,1	4,3 $\pm$ 1,2
P ác. cítrico 0-15 cm (ppm)	11,7 $\pm$ 1,2	17,3 $\pm$ 9,3	11,7 $\pm$ 10,7	4,0 $\pm$ 1,0
P total 0-2,5 cm (ppm)	506,9 $\pm$ 35,9	605,1 $\pm$ 59,2	518,9 $\pm$ 159,9	333,6 $\pm$ 59,8
FE P Bray1	3,0 $\pm$ 0,2	3,3 $\pm$ 0,6	2,7 $\pm$ 1,0	2,2 $\pm$ 0,8
FE P ác. cítrico	2,7 $\pm$ 0,5	3,1 $\pm$ 0,4	3,0 $\pm$ 1,0	1,1 $\pm$ 0,1

Nota. Se indica además el Factor de Estratificación (FE) calculado para las diferentes fracciones de P: Bray 1 y ác. cítrico.

Tabla 8

Análisis de varianza de todas las variables analizadas en el estudio con diferencias significativas

Variables	ME	Trans.	Uso del suelo (p-valor)	Estación (p-valor)	Interacción (p-valor)
P Bray1 0-2,5 cm (ppm)	MLG	-	0,0010	nc	nc
P Bray1 0-15 cm (ppm)	MLG	-	0,0001	nc	nc
P ác. cítrico 0-2,5 cm (ppm)	MLG	Log10	0,0495	nc	nc
P ác. cítrico 0-15 cm (ppm)	MLG	Log10		nc	nc
P total 0-2,5 cm (ppm)	MLG	-	0,0379	nc	nc
Balance P kg/ha/año	MLG	-	0,0075	nc	nc
Balance P (%)	MLG	-	0,0132	nc	nc
Volumen precipitado (ml)	MLM	-	0,0994	<0,0001	0,0430
Volumen escurrido (ml)	MLM	-	ns	0,0013	ns
Inicio escurrimiento (s)	MLM	-	ns	0,0057	ns
Precipitado/escurrido	MLM	-	ns	0,0001	0,0005
PO ₄ (µg/ l)	MLM	-	0,0001	ns	<0,0001
PT (µg/ l)	MLM	-	<0,0001	ns	<0,0001
SS (mg/ l)	MLM	-	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Carga PO ₄ (µg)	MLM	-	0,0007	0,0207	<0,0001
Carga PT (µg)	MLM	-	0,0009	ns	<0,0001
Carga SS (mg)	MLM	-	ns	0,0008	ns
Cobertura vegetal (%)	MLM	-	<0,0001	0,0282	0,0056
Agua gravimétrica (%)	MLM	-	ns	ns	<0,0001

Nota. Se indican los modelos estadísticos (ME) utilizados, la transformación (Trans.) requerida y p-valor, según factor uso del suelo, estación y su interacción (uso*estación) cuando corresponde. *Nc=no corresponde, *Ns=no significativo.

Para las diferentes técnicas de análisis de P en suelo superficial (0-2,5 cm), a excepción de P WEP, se encontraron diferencias significativas entre usos del suelo (tablas 7 y 8, figuras 6, 7 y 8). En general, las diferentes técnicas de análisis de P en superficie indicaron que en el campo natural dichos indicadores fueron

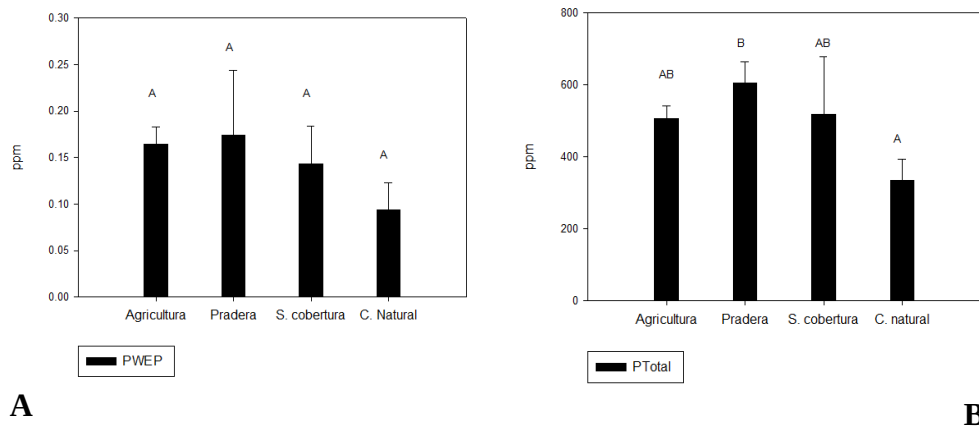
significativamente menores que en usos más intensivos como pradera o agricultura, dependiendo del estimador. Asimismo, la siembra en cobertura no mostró diferencias significativas con el campo natural y reportó valores intermedios entre usos más intensivos y el campo natural, posiblemente debido a una mayor dispersión en los datos. El P Bray 1 en suelo superficial mostró diferencias significativas entre varios usos y fue significativamente menor en campo natural que en praderas y agricultura, y la siembra en cobertura mostró diferencias significativamente menores a pradera (figura 7B, tabla 9). Para la concentración de P ác. cítrico también se detectaron diferencias significativas entre campo natural con agricultura y pradera, pero no fueron significativas con siembra en cobertura (figura 8B, tabla 7). Por otra parte, la concentración de P total fue significativamente mayor en pradera en comparación con el campo natural (figuras 6C y D, tabla 8), y no se detectaron diferencias con los otros usos del suelo, inclusive con agricultura.

Al analizar los primeros 15 cm del perfil de suelo, se encontró un patrón similar al de suelo superficial, donde, en general, los usos más intensivos presentaron mayores valores de P que el campo natural y las siembras en cobertura (figuras 7-A y 18-A). El P Bray 1 mostró diferencias significativas entre todas las comparaciones de usos, excepto entre pradera y agricultura y entre campo natural y siembras en cobertura, donde el valor esperado de P Bray 1 fue menor en campo natural, seguido de siembra en cobertura. Campo natural y siembra en cobertura no mostraron diferencias significativas entre sí, ni tampoco agricultura y pradera entre sí, aunque pradera registró valores superiores (tabla 8, figura 7-C). En el caso de P ác. cítrico las diferencias fueron significativas únicamente entre praderas y campo natural, siendo menor el valor esperado en campo natural (figura 8C).

Figura 6

Izquierda: contenido y desvío estándar de P WEP 0-2,5cm, según uso de suelo.

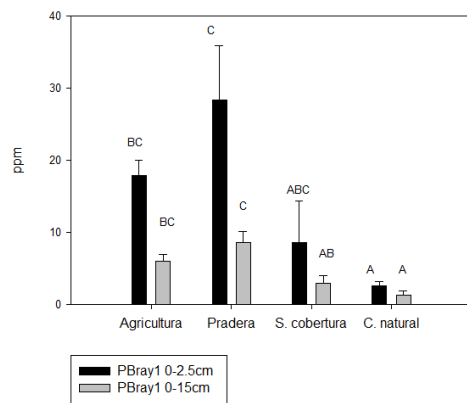
Derecha: contenido y desvío estándar de P Total 0-2,5cm



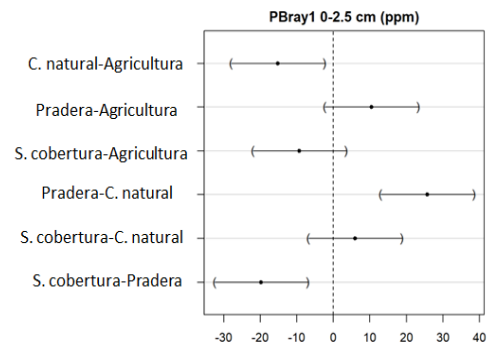
Nota. Las letras iguales indican que las medias no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Figura 7

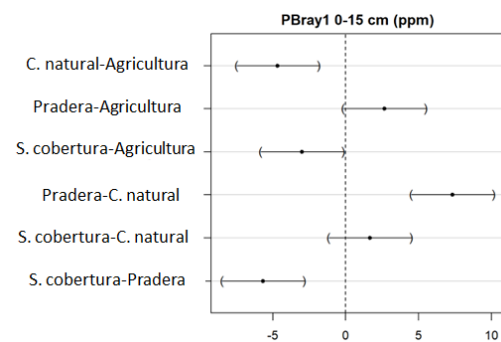
Izquierda: contenido y desvío estándar de P Bray1 0-2,5 cm y 0-15 cm, según uso de suelo. Derecha: contrastes entre pares; cuando los valores esperados interceptan el 0, no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)



A



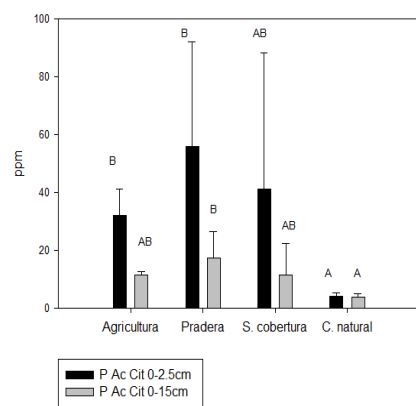
B



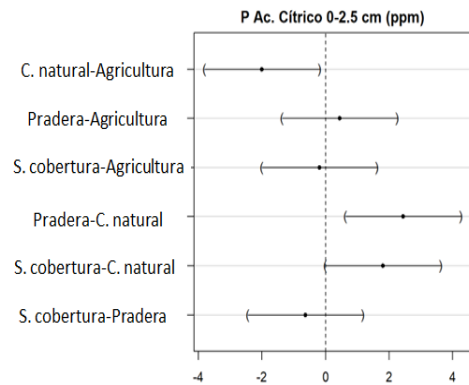
C

Figura 8

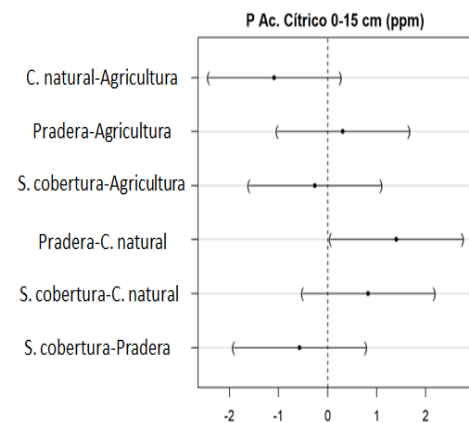
Izquierda: contenido y desvío estándar de P ác. cítrico, 0-2,5 cm y 0-15cm, según uso de suelo. Derecha: contrastes entre pares; cuando los valores esperados interceptan el 0, no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)



A



B



C

Al comparar el P Bray1 y P ác. cítrico superficial con el del perfil de 15 cm de profundidad se observó que, a nivel superficial, la variabilidad es mayor y la estratificación de fósforo es más marcada en pradera, agricultura y siembra en cobertura, siendo muy baja o inexistente en campo natural. Es importante destacar la alta dispersión de los datos a nivel superficial en siembra en cobertura y también de pradera (figuras 9 y 10).

Un tema a destacar es que la agricultura y siembras en cobertura presentan valores similares de P ác. cítrico pero los valores de P Bray 1 en agricultura duplican los de siembras en cobertura a ambas profundidades.

La DAP no mostró diferencias entre usos del suelo ni entre estación del año; asimismo, la interacción entre ambas no fue significativa en ninguna de las dos profundidades evaluadas (0-5 y 5-10 cm). Si bien no se encontraron diferencias significativas de DAP, se observó una tendencia a que la agricultura en profundidades de 0-5 cm fuera menor que en el resto de los usos (tabla 9). La ausencia de diferencias significativas en parte pudo deberse a la poca cantidad de datos y su dispersión.

El análisis del contenido de agua gravimétrica del suelo en los primeros 10 cm de profundidad reportó un efecto significativo de la interacción entre uso del suelo y estación del año (tabla 7). La prueba de comparación múltiple solo encontró diferencias significativas de un menor contenido de agua gravimétrica del suelo en otoño para praderas respecto a praderas en primavera. En la tabla 9 se muestra la caracterización de la DAP a 0-5 cm y de 5-10 cm de profundidad y el contenido de agua gravimétrica del suelo de 0-10 cm (agua gravimétrica (%)).

Tabla 9

Valor medio $\pm$ desvío estándar de las variables DAP y Agua gravimétrica para cada uso del suelo y cada estación del año

Primavera				
Uso del suelo	Agricultura	Praderas	S. cobertura	C. natural
Agua gravimétrica (%)	24 $\pm$ 7	31 $\pm$ 5	27 $\pm$ 8	24 $\pm$ 5
DAP 0-5	1,29 $\pm$ 0,08	1,39 $\pm$ 0,05	1,37 $\pm$ 0,12	1,34 $\pm$ 0,14
DAP 5-10	1,42 $\pm$ 0,10	1,47 $\pm$ 0,05	1,44 $\pm$ 0,10	1,38 $\pm$ 0,14
Otoño				
Uso del suelo	Agricultura	Praderas	S. cobertura	C. natural
Agua gravimétrica (%)	26 $\pm$ 4	16 $\pm$ 6	23 $\pm$ 9	23 $\pm$ 8
DAP 0-5	1,29 $\pm$ 0,08	1,35 $\pm$ 0,07	1,37 $\pm$ 0,12	1,34 $\pm$ 0,14
DAP 5-10	1,42 $\pm$ 0,10	1,44 $\pm$ 0,07	1,44 $\pm$ 0,10	1,39 $\pm$ 0,13

En general, todas las variables de P en suelo se correlacionaron entre sí, siendo especialmente altas las correlaciones entre los niveles de P que se analizaron a dos profundidades (0-2,5 cm y 0-15 cm) como fueron Bray 1 (Bray 1 $r = 0,971^{***}$) y ác. cítrico (ác. cítrico $r = 0,988^{***}$). La relación entre las fracciones más solubles como P Bray 1 y P WEP fueron positivas entre ellas y significativas, al igual que las fracciones que contienen formas menos solubles como P total y ác. Cítrico. También se encontró una relación positiva y significativa entre P total y P Bray 1 (tabla 10).

Tabla 10

Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre variables medidas en el experimento. En las celdas verdes se ubican las correlaciones mayores a 0,8 y, en las amarillas, las mayores a 0,7

Variables		r
P ác. cítrico 0-15cm	P ác. cítrico 0-2,5cm	0,988***
P ác. cítrico 0-15cm	P total 0-2,5cm	0,903***
P ác. cítrico 0-15cm	PO4 µg/ l	0,669*
P ác. cítrico 0-15cm	PT µg/ l	0,611*
P Bray 1 0-15cm	P Bray 1 0-2,5cm	0,971***
P Bray 1 0-15cm	P total 0-2,5cm	0,697*
P Bray 1 0-15cm	PO4 µg/ l	0,652*
P Bray 1 0-15cm	PT µg/ l	0,709**
P Bray 1 0-15cm	Carga PO4 µg	0,665*
P Bray 1 0-15cm	Carga PT µg	0,744**
P WEP 0-2,5cm	P Bray 1 0-2,5cm	0,602*
P WEP 0-2,5cm	P Bray 1 0-15cm	0,686*
P Bray 1 0-2,5cm	P total 0-2,5cm	0,732**
P Bray 1 0-2,5cm	PO4 µg/ l	0,603*
P Bray 1 0-2,5cm	PT µg/ l	0,671*
P Bray 1 0-2,5cm	Carga PO4 µg	0,583*
P Bray 1 0-2,5cm	Carga PT µg	0,684*
P ác. cítrico 0-2,5cm	P total 0-2,5cm	0,904***
P ác. cítrico 0-2,5cm	PO4 µg/ l	0,593*
P total 0-2,5cm	PO4 µg/ l	0,677*
P total 0-2,5cm	PT µg/ l	0,653*
Cobertura vegetal (%)	Carga SS mg/ l	-0,361**
Cobertura vegetal (%)	SS mg/ l	-0,517***
Cobertura vegetal (%)	PT µg/ l	-0,301*
PO4 µg/ l	PT µg/ l	0,924***
Carga PO4 µg	PO4 µg/ l	0,841***
Carga PO4 µg	PT µg/ l	0,757***
Carga PT µg	PO4 µg/ l	0,787***
Carga PT µg	PT µg/ l	0,791***
Carga PT µg	Carga PO4 µg	0,962***
Carga SS mg	SS mg/ l	0,680***

*** p valor < 0,001, ** p valor < 0,01, * p valor < 0,05

3.3. Cobertura vegetal del suelo

La cobertura vegetal cortada a 5 cm de altura fue claramente diferente entre los diferentes usos del suelo y en agricultura estuvo muy condicionada por la estación del año y el ciclo del cultivo. En la Figura 9 se muestra la cobertura vegetal representativa de cada uso del suelo en cada momento del año a escala de paisaje y parcela, y en la tabla 11 se muestra el porcentaje de cobertura vegetal para cada uso del suelo y cada estación del año.

Tabla 11

Valor medio $\pm$ desvío estándar del porcentaje de cobertura vegetal para cada uso del suelo y cada momento del año (primavera y otoño)

Primavera				
Uso del suelo	Agricultura	Pradera	S. cobertura	C. natural
Cobertura vegetal (%)	72,2 $\pm$ 9,7	90,6 $\pm$ 13,3	99,4 $\pm$ 1,7	99,4 $\pm$ 1,7
Otoño				
Uso del suelo	Agricultura	Pradera	S. cobertura	C. natural
Cobertura vegetal (%)	57,2 $\pm$ 17,5	91,1 $\pm$ 13,6	98,3 $\pm$ 3,5	99,4 $\pm$ 1,7

En agricultura, el porcentaje de cobertura fue diferente entre estaciones del año (72,2 $\pm$ 9,7 en primavera y 57,2 $\pm$ 17,5 en otoño), aunque la dispersión de datos fue importante. Lo que se destacó como diferente en la agricultura fue la estructura de la vegetación y el estado en que se encontraban los cultivos entre estaciones del año. En otoño estaba próxima a cosechar en el caso de la soja (dos sitios experimentales) y en el sorgo recién cosechado (un sitio experimental); en consecuencia, los sistemas radiculares estaban con el máximo desarrollo del ciclo del cultivo y con una altura de los cultivos homogénea debido a que para la simulación de escurrimiento se cortó la vegetación a 5 cm. Por otro lado, en primavera, las coberturas estaban dominadas por gramíneas anuales invernales que al momento de la simulación de escurrimiento se

encontraban recientemente quemados (quince días) con herbicidas y, en consecuencia, la totalidad de la vegetación estaba muerta.

En praderas y siembras en cobertura, el porcentaje de cobertura dentro de cada uno de los usos del suelo fue similar en ambas estaciones del año, donde la media para cada uso y estación superó el 90 % (tabla 11). En ambos casos hubo una reducción del tipo funcional de hierbas en otoño, el cual en su mayoría estuvo compuesto por leguminosas cultivadas que recién se estaban recuperando luego de la sequía típica de verano. En otoño, el espacio liberado por las hierbas en praderas estuvo ocupado por gramíneas exóticas perennes y anuales, mientras que, en las siembras en cobertura, en general, por gramilla (gramínea perenne exótica).

En campo natural, el porcentaje de cobertura fue similar en ambas estaciones (tabla 11), al igual que la frecuencia de los distintos tipos funcionales (75 % gramíneas perennes estivales, donde la gramilla ocupaba menos de la mitad de este tipo funcional, 10 % de gramíneas perennes invernales, 5 % hierbas, 5 % graminoides y 5 % de restos secos). Cabe destacar que, en otoño, el volumen de materia seca acumulado en los primeros 5 cm fue mayor que en primavera.

La prueba de comparación múltiple mostró que la cobertura de agricultura fue significativamente menor a la cobertura de los otros usos del suelo y, además, en otoño fue menor que en primavera (figura 10). La cobertura vegetal presentó interacción significativa entre los factores uso y estación del año (tabla 8).

Figura 9

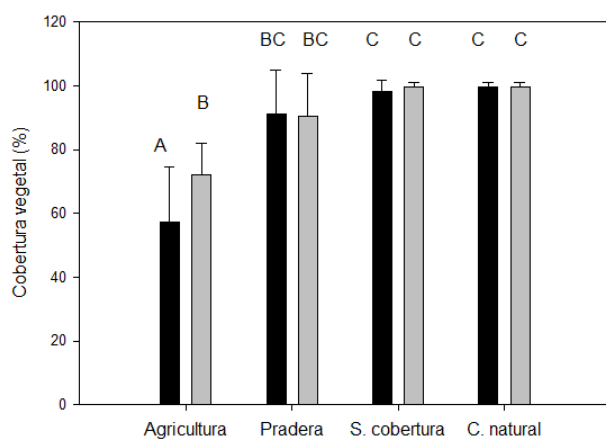
Se muestran las imágenes de la cobertura vegetal a escala de paisaje (izquierda) y a escala de parcela (derecha), representativas de los usos del suelo analizados. En orden descendente: agricultura (soja), agricultura (sorgo), pradera artificial, siembra en cobertura y campo natural





Figura 10

Cobertura vegetal según uso de suelo y estación del año (otoño: negro; primavera: gris)



Nota. Las letras iguales indican que las medias no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

La cobertura vegetal mostró una relación negativa significativa con la concentración en agua de escurrimiento de SS y PT, a la vez que con la carga de SS (tabla 10).

3.4. Balance de fósforo

El balance aparente de P, estimado como la diferencia entre las entradas (fertilizantes, suplementación) y salidas (producción de carne y cosechas) de este nutriente en cada uno de los doce sitios experimentales (potreros), mostró que las entradas a los potreros fueron en su enorme mayoría los fertilizantes en sus diferentes fórmulas, las salidas se compartieron entre granos, carne y fardos en los usos más intensivos y únicamente carne en los usos más extensivos como siembras en cobertura y campo natural (tabla 12).

Las formas de P empleadas para agricultura fueron P soluble; para praderas, P soluble en la mayoría de las fertilizaciones y, únicamente en algunas refertilizaciones, fosforita (piedra fosfórica no soluble en agua). Para siembras en cobertura, en la mayoría de las fertilizaciones y refertilizaciones se utilizó fosforita.

Como se describe en metodología, ninguno de los tres sitios con campo natural contó con registros de producción diferenciados por potrero; por lo tanto, se utilizó un valor promedio de productividad de carne por ha de 100 kg/ ha /año con base en la productividad predial media. Por esta razón, los datos de campo natural no presentan desvío estándar, ya que se utilizó el mismo valor para los tres sitios, y tampoco eficiencia de utilización en porcentaje porque no hubo agregado de P.

Los sitios con siembra en cobertura presentaron ingresos de P por fertilizantes y dos de ellos también como fardos. Las salidas de P en los tres sitios solo fueron como carne. Los tres sitios con pradera presentaron ingresos de P únicamente por fertilizantes y salidas de P variables según el sitio experimental. Todos los sitios presentaron salidas como carne y algunos también como fardos, semillas finas y granos de soja y sorgo en la rotación agrícola. En el caso de la agricultura los tres sitios presentaron ingresos de P por fertilizantes y fardos, y salidas de P como granos

de soja y carne en la rotación de pasturas; en algunos casos también presentaron salidas de P por fardos (tabla 12).

Tanto las praderas como la agricultura presentaron balances similares con entradas y salidas compuestas por los mismos insumos y productos. Esto se debe a que dichos usos rotan entre ellos en el mismo potrero a lo largo del tiempo. Las siembras en cobertura presentaron un balance menor al de agricultura y praderas debido a la menor entrada de P como fertilizantes. El campo natural fue el único uso que mostró un balance levemente negativo.

En el anexo 1 se presenta la información de balance de P por potrero y en la tabla 12 se muestra, para cada uso del suelo, la composición de entradas y salidas de P en kg P/ ha /año y el balance absoluto, así como la eficiencia de utilización en porcentaje. Para el caso de los sitios experimentales de agricultura y praderas se exponen de dos formas: 1) por separado, los tres sitios experimentales que presentaban agricultura y los tres sitios experimentales que mostraban praderas al momento del estudio y 2) promediados los seis sitios experimentales que exhiben praderas o agricultura al momento del estudio ya que pertenecen a una rotación agricultura-praderas (Ag. Prad.).

Tabla 12

Valor medio $\pm$ desvío estándar en kg P /ha /año de las entradas y salidas de P para cada uso del suelo y para los usos agricultura y praderas juntos (Ag. Prad.).

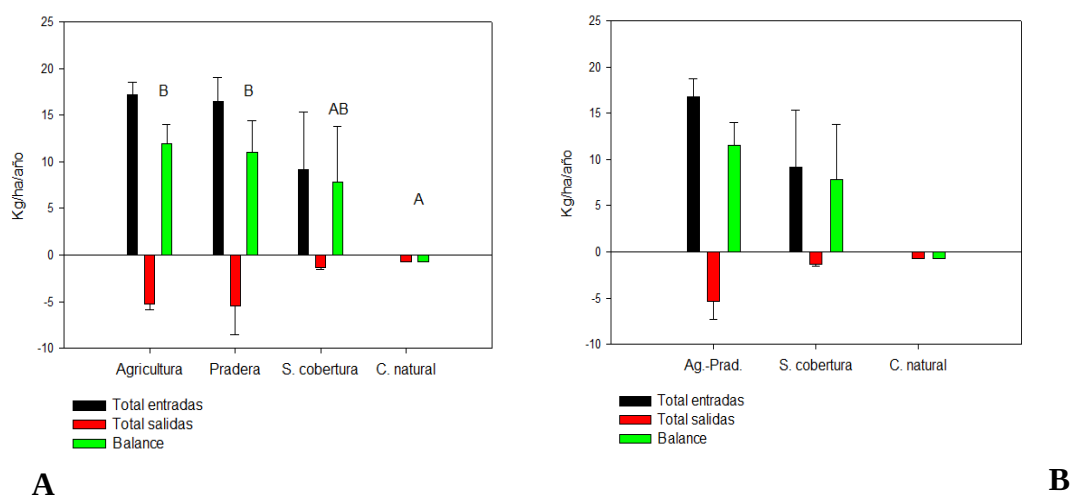
Uso del suelo	Agricultura	Praderas	Ag.-Prad.	S. cobertura	C. natural
Fertilizante	16,9 $\pm$ 1,3	16,5 $\pm$ 2,6	16,7 $\pm$ 1,3	9,0 $\pm$ 6,3	0
Fardos	0,3 $\pm$ 0,0	0	0,2 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,2	0
Total ingresos	17,2 $\pm$ 1,4	16,5 $\pm$ 2,6	16,8 $\pm$ 1,9	9,2 $\pm$ 6,1	0
Granos	-2,4 $\pm$ 0,4	-2,5 $\pm$ 2,2	-2,4 $\pm$ 1,4	0	0
Fardos	-0,6 $\pm$ 1,0	-0,2 $\pm$ 0,2	-0,4 $\pm$ 0,7	0	0
Carne	-2,2 $\pm$ 0,0	-2,7 $\pm$ 1,1	-2,5 $\pm$ 0,7	-1,4 $\pm$ 0,2	-0,7
Total egresos	-5,2 $\pm$ 0,6	-5,4 $\pm$ 3,1	-5,3 $\pm$ 2,0	-1,4 $\pm$ 0,2	-0,7
Balance kg P /ha /año	12,0 $\pm$ 2,0	11,0 $\pm$ 3,4	11,5 $\pm$ 2,6	7,8 $\pm$ 6,0	-0,7
Balance P %	30,7 $\pm$ 6,3	33,2 $\pm$ 18,4	31,9 $\pm$ 12,4	18,2 $\pm$ 7,7	nc

Nota. Se indica además el balance de P absoluto en kg P /ha /año y la eficiencia de utilización en porcentaje. nc = no corresponde.

Para el análisis estadístico del balance de P, se trabajó con los valores absolutos. Se encontraron diferencias significativas entre los diferentes usos del suelo. Cuando se realizaron las comparaciones entre todos los pares de usos, con el uso agricultura y praderas por separado, se detectaron diferencias significativas entre campo natural y agricultura y entre praderas y campo natural (figura 11-A). El valor esperado en agricultura y praderas fue mayor que en campo natural. Seguramente debido a la dispersión de los datos, no se encontraron diferencias entre siembras en cobertura y el resto de los usos en ambas formas de análisis (figura 11-A).

Figura 11

Balance de P en kg /ha /año, según uso de suelo



Nota. Entradas (negro), salidas (rojo) y balance (verde). Izquierda: Balance de P con agricultura y praderas por separado; con la misma letra se indican los usos que no fueron significativamente diferentes ($p > 0.05$). Derecha: Balance de P con agricultura y praderas unificado (sin análisis estadístico).

El balance de P en términos absolutos fue la única variable que mostró una relación positiva significativa con la totalidad de las variables medidas de fósforo en suelo a las distintas profundidades (tabla 13).

Tabla 13

Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre Balance P (kg P /ha /año) y otras variables medidas en el experimento. En las celdas verdes se ubican las correlaciones mayores a 0,8 y, en las amarillas, las mayores a 0,7

Variables		R
Balance P	P WEP 0-2,5cm	0,683*
Balance P	P Bray1 0-2,5cm	0,693*
Balance P	P Bray1 0-15cm	0,706*
Balance P	P ác. cítrico 0-2,5cm	0,768**
Balance P	P ác. cítrico 0-15cm	0,808**
Balance P	P total 0-2,5cm	0,848***
Balance P	Concentración PO4 µg/l	0,899***
Balance P	Concentración PT µg/l	0,841***
Balance P	Carga PO4 µg	0,625*
Balance P	Carga PT µg	0,577*

*** p valor <0,001, ** p valor <0,01, * p valor <0,05

3.5. Erosión

Se determinó la erosión potencial promedio del uso agricultura (Sorgo y Soja), praderas, siembras en cobertura y campo natural. En la fase agrícola los niveles de erosión son muy elevados por encima de lo tolerado por el suelo y en la fase de praderas se encuentran por debajo de lo tolerado por el suelo, en el total de la rotación entre agricultura y praderas se alcanzan valores aceptables en función de la tolerancia del suelo. Los resultados para los distintos usos del suelo fueron 11,7 t/ ha/ año para ambas cultivos agrícolas, y 5,2 t/ ha/ año para praderas y 3.2 t/ ha/ año para siembra en cobertura y campo natural. Para el caso de pradera, siembras en cobertura y campo natural la erosión fue por debajo de lo tolerado por el suelo.

En la tabla 14 se presentan las principales características de los sitios para cada uso de suelo, los factores generados y la erosión estimada.

Tabla 14

Datos generales y factores ingresados al software Erosión 6.0 para cada uso del suelo y erosión anual estimada (t/ha/año) para cada uso del suelo

Datos Generales	Agricultura		Praderas	Siembra en cobertura	Campo natural
	Soja-raigrás	Sorgo-raigrás			
Localidad	Rocha				
Unidad de Suelo	Alférez; Argisol Subéutrico Melánico, Abrúptico.				
Tolerancia	7 t / ha /año				
Longitud de la Pendiente	120 m				
Gradiente de la Pendiente	4 %				
Factor R (julio/ ha)	491				
Factor K (Mg/ julio)	0,48				
Factor L	1,842				
Factor S	0,462				
Factor LS	0,851				
Factor P	1	1	1	1	1
Factor C	0,081	0,081	0,034	0,02	0,02
Erosión t/ ha/ año	11.7	11,7	5,2	3,2	3,2

Es interesante observar cómo las características intrínsecas de los sitios son determinantes en la erosión estimada, siendo esta relativamente elevada respecto a otros suelos del Uruguay, incluso en campo natural, donde se destaca la erodabilidad del suelo (K) y la pendiente. Cabe destacar que la intensidad agrícola en la laguna de Rocha es baja, presentando relaciones agricultura-praderas 2-4 o 2-5; de esta manera, se mantienen niveles de erosión en la rotación al límite de la tolerancia del suelo.

3.6. Esgurrimiento simulado

El esgurrimento simulado mostr6 diferencias entre usos del suelo y estaciones del a6o tanto para los vol6menes de agua y tiempo de inicio del esgurrimento como para la concentraci6n y carga de f6sforo y s6lidos suspendidos en agua. En la tabla 15 se presentan los datos correspondientes a la simulaci6n de esgurrimento para cada uso del suelo y cada momento del a6o.

Tabla 15

Valor medio $\pm$ desvío estándar para cada uso del suelo y cada momento del año (primavera y otoño) del volumen precipitado (ml), volumen escurrido (ml), inicio de escurrimiento (s), concentración de fósforo total (PT $\mu\text{g/l}$), concentración de fosfato (PO4 $\mu\text{g/l}$) y concentración de sólidos en suspensión (SS mg/l), carga de fósforo total (PT μg), carga de fosfato (PO4 μg) y carga de sólidos en suspensión (SS mg)

Primavera				
Uso del suelo	Agricultura	Pradera	S. cobertura	C. natural
Volumen precipitado ml	950 $\pm$ 392	944 $\pm$ 333	771 $\pm$ 89	936 $\pm$ 340
Volumen escurrido ml	317 $\pm$ 162	285 $\pm$ 112	216 $\pm$ 117	256 $\pm$ 93
Inicio escurrimiento s	111 $\pm$ 44	112 $\pm$ 69	93 $\pm$ 26	89 $\pm$ 40
Precipitado/escurrido	3 $\pm$ 1	4 $\pm$ 2	5 $\pm$ 3	4 $\pm$ 3
PO4 $\mu\text{g/l}$	1069 $\pm$ 448	254 $\pm$ 113	216 $\pm$ 161	73 $\pm$ 28
PT $\mu\text{g/l}$	1463 $\pm$ 443	492 $\pm$ 154	355 $\pm$ 192	169 $\pm$ 82
SS mg/l	100 $\pm$ 34	129 $\pm$ 47	87 $\pm$ 45	82 $\pm$ 58
Carga PO4 μg	341 $\pm$ 213	66 $\pm$ 32	34 $\pm$ 12	19 $\pm$ 10
Carga PT μg	461 $\pm$ 252	132 $\pm$ 50	60 $\pm$ 18	42 $\pm$ 22
Carga SS mg	30,7 $\pm$ 16,1	32,7 $\pm$ 8,4	14,8 $\pm$ 4,7	20,7 $\pm$ 16,6
Otoño				
Uso del suelo	Agricultura	Pradera	S. Cobertura	C. Natural
Volumen precipitado ml	1999 $\pm$ 1074	1341 $\pm$ 456	937 $\pm$ 40	1283 $\pm$ 813
Volumen escurrido ml	144 $\pm$ 118	249 $\pm$ 143	171 $\pm$ 65	220 $\pm$ 116
Inicio escurrimiento s	243 $\pm$ 160	130 $\pm$ 73	108 $\pm$ 25	155 $\pm$ 164
Precipitado/escurrido	32 $\pm$ 30	10 $\pm$ 13	6 $\pm$ 3	8 $\pm$ 5
PO4 $\mu\text{g/l}$	185 $\pm$ 83	673 $\pm$ 369	324 $\pm$ 125	118 $\pm$ 120
PT $\mu\text{g/l}$	648 $\pm$ 136	1189 $\pm$ 549	531 $\pm$ 113	278 $\pm$ 247
SS mg/l	668 $\pm$ 291	169 $\pm$ 113	178 $\pm$ 149	281 $\pm$ 376
Carga PO4 μg	27 $\pm$ 27	165 $\pm$ 123	58 $\pm$ 33	24 $\pm$ 29
Carga PT μg	93 $\pm$ 92	295 $\pm$ 198	91 $\pm$ 35	54 $\pm$ 38
Carga SS mg	90 $\pm$ 77	50 $\pm$ 50	27 $\pm$ 21	41 $\pm$ 40

3.6.1. Escurrimiento

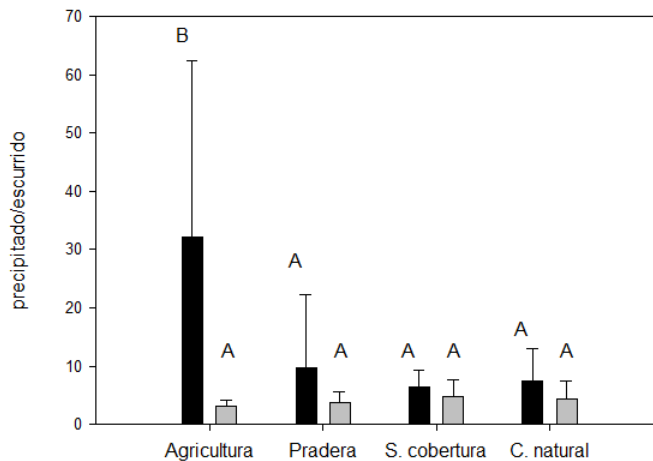
El tiempo que transcurrió entre que comenzó la lluvia artificial y se generó escurrimiento fue significativamente diferente entre las estaciones del año (tabla 8), y el mayor tiempo transcurrido en otoño para todos los usos. No presentó diferencias significativas entre usos del suelo, ni interacción entre factores.

El volumen precipitado reportó un efecto significativo de la interacción entre uso y estación del año (tabla 8). La tendencia fue hacia un mayor volumen precipitado en otoño para todos los usos, menos para siembras en cobertura, aunque solo fue significativa para agricultura en otoño respecto a todos los otros usos. En primavera no se detectaron diferencias entre usos. Es importante destacar que en los tratamientos agricultura, praderas y campo natural fue necesario realizar más de un vaciado del contenedor de agua de manera consecutiva para poder generar escurrimiento. Esto determinó en gran medida la diferencia observada en agricultura en otoño donde fue preciso en seis de las nueve repeticiones, hacer más de un vaciado del contenedor de agua, mientras que en praderas fue necesario en tres y, en campo natural, en dos de las nueve repeticiones.

El índice de escurrimiento estimado como el cociente entre lo precipitado y escurrido fue, en general, mayor en otoño, aunque la diferencia fue significativa únicamente para agricultura. Se registró interacción entre los factores uso del suelo y estación del año, y se observó una importante dispersión de los datos (figura 12).

Figura 12

Índice de escurrimiento (relación volumen precipitado/escurrido) según uso de suelo y estación del año (otoño: negro; primavera: gris)



Nota. Medias con la misma letra indican que no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

3.6.2. Concentración y carga de fósforo y sólidos suspendidos en agua

En general, la concentración y carga de PT y PO₄ presentaron una tendencia a ser menores en campo natural y mayores en los usos más intensivos como agricultura y pradera (figura 13). La siembra en cobertura presentó valores intermedios. El análisis de varianza reportó un efecto significativo del uso del suelo tanto para la concentración como para la carga de ambas formas de fósforo y la interacción entre los factores uso del suelo y estación del año fue significativa en todos los casos (tabla 8).

Las concentraciones de PT y PO₄ para agricultura en primavera y para praderas en otoño presentaron diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año; la agricultura en otoño no presentó diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año (figuras 13-C y 13-E). Las cargas de PT y PO₄ para agricultura en primavera y pradera en otoño y primavera

presentaron diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año (figuras 13-D y 13-F).

Para los SS, se encontró un efecto significativo en concentración tanto para usos del suelo como para estación del año con interacción entre ambas (tabla 8); sin embargo, para la carga la diferencia fue significativa únicamente para la estación del año, siendo mayor en otoño (tabla 8). La concentración de SS hallada en agricultura en otoño fue significativamente mayor que la agricultura en primavera y que el resto de los usos en ambos momentos del año (figura 13-A). La carga de SS mostró una tendencia similar a la concentración (figura 13-B) y relación positiva y significativa con la concentración de SS (tabla 10).

En general, la concentración y carga de PT y PO₄ presentaron una tendencia a ser menores en campo natural y mayores en los usos más intensivos como agricultura y pradera (figura 13). La siembra en cobertura presentó valores intermedios. El análisis de varianza reportó un efecto significativo del uso del suelo tanto para la concentración como para la carga de ambas formas de fósforo y la interacción entre los factores uso del suelo y estación del año fue significativa en todos los casos (tabla 8).

Las concentraciones de PT y PO₄ para agricultura en primavera y para praderas en otoño presentaron diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año, la agricultura en otoño no presentó diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año (figuras 13-C y 13-E). Las cargas de PT y PO₄ para agricultura en primavera y de PT de pradera en otoño presentaron diferencias significativas respecto al campo natural en ambas estaciones del año (figuras 13-D y 13-F).

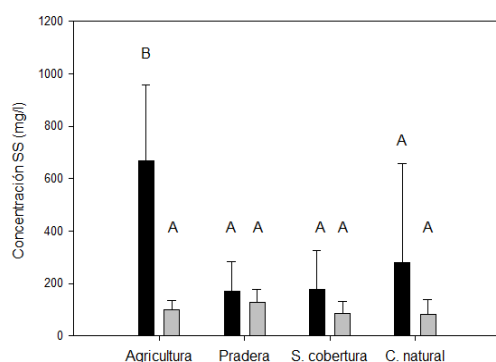
Ambas formas de fósforo mostraron un comportamiento muy similar entre sí, tanto para concentración como para carga, y una relación positiva y significativa entre ellas, donde se destacan las relaciones entre concentraciones y las cargas de PT y PO₄ (0,791***, 0,841***, respectivamente) (tabla 10).

Para los SS, se encontró un efecto significativo en concentración tanto para usos del suelo como para estación del año con interacción entre ambas (tabla 8), sin embargo para la carga la diferencia fue significativa únicamente para la estación del

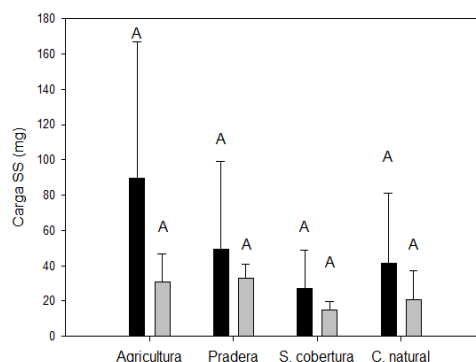
año, siendo mayor en otoño (tabla 8). La concentración de ss hallada en agricultura en otoño fue significativamente mayor que la agricultura en primavera y que el resto de los usos en ambos momentos del año (figura 13-A). La carga de ss mostró una tendencia similar a la concentración (figura 13-B) y relación positiva y significativa con la concentración de ss (Tabla 10).

Figura 13

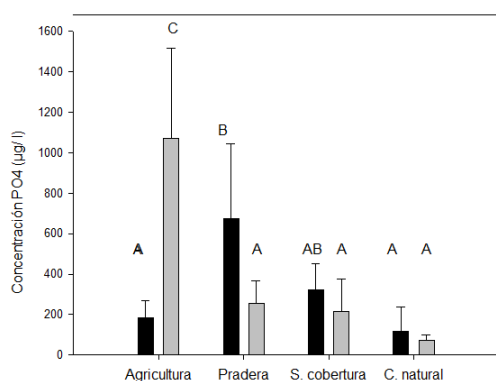
A- Concentración de SS (mg/l), B- Carga de SS (mg) C- Concentración de PO₄ (µg/ l), D- Carga de PO₄ (µg), E- Concentración de PT (µg/ l), E- Carga de PT (µg) según uso de suelo y estación del año (otoño: negro; primavera: gris)



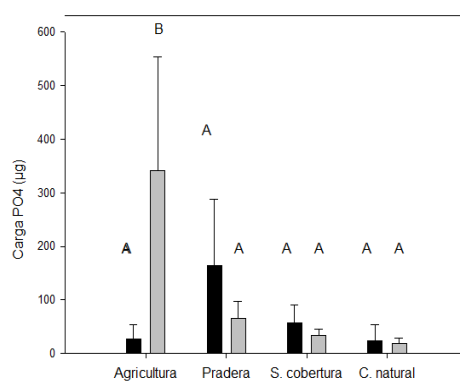
A



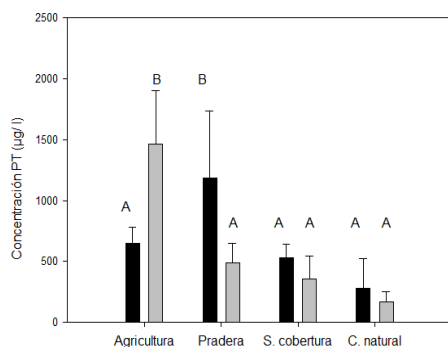
B



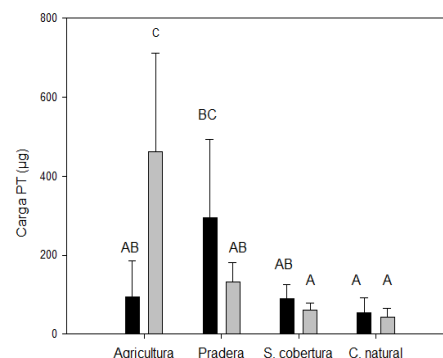
C



D



E



F

Nota. Las medias con una letra común indican que no fueron significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Las concentraciones de PO_4 y PT en agua de escurrimiento presentaron una relación positiva y significativa con todas las fracciones de P en suelo, siendo altamente significativas en el caso de P total superficial de 0-2,5cm, P ácido cítrico 0-15cm, P Bray 1 de 0-2,5 y 0-15cm. Para la carga de PO_4 y PT en agua también fue significativa la relación con P Bray 1 a ambas profundidades (tabla 10).

3.7. Exportación anual de fósforo

La exportación anual de P se estimó con siete métodos diferentes (IP3, IP4, IP1, IP2, ME449, ME214 y ME30) para comparar entre sí los valores y evaluar cuál podría ser la forma de medición más acertada y simple de emplear (Figura 14 y Tabla 16). En términos generales, la exportación anual estimada de fósforo total (PT), fósforo particulado (PP) y fósforo soluble (PO_4) mantuvo el siguiente orden de menor a mayor magnitud: campo natural < siembra en cobertura < praderas < agricultura. La exportación anual más baja se observó en campo natural, con un valor promedio de los siete métodos de estimación de 1.0 kg/ ha /año para PT, 0,7 kg/ ha/ año para PP y 0,2 kg/ ha/ año para PO_4 y la más alta fue de agricultura y pradera con valores

promedio de 5,5 y 3,4 kg/ ha/ año para PT, 4,0 y 3,3 kg/ ha/ año para PP y 1,4 y 1,1 kg/ ha/ año para PO4 respectivamente.

En general, los métodos IP reportaron mayores valores que los métodos ME; a su vez, el IP3 e IP4 fueron mayores a IP1 e IP2 y el ME214 y ME449 fueron mayores al ME30. Los métodos ME214 y ME449 siempre reportaron mayores valores de todas las fracciones de P que el ME30, debido a que los primeros emplean un volumen de escurrentía estimada mientras que el ME30 cuantifica únicamente el número de eventos de lluvia en que se espera que se genere escurrentía.

Para PO4, los métodos IP3 y ME449 tienen la misma ecuación; por ende, ofrecen el mismo resultado, al igual que el método IP4 y el ME214, que también tienen la misma ecuación. Para el resto de los casos, los indicadores mostraron mayor variabilidad que en las otras fracciones de P. Los métodos IP1 e IP2, en los que se utilizó el P WEP en suelo para estimar la carga exportada de PO4, mostraron valores similares entre los distintos usos del suelo con fertilización (agricultura, praderas y siembras en cobertura), mientras que el campo natural presentó valores menores.

Para PP, los métodos IP3 e IP4 tienen la misma ecuación; por ende, ofrecen el mismo resultado, al igual que el método IP1 e IP2, que también tienen la misma ecuación. Los cuatro métodos que integran la erosión estimada (IP3, IP4, IP1 e IP2) son los que presentan mayores valores; dentro de estos, los que integran datos de P en suelo obtenidos mediante análisis de suelo *in situ* son los que obtienen el valor de PP más elevado (IP3 e IP4). Para el resto de los casos, los indicadores mostraron la misma tendencia que las otras fracciones de P. Cabe destacar la importante brecha entre incorporar o no la erosión estimada en los usos del suelo que presentan elevada erosión como es el caso de la agricultura (figura 14-C y tabla 16). .

En general, la exportación anual de P estimada estuvo por debajo de los valores máximos admisibles recomendados internacionalmente de PT y PO4 (Perdomo et al., 2015). Sin embargo, agricultura mostró valores superiores a dichos estándares para PT para los métodos que integran la erosión (IP3, IP4, IP1 e IP2) y, como se puede observar, la fracción responsable de superar los umbrales ambientales en PT es el PP, (figura 14). Praderas también mostró valores superiores a dichos estándares para PT para los métodos que integran la erosión y los datos de análisis de Ptotal en suelo

(IP3 e IP4) y, como se puede observar, la fracción responsable de superar los umbrales ambientales en PT es tanto el PP como el PO4. Para el PO4, el valor máximo admisible recomendado internacionalmente fue superado para los métodos que utilizan los datos de concentración de la simulación de escorrentía *in situ* con un escurrimiento anual de 449 mm (IP3 y ME449) y 214 mm (IP4 y ME214). Asimismo, si se consideran los desvíos, también el método ME30 supera los umbrales recomendados en algunos casos. Con las praderas se encontró el mismo resultado que para agricultura, aunque con valores menores. Las siembras en cobertura superaron el umbral de exportación recomendado de PO4 únicamente para los métodos que utilizan los datos de concentración obtenidos mediante simulación de escorrentía *in situ* con un escurrimiento anual de 449 mm (IP3 y ME449). En cambio, campo natural estuvo muy por debajo de los límites establecidos por los estándares internacionales.

Tabla 16

Exportación anual por hectárea (kg/ ha /año) para fósforo total (PT), fósforo particulado (PP) y fósforo soluble (PO4), según uso de suelo y método de estimación utilizado

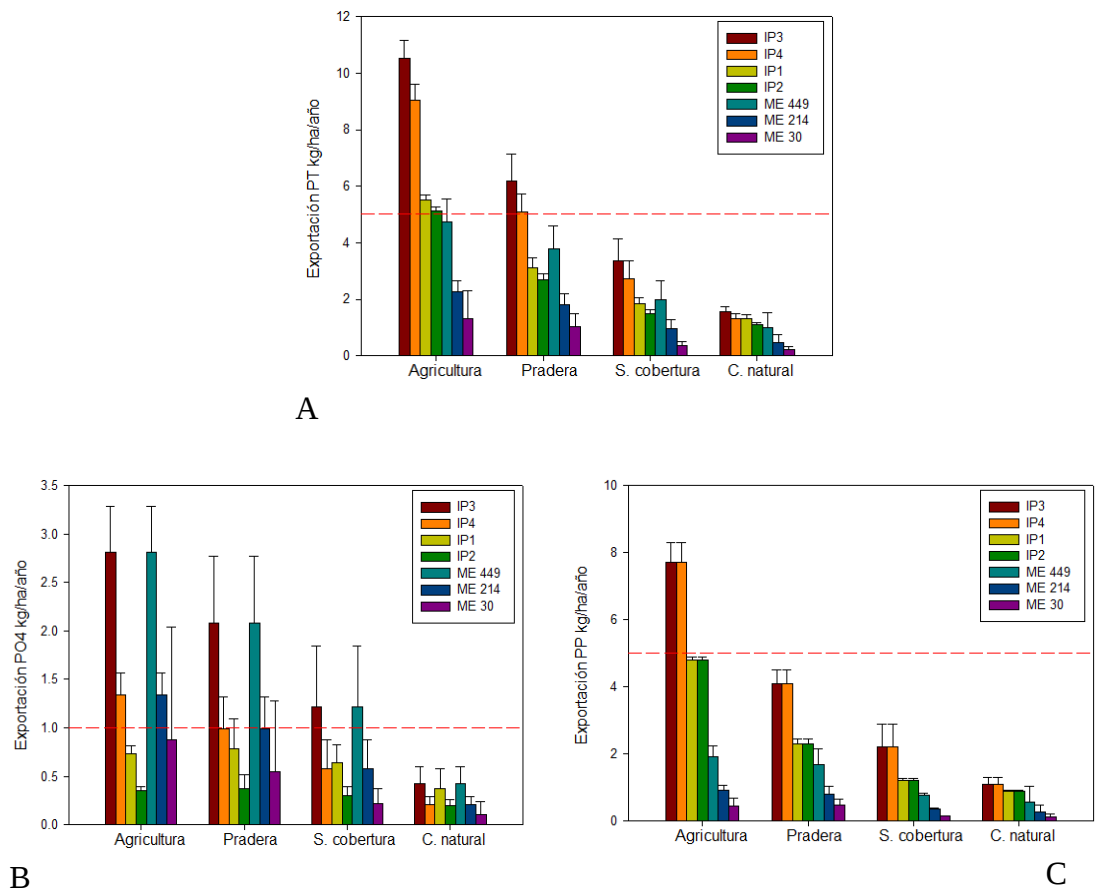
USO	Método	PT	PP	PO4
Agricultura	IP 3	10,5 ± 0,6	7,7 ± 0,6	2,8 ± 0,5
	IP 4	9,0 ± 0,5	7,7 ± 0,6	1,3 ± 0,2
	IP 1	5,5 ± 0,2	4,8 ± 0,1	0,7 ± 0,1
	IP 2	5,1 ± 0,1	4,8 ± 0,1	0,3 ± 0,0
	ME 449	4,8 ± 0,8	1,9 ± 0,3	2,8 ± 0,5
	ME 214	2,3 ± 0,4	0,9 ± 0,0	1,3 ± 0,2
	ME 30	1,3 ± 0,6	0,4 ± 0,2	0,9 ± 0,4
Pradera	IP 3	6,2 ± 1,0	4,1 ± 0,4	2,1 ± 0,7
	IP 4	5,1 ± 0,6	4,1 ± 0,4	1,0 ± 0,3
	IP 1	3,1 ± 0,3	2,3 ± 0,2	0,8 ± 0,3
	IP 2	2,7 ± 0,2	2,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2
	ME 449	3,8 ± 0,8	1,7 ± 0,5	2,1 ± 0,7
	ME 214	1,8 ± 0,4	0,8 ± 0,2	1,0 ± 0,3
	ME 30	1,0 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,1
Siembra en cobertura	IP 3	3,4 ± 0,8	2,2 ± 0,7	1,2 ± 0,6
	IP 4	2,7 ± 0,6	2,2 ± 0,7	0,6 ± 0,3
	IP 1	1,8 ± 0,2	1,2 ± 0,1	0,6 ± 0,2
	IP 2	1,5 ± 0,2	1,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1

	ME 449	$2,0 \pm 0,7$	$0,8 \pm 0,1$	$1,2 \pm 0,6$
	ME 214	$0,9 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,0$	$0,6 \pm 0,3$
	ME 30	$0,4 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,1$
	IP 3	$1,5 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,2$
	IP 4	$1,3 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$
	IP 1	$1,3 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,0$	$0,4 \pm 0,2$
Campo natural	IP 2	$1,1 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,1$
	ME 449	$1,0 \pm 0,5$	$0,6 \pm 0,5$	$0,4 \pm 0,2$
	ME 214	$0,5 \pm 0,3$	$0,3 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$
	ME 30	$0,2 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,1$

En la Figura 14 se muestran los gráficos con el valor medio y desvío estándar de exportación anual de: A) fósforo total (PT), B) fósforo soluble (PO₄) y C) fósforo particulado (PP), para los cuatro usos del suelo con los distintos métodos utilizados para la estimación.

Figura 14

Exportación anual de fósforo en kg/ ha/ año según uso de suelo y método de estimación (IP 3, IP 4, IP 1, IP 2, ME 214, ME 449 y ME 30). A) PT, donde se indica con línea roja valor de referencia de 5 kg/ ha/ año (Mallarino et al., 2002; Good et al., 2010), B) PO₄, donde se indica con línea roja valor de referencia de 1 kg/ ha/ año (Smith et al., 2015) y C) PP.



3.8. Modelos predictivos

Se modelaron (modelos predictivos) cuatro variables explicativas de interés del agua de escurrimiento (carga instantánea de PT y de PO₄, concentración de PT y de PO₄) en función de las variables predictivas uso del suelo (agricultura, praderas, siembras en cobertura y campo natural), niveles de P en suelo (P. ácido cítrico 0-15 cm, P. ácido cítrico 0-2,5 cm, P Bray 1 0-15 cm, y P Bray 1 0-2,5 cm) y balance de P kg /ha. Se

encontró que los modelos solo con la variable predictiva uso del suelo fueron capaces de predecir en el agua de escurrimiento la carga instantánea de PT en un 73 %, la carga instantánea de PO4 en un 74 %, la concentración PT en un 86 % y la concentración de PO4 en un 81 %, todas ellas con un p valor <0,01 (tabla 17). Es importante aclarar que estos modelos se hicieron con la carga instantánea de la simulación de escurrimiento, conseguida a partir de la multiplicación de la concentración por el volumen de agua obtenidos de la simulación.

Al agregar otras variables predictivas a los modelos con uso del suelo, en la mayoría de los casos no se mejoró la predicción para las cuatro variables de interés del agua de escurrimiento o se mejoró menos del 2 % la precisión del modelo, sin ser significativo el agregado de la segunda variable. La mejora en la predicción se observó únicamente para concentración de PT y PO4 con valores significativos en la mayoría de los casos con un p valor < 0,05. En la tabla 17 se presentan los ajustes como R² de los modelos para los casos cuyos valores fueron significativos.

Tabla 17

Ajuste de modelos predictivos para las variables explicativas: carga instantánea de fósforo total (carga PT), carga instantánea de fósforo soluble (carga PO4), concentración de fósforo total (conc. PT), concentración de fósforo soluble (conc. PO4), utilizando las variables predictoras: uso de suelo, uso del suelo + P. ác. cít. 0-15 cm, uso del suelo + P. ác. cít. 0-2,5 cm, uso del suelo + balance de P (kg)

Modelo (variable predictora)	R ² Variables explicativas			
	Carga PT	Conc. PT	Carga PO4	Conc. PO4
Uso del suelo	0,73	0,86	0,75	0,81
Uso del suelo + P. ác. cít. 0-15 cm	ns	0,93	ns	0,94
Uso del suelo + P. ác. cít. 0-2,5 cm	ns	0,92	ns	0,94
Uso del suelo + balance de P kg	ns	ns	ns	0,95
Uso del suelo + Bray 1 0-15 cm	ns	ns	ns	ns
Uso del suelo + Bray 1 0-2,5 cm	ns	ns	ns	ns

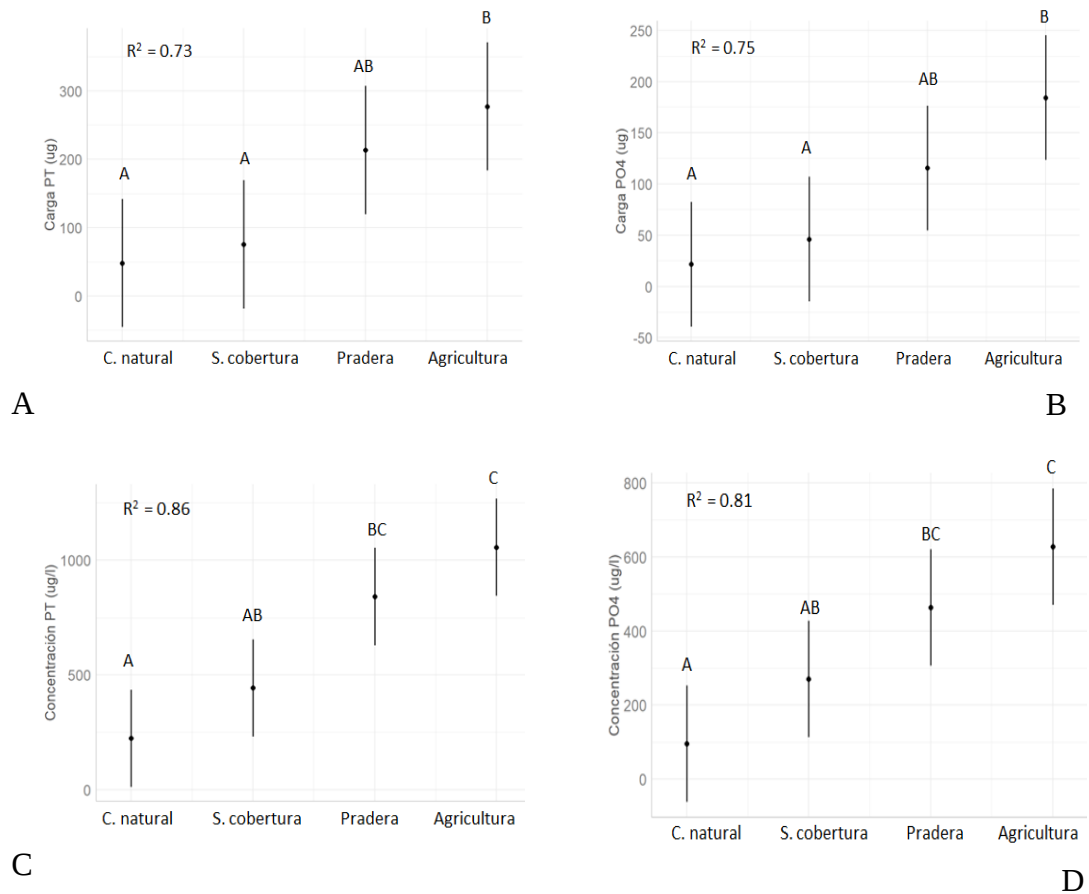
Nota. ns= la suma de una segunda variable predictiva no mejoró la predicción respecto a utilizar únicamente la variable uso del suelo.

En los modelos predictivos para las variables explicativas carga de PT, carga de PO₄, concentración de PT y concentración de PO₄, utilizando únicamente la variable predictora uso de suelo, se obtuvieron valores en el siguiente orden de menor a mayor magnitud: campo natural < siembra en cobertura < praderas < agricultura. La concentración de PT y de PO₄ en agricultura y praderas fue significativamente mayor que la de campo natural; las siembras en cobertura con concentraciones de PT y de PO₄ intermedias entre praderas y campo natural no presentaron diferencias significativas con estas (figura 15C y 15D). La carga de PT y de PO₄ en agricultura fue significativamente mayor que la de siembra en cobertura y campo natural; las praderas con cargas de PT y de PO₄ intermedias entre agricultura, siembras en cobertura y campo natural no presentaron diferencias significativas con estas (figura 15A y 15B).

En la figura 15 se muestran los gráficos con el valor medio y desvío estándar de los valores esperados para cuatro modelos predictivos de concentración de fósforo total (PT), carga de fósforo total (PT), concentración de fósforo soluble (PO₄) y carga de fósforo soluble (PO₄), en todos los casos utilizando como variable explicativa uso del suelo.

Figura 15

Modelos predictivos, según uso de suelo. A- Carga instantánea de fósforo total (PT), B- Carga instantánea de fósforo soluble (PO₄), C- Concentración de fósforo total (PT) y D- Concentración de fósforo soluble (PO₄)



4. Discusión

Los distintos usos del suelo se desarrollan sobre suelos sin diferencias sustantivas en sus perfiles. En las diferentes fracciones de P del suelo analizadas, los cultivos tuvieron mayores valores de P que el campo natural y mayor estratificación vertical, típico de cultivos bajo siembra directa (Baker et al., 2017). Agricultura y praderas presentaron mayores valores de P en sus formas más solubles que campo natural y siembras en cobertura, y también mayor escurrimiento de P en la simulación, ya sea en la concentración como en la carga. En general, la exportación de P se relacionó con el uso del suelo, los niveles de P en suelo, el balance de P y, negativamente, con la cobertura, entre otros factores. Los valores de carga anual de P fueron altamente dependientes de la forma de estimación empleada, en especial de la incorporación o no de la erosión, del valor de escurrimiento utilizado, así como del valor de concentración de P tanto en el suelo (en los casos en que se incorporó la erosión) como en el agua (en los casos en que se incorporó la concentración del agua de la simulación de escurrimiento). En cualquiera de los métodos empleados para estimar la carga anual de P se registró el siguiente orden de menor a mayor magnitud: campo natural < siembra en cobertura < pradera < agricultura.

4.1. Efecto de los usos del suelo sobre las características edáficas

4.1.1. Carbono orgánico, pH, densidad aparente y estructura

El uso de suelo no tuvo un efecto significativo en las variables pH y carbono orgánico a ninguna de las dos profundidades evaluadas (0-2,5 y 0-15 cm), tampoco en de la densidad aparente a 0-5 y 5-10 cm de profundidad en ninguno de los dos momentos del año en que fue evaluado. Los valores de estas variables, al igual que la descripción de los perfiles de suelo, muestran que los suelos son similares entre sí, que, en términos generales, se encuentran en condiciones semejantes, y que estas

condiciones no se apartan de los valores de referencia descritos para este tipo de suelos en la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay-Escala 1:1.000.000.

Para el pH y carbono orgánico esto puede deberse a la baja intensidad agrícola y corta historia agrícola (10-15 años) de las rotaciones praderas-agricultura o a que los tres sitios experimentales agrícolas se encontraban en su primer año de agricultura luego de una pradera de cuatro años o más; y que, en los tres sitios experimentales de praderas, estas se encontraban en su segundo año o más de instaladas. Para el caso de la DAP, la ausencia de diferencias significativas entre usos del suelo, seguramente se deba a la combinación del buen manejo de los cultivos con un buen manejo del pastoreo, que evita la compactación de los campos con chacras (agricultura-praderas). Cabe destacar que los tres productores con chacras (agricultura-praderas) son propietarios y tienen formación terciaria en agronomía; estas características de los gestores prediales posiblemente los diferencien de la mayoría de los productores que hacen chacras. A la vez, los tres sitios agrícolas tienen aplicación de un laboreo superficial con objetivo de resolver el microrrelieve antes de la siembra de cultivos de verano; esto puede reducir la DAP. Únicamente en la descripción de suelos se observó una estructura más débil en los primeros 5 cm del horizonte A en los tres suelos que estaban bajo uso agrícola y uno de los suelos que estaba bajo uso de pradera (segundo año) en comparación con el resto de los suelos. Sin embargo esto no se visualizó en los datos cuantitativos analizados estadísticamente, aunque es posible que genere un efecto de aumento de la erosión hídrica.

Estos resultados son contrarios a lo reportado en diversos trabajos, donde se ha constatado un descenso del pH y del carbono orgánico y un aumento de la DAP asociado a la intensidad agrícola, posiblemente en sitios donde la historia agrícola es de más larga duración. Cantou y Terra (2012) en suelos similares al experimento de la laguna de Rocha encontraron diferencias significativas entre intensidades de uso del suelo, donde los tratamientos que incluyeron rotación con cultivos agrícolas presentaron valores más bajos de pH y carbono orgánico respecto al campo natural. También se observó que dichos efectos se presentaban en forma más marcada en los primeros 5 cm del perfil del suelo, aun en condiciones de siembra directa. Asimismo, un trabajo en zonas aledañas a Paso Severino constató un aumento de la densidad

aparente y un menor contenido de materia orgánica en los cultivos respecto al campo natural o restablecido (Rodríguez-Gallego et al., 2020). En ambos casos, la historia agrícola era más prolongada e intensiva que en nuestro estudio. De lo mencionado anteriormente se puede concluir que la condición de los suelos con mayor intensidad de uso (agricultura-praderas) respecto a pH, carbono orgánico y DAP es excepcionalmente buena en los predios analizados en la laguna de Rocha.

4.1.2. Fósforo y sus distintas fracciones

En este trabajo realizamos mediciones de P total *in situ* para comparar con las estimaciones generalmente utilizadas de Hernández et al. (1995) o para utilizar el índice de fósforo de Mallarino et al. (2002) y así tener una mejor referencia de si su utilización como estimador proxy es acertada. Esta comparación mostró que, para el campo natural, los valores estimados subestiman el P total en suelo a 0-2,5 cm en un 19 %, mientras que, para los otros usos, la subestimación es mayor. El contenido de P total en suelo a 0-2,5 cm observado en agricultura, praderas y siembras en cobertura fue superior al valor estimado con base en lo reportado por Hernández et al. (1995) y a dicho valor ajustado con los niveles de P Bray 1 con base en Mallarino et al. (2002). En praderas, que fueron los sitios con mayor nivel de P total medido en suelo, la estimación realizada subestimó los valores de P total hasta en un 45 %. Esta subestimación del P total en suelo indica la necesidad de mejores herramientas en el ámbito local, para estimar este indicador e incluso sugiere la medición de esta variable al menos en usos con historia de fertilización.

Coincidiendo con lo reportado por Bracco y Hernández (2018), en general todas las variables de P en suelo se correlacionaron positivamente entre sí, a la vez que los valores promedio de P extraídos a una misma profundidad para los distintos métodos siguieron la misma secuencia: P ácido cítrico > P Bray 1 > P WEP. Sin embargo, a diferencia de lo encontrado por estos autores en Paso Severino, en la laguna de Rocha se registraron correlaciones positivas significativas de los niveles de P dentro del mismo método entre ambas profundidades (0-2,5 cm y 0-15 cm). La diferencia

entre regiones puede deberse a que los niveles de estratificación del P en la laguna de Rocha son sensiblemente menores a los encontrados en Paso Severino y tienen un patrón más homogéneo entre las chacras.

Los valores de los distintos métodos de estimar fracciones de P en la laguna de Rocha (P total, P ác. cítrico, P Bray 1 y P WEP) no coinciden con las relaciones entre fracciones de P citadas por Bracco y Hernández (2018), tampoco con las relaciones citadas por Mallarino et al. (2002). Esto sugiere que las formas en las que se encuentra el P en suelo pueden ser sustantivamente diferentes entre regiones del país, y, por este motivo, Sawyer y Mallarino (1999) recomiendan no hacer la conversión de resultados de las pruebas de un método a otro de estimación de P, sino interpretar los resultados de cada método.

Un patrón interesante a observar en los distintos usos del suelo es que la relación entre el método P ác. cítrico y P Bray 1 varía. Para pradera y agricultura los usos más fertilizados y con fuentes solubles, la relación entre P ác. cítrico y Bray 1 es 2:1 a ambas profundidades (0-2,5 y 0-15 cm), al igual que lo registrado en Bracco y Hernández (2018) en la cuenca del Río Santa Lucía. Para siembras en cobertura, que reciben menor fertilización que los usos anteriores y en su mayoría con fuentes menos solubles (fosforita), la relación entre P ác. cítrico y Bray 1 fue 4,8:1 a 0-2,5 cm y 3,9:1 a 0-15 cm, y para campo natural la relación fue 1,6:1 a 0-2,5 cm y 3:1 a 0-15 cm de profundidad. Estos datos sugieren que las relaciones entre las distintas fracciones de P están determinadas por la profundidad de muestreo, la historia de fertilización y la fuente de P utilizada.

El contenido medio de P Bray 1 y de P Ácido Cítrico observado en los primeros 15 cm de suelo estuvo por debajo del valor crítico para el cultivo de mayor requerimiento (valor crítico de soja: P Bray 1 = 25 ppm, según Morón, 2005) y por debajo del rango crítico en leguminosas utilizadas en praderas y siembras en cobertura (valor crítico de trébol blanco: P Bray 1= 10-14 ppm y P Ácido cítrico = 15-22 ppm, según Cuadro et al., 2019). En siembras en cobertura es posible que los niveles de Bray 1 sean particularmente bajos debido a que el P proviene en buena medida de la aplicación de fosforita, la cual no es adecuadamente evaluada por el método Bray 1 (Hernández, 2008). Cabe destacar que los valores de P Bray1 0-2,5 y

0-15 registrados en pradera y agricultura (tabla 7) fueron muy inferiores a lo observado en 32 sitios de producción lechera dentro de la cuenca del río Santa Lucía (Perdomo et al., 2015).

Estos resultados indican que se cumplió parcialmente la predicción 1: La agricultura y praderas presentan niveles de P en suelo más elevados que las siembras en cobertura y el campo natural es el uso del suelo que presenta niveles de P más bajos. En siembras en cobertura, para algunas fracciones de P en suelo los niveles fueron similares a agricultura y praderas.

Los niveles de fósforo evaluados en suelo, P total 0-2,5 cm, P ác. cít. 0-2,5 y 0-15, P Bray 1 0-2,5 y 0-15, mostraron diferencias significativas entre usos del suelo para todos los métodos, donde la agricultura, pradera y siembras en cobertura presentaron mayores concentraciones de P que el campo natural. La agricultura y pradera en algunas fracciones de P como es el P Bray 1 a 0-2,5 y 0-15 cm presentaron valores superiores a siembras en cobertura. Los niveles de P de campo natural fueron similares a lo registrado por Hernández et al. (1995); el resto de los usos presentaron niveles superiores asociado a la incorporación de fertilizantes. Si bien el método P WEP no presentó diferencias significativas entre suelos, mostró una tendencia similar al de las otras estimaciones de P lábil. Este método utiliza como extractante agua destilada y, por lo tanto, extrae el P más débilmente retenido por el suelo. Al momento del estudio del suelo, todos los sitios estuvieron más de seis meses sin fertilización, lo que podría explicar los valores muy reducidos de este método, debido a que el P lábil reacciona con cationes como Al, Fe o Ca, o superficies de alta reactividad química y forma productos de muy baja solubilidad.

4.1.3. Estratificación del fósforo en el suelo

Los sitios muestreados bajo cultivos (agricultura, pradera y siembras en cobertura) mostraron una estratificación de fósforo mayor que la registrada en campo natural en los primeros 2,5 cm de suelo respecto a los primeros 15 cm. Para cultivos el valor de P Bray 1 y P ácido cítrico observado en los primeros 2,5 cm de profundidad fue, en

promedio, tres veces mayor que la concentración de fósforo a una profundidad de 0 a 15 cm (Bray 1, FE = 3 y ác. cít, FE = 2,9), en campo natural la estratificación fue de dos veces para Bray 1 (FE = 2,2) y no se presentó estratificación para ácido cítrico (FE = 1,1). Estos valores fueron menores al factor de estratificación promedio (FE = 3,8) observado en 32 sitios de producción lechera dentro de la cuenca del río Santa Lucía por Perdomo et al. (2015), pero muestran la misma tendencia respecto a los usos del suelo. Esto se explica por la aplicación del fertilizante fosfatado superficialmente y sin incorporar al suelo, típico de sistemas de siembra directa (Baker et al., 2017; García y Picone, 2004). Si bien las siembras en cobertura no emplean siembra directa, también aplican fertilizante en superficie sin incorporar al suelo; en consecuencia, se produce el mismo efecto de estratificación.

La estratificación del P en el perfil de suelo genera ambientes edáficos altamente enriquecidos de P en superficie (0-2,5), aunque no lleguen a los niveles críticos de P para cultivos en los primeros 15 cm del suelo. Debido a que las pérdidas de P superficial en el agua de escurrimiento están asociadas a los niveles de P en los primeros centímetros de suelo (Castagna et al., 2022; Piñeiro y Perdomo, 2018; Rodríguez-Gallego et al., 2020), la estratificación del P en el perfil del suelo lleva a mayores pérdidas de P en el agua de escurrimiento y con alta proporción de formas solubles. A la vez, como los niveles de P en los primeros 15 cm del suelo no llegan a los niveles críticos de los cultivos, los productores continúan fertilizando. En diferentes partes del mundo, la aplicación continuada de fertilizantes fosfatados en superficie ha derivado en un incremento de la estratificación de P en el suelo y ha generado un aumento de las pérdidas de PO_4 en el escurrimiento (Sharpley et al., 2015).

4.2. El balance de fósforo en los potreros estudiados

El balance aparente de fósforo como la diferencia entre las entradas (fertilizantes, suplementación) y salidas (producción de carne y cosechas) de este nutriente en cada uno de los doce sitios experimentales (potreros) mostró que las entradas de P a los

sistemas son casi exclusivamente mediante fertilizantes. La agricultura y pradera se rotan en los mismos sitios; en la fase agrícola (agricultura) se extrae con granos todo o casi todo el P aportado como fertilizantes y se presenta un balance aparente neutral; en la fase de pradera, la mayor parte del P ingresa como fertilizante y queda en el campo. En el global de la rotación de cultivos entre agricultura y pradera se presenta una mayor utilización del fósforo ingresado y se llega al 30 % de utilización, pero su balance absoluto es de 11-12 kg/ ha /año, mientras que las siembras en cobertura que solo extraen carne a pesar de tener menor fertilización no alcanzan al 20 % de utilización del P agregado y arrojan un balance absoluto de 7,8 kg/ ha /año. En consecuencia, una proporción importante (70 % - 80 %) del P que entra al sistema tiene un destino incierto. El campo natural no tiene entradas de P y presenta una mínima salida, ya que la carne cosechada es poca; en consecuencia, este uso tiene un balance levemente negativo de P.

Los resultados de los balances aparentes de P indican que se cumplió parcialmente con la predicción 2: La agricultura y pradera presentan balances aparentes de P más positivos en valores absolutos que las siembras en cobertura, el campo natural presenta balance aparente de P negativo. Nuestros resultados indicaron que fue la rotación agricultura-pradera la que presentó balances aparentes de fósforo más positivos en valores absolutos respecto de las siembras en cobertura y el campo natural efectivamente presentó un balance aparente de P negativo.

Tieri et al. (2011) reportaron a escala de predio, en 36 predios comerciales del GIPROCAR II (Fucra/INIA) de producción ganadera con base en pastoreo, un balance positivo con una utilización del fósforo ingresado del 23 %, con balances aparentes de fósforo promedio de 7 Kg P/ ha/ año en predio, con un 80 % del área con cultivos forrajeros, lo que equivale en la superficie de cultivos a 8,75 kg P/ ha/ año. Asimismo, Cano et al. (2006) reportó a escala de chacra, en 32 chacras comerciales de agricultura en el litoral de Uruguay un balance aparente de fósforo casi neutro, con un promedio de 0,37 kg P/ ha/ año. Estos datos nos sugieren que las áreas más intensivas en el uso agropecuario de la laguna de Rocha presentaron valores de utilización en porcentaje de P similares para los mismos usos en distintos sitios del Uruguay, donde el uso agricultura es cercano a neutral, mientras que la ganadería

intensiva presentó balances positivos con baja utilización del P que ingresa al predio. La característica de la laguna de Rocha de rotación entre agricultura y praderas con baja intensidad agrícola (1 o 2 años de agricultura y 4 o 5 años de pradera) implica una mejor utilización del P y, a la vez, un balance de P menos positivo que en los sistemas puramente ganaderos.

Ackermann y Gasparri (2011), a escala de chacras experimentales, en rotaciones agricultura-praderas con alta intensidad agrícola, ocupando la agricultura el 50 % del tiempo de la rotación o más, con diferentes balances aparentes de P, no encontraron relación entre el balance y la disponibilidad de P Bray 1 en el suelo. Praderas con balance positivo que se encontraban en estados avanzados de pasturas sin refertilización presentaron menores valores de P Bray 1 que agricultura continua con balances negativos de P. La baja disponibilidad de P Bray 1 en praderas estaría dada por la retrogradación del P en el suelo a formas menos solubles y, en agricultura continua, la alta disponibilidad de P Bray 1 estaría dada por las sucesivas fertilizaciones realizadas en los cultivos anuales (Ackermann y Gasparri, 2011). En la laguna de Rocha, debido a que los niveles de P en suelo aún no alcanzaron los niveles críticos de P para los cultivos, los productores continuarán teniendo importantes respuestas a la fertilización en sus cultivos. En consecuencia, es esperable que se prosiga con el régimen de fertilización actual y que continúen subiendo los niveles de P del suelo. A mayor intensidad agrícola (cosecha de granos y fardos), el balance de P es menos positivo y, por tanto, genera menor nivel de acumulación de P en suelo. A la vez, la frecuencia de fertilizaciones, como describen Ackermann y Gasparri (2011), puede llevar a altos niveles de P del suelo en las formas más solubles. Esto, sumado a la aplicación del fertilizante fosfatado superficialmente, podría generar una alta concentración en superficie de las formas más solubles de P en suelo, lo que prende una señal de alerta sobre el posible aumento de la exportación de P a los ecosistemas acuáticos, que debe ser tenido en cuenta en la gestión del área protegida y su entorno de influencia.

Los resultados de la presente investigación realizada en la laguna de Rocha mostraron una clara correlación entre el balance de P en cada uso del suelo y las diferentes fracciones de P analizadas. Cabe destacar que los métodos que extraen

formas menos solubles como P total y P ác. cítrico presentaron una mayor correlación que los métodos que extraen formas más solubles como P Bray1 y P WEP. Esta menor correlación está posiblemente asociada a que la fracción más soluble del P en el suelo es una fracción menor y más variable y dependiente de la sucesiva aplicación de fertilizantes solubles como describe Ackermann y Gasparri (2011). La alta relación entre los niveles de P en suelo y el balance de P positivo nos indica que al menos parte del P que entra al sistema y no es cosechado por el productor se almacena en el suelo, lo que puede aumentar los riesgos de exportación a los ecosistemas acuáticos. Si bien la relación entre el balance y las diferentes formas de P fue mayor para formas menos solubles que para las más solubles, estos resultados indican que se habría cumplido la predicción 3: El balance aparente de P se relaciona directamente con el nivel de P en suelo.

4.3. Efecto de los usos del suelo sobre la escorrentía y exportación de fósforo y sólidos suspendidos

4.3.1. Efecto sobre la escorrentía simulada

Las variables que describen la dinámica del agua de escurrimiento mostraron diferencias asociadas a la estación del año, tanto del volumen escurrido (ml) como del tiempo de inicio del escurrimiento (s), siendo principio de otoño-marzo la estación que tardó más en comenzar el escurrimiento y escurrió menor volumen de agua. Asimismo, estas variables presentaron diferencias significativas con interacción entre el factor estación del año y uso del suelo, e indicaron que el efecto de cada factor está también determinado por el efecto del otro factor. En general la agricultura en otoño fue el uso en que se generó menor volumen de escurrimiento y que demoró más tiempo en comenzar, mientras que los otros usos fueron similares. Si bien el contenido de agua en suelo no mostró diferencias significativas asociadas al uso o estación, sí presentó interacción entre ambos factores. Cabe destacar que la fecha de la simulación de otoño fue entre el 11 y el 19 de marzo de 2021 cuando los campos aún no estaban cargados de agua. Según INIA, el agua disponible por

seccional policial estuvo desde octubre de 2020 por debajo del 80 %; en noviembre, diciembre y enero por debajo del 40 % con períodos entre 0 % y 20 %; recién en febrero comenzaron a cargarse los suelos de agua y en marzo se iniciaron los muestreos una vez que comenzó a completarse la acumulación de agua en suelo. Esto podría explicar, en parte, el menor escurrimiento de agua en otoño en agricultura, aunque no se vio efecto para los otros usos.

Es importante resaltar que, en algunas ocasiones, en otoño fue necesario realizar una precipitación experimental de mayor volumen (y duración) para generar escurrimiento. En estos casos, la precipitación experimental se realizó por el doble o triple del tiempo y, por tanto, se duplicó o triplicó el volumen precipitado. Por este motivo, el volumen de agua precipitado se vio afectado significativamente por la estación del año, aunque también fue significativo para el uso del suelo y la interacción entre ambos factores.

La interacción entre los factores estación y uso del suelo indicó que el escurrimiento es determinado no solo por la humedad del suelo al momento de realizar la simulación de escurrimiento, sino que la estructura de la vegetación, tipo productivo y volumen de vegetación aérea y subterránea también afectan el escurrimiento, pese a que se estandariza la altura de la cobertura aérea cortando a 5 cm de altura en las parcelas experimentales. Estas son todas variables muy dinámicas y con importante influencia del manejo que realiza el productor, destacándose especialmente la agricultura con cambios muy sustantivos asociados al cultivo y al momento del ciclo donde se encuentra.

4.3.2. Efecto sobre la concentración y carga de fósforo de la esorrentía

La concentración y carga anualizada de PO₄ y PT en agua de escurrimiento mostraron efecto significativo del uso del suelo, y fueron para concentración en agricultura y pradera significativamente mayores a campo natural y, para carga en agricultura, significativamente mayor a siembra en cobertura y campo natural. Además, existió interacción entre los usos del suelo con la estación del año, lo que indicó que ambos

factores influyen. Cuando analizamos los dos momentos del año de las simulaciones de escurrimiento, se observó una tendencia a que las coberturas perennes (pradera, siembras en cobertura y campo natural) presenten valores de concentración y carga de PT y PO₄ mayores en otoño que en primavera; esta diferencia entre estaciones únicamente fue significativa en praderas para concentración y carga de PT y concentración de PO₄. Para el caso de agricultura, la tendencia fue opuesta, con valores de concentración y carga de PT y PO₄ menores en otoño que en primavera, en todos los casos con diferencias significativas. Castagna et al. (2022), con el mismo sistema de simulación de escurrimiento en pasturas, registró valores superiores en verano que en invierno los que podrían equivaler a los valores de principios de otoño y principios de primavera en la laguna de Rocha.

La diferencia en concentración y carga de PT y PO₄ entre los dos momentos del año donde se destaca la agricultura y pradera con datos contrastantes abre varias interrogantes. En las pradera es posible que las altas concentraciones y cargas de principios de otoño-marzo se deban a la acumulación de P mediante mineralización en verano, concentración que puede acentuarse debido a que las praderas están dominadas por gramíneas perennes invernales, que presentan un escaso metabolismo estival. En agricultura puede haber un efecto de la cobertura vegetal que está compuesta por un monocultivo anual estival, el cual, durante el período de verano y principios de otoño, presenta una fuerte demanda de nutrientes y agua. Asimismo, podría haber ocurrido cierto nivel de dilución del agua de escurrimiento debido a que el volumen precipitado para obtener escurrimiento en otoño-marzo fue mayor que en los otros usos del suelo.

En agricultura, la gran diferencia tanto de carga como de concentración de PO₄ y PT entre las dos simulaciones genera dudas en cuanto a si la media podría ser representativa de un valor anual de escurrimiento de P o si se requieren más mediciones a lo largo del año para tener una estimación más representativa de todo el año. Es importante señalar que, para todos los cultivos, el momento de mayor escurrimiento de P es en los primeros escurrimientos de agua, inmediatamente después de realizada la fertilización fosfatada (Perdomo, 2018) y este momento fue expresamente excluido del estudio.

Con base en los resultados obtenidos, la predicción 4 fue cumplida: los cultivos anuales exportan más P que los cultivos perennes y siembras en cobertura en agua de escorrentía simulada. El campo natural es el uso del suelo que menos P exporta por unidad de superficie.

4.3.3. Efecto de la cobertura del suelo

La cobertura vegetal del suelo en las parcelas donde se simuló el escurrimiento fue significativamente menor en agricultura, seguida de pradera y de siembra en cobertura y campo natural. Para estos tres últimos usos del suelo, no se detectaron diferencias significativas en la cobertura vegetal. Es importante resaltar que la cobertura fue cortada al momento de la simulación de escurrimiento a 5 cm de altura, por lo que esta cobertura representa la biomasa vegetal que se ubica más a ras del suelo. En general, las correlaciones encontradas mostraron que, a mayor cobertura, menor concentración de PT. Castagna et al. (2022) registró las mismas correlaciones en praderas y cultivos anuales forrajeros, al igual que Hart y Cornish (2012), que recomiendan una cobertura de suelo mayor al 90 % como el primer paso para reducir las pérdidas de fósforo.

La cobertura vegetal del suelo mostró una relación negativa y significativa con los sólidos en suspensión en agua. Las mayores concentraciones y cargas de SS se registraron en agricultura (cultivos anuales); estas diferencias fueron significativas para el caso de concentración. La erosión estimada mediante la aplicación del modelo USLE, a través de software Erosión 6.0, mostró la misma tendencia a la observada durante la simulación de escorrentía, aunque la diferencia entre cultivos anuales y coberturas perennes fue mucho mayor en la estimación mediante modelación que en la medición de SS. Es posible que la escala de la simulación de escurrimiento subestime los valores de erosión en general y por ende de SS y fósforo particulado, ya que comparaciones entre modelación de la erosión con mediciones en experimentos con parcelas de mayor tamaño y lluvia natural encuentran valores similares de SS y erosión. Para la estimación de erosión hídrica, Jorge et al. (2015),

utilizando parcelas de 22,1 m de largo por 3,5 m de ancho y lluvia natural, registraron en los experimentos datos similares de SS a lo estimado mediante modelación. Cabe destacar que algunos de los suelos y pendientes donde se hicieron los ensayos son similares a los sitios experimentales de la presente tesis y que uno de los métodos de estimación fue el modelo USLE. Con el mismo objetivo, Carfagno et al. (2018), utilizando parcelas de 15 m de largo y 4 m de ancho y lluvia natural, registraron datos similares en los experimentos a lo modelado.

Los resultados obtenidos indican que se cumplió con la predicción 5: a mayor cobertura vegetal del suelo, menor será la exportación del P en agua de escorrentía simulada.

4.4. Relación entre el nivel de fósforo en suelo y en la escorrentía simulada

Los resultados muestran que se cumplió con la predicción 6: el nivel de P en suelo se relaciona directamente con el P en el agua de escorrentía simulada. En general, los diferentes indicadores del contenido de P en suelo se correlacionaron significativamente con la concentración de las diferentes formas de P en el agua de escorrentía simulada. El P Bray 1, tanto en los primeros 2,5 cm como en los 15 cm de profundidad, fue el indicador de suelo que mostró mejor correlación con concentración y carga de PO₄ y PT en agua de escurrimiento. En este sentido, Castagna et al. (2022) reportaron que valores más altos de concentración de P disponible (Bray 1) en los primeros 2,5 cm de profundidad de suelo estuvieron asociados con mayores concentraciones de P disuelto en el agua de escurrimiento. Sharpley et al. (1996) encontraron la misma tendencia para pasturas de festuca en cuencas de Arkansas, Oklahoma y Nueva Zelanda. Asimismo, Cornish et al. (2002) también reportaron una relación similar utilizando simulaciones de escurrimiento en pasturas asociadas a la producción lechera en Australia.

De Luca (2020), en sitios con altos niveles de P en superficie (Bray 1 0-2,5 cm: 85 ppm) fertilizados con altas dosis de P soluble (87 kg/ P/ ha), encontró que el método WEP en suelo de superficie fue el mejor predictor de la concentración de PO₄ en agua

de escurrimiento en parcelas de 1 m² y con lluvia natural, y obtuvo mayor precisión que para el Bray 1 en superficie. Sin embargo, en Laguna de Rocha, el método P_{WEP} medido a 0-2,5 no presentó correlación significativa con el P en agua de escurrimiento en ninguna de sus formas; tampoco mostró diferencias significativas entre usos del suelo. Es posible que esto se deba a que P_{WEP} es el método que extrae la forma más lábil de P de los métodos evaluados y en laguna de Rocha se presentaron niveles de P muy inferiores a los experimentos de De Luca. Estas diferentes experiencias nos sugieren que el mejor predictor del P en agua de escurrimiento puede ser diferente según los niveles de P que presente el suelo en las distintas fracciones.

Es interesante observar cómo agricultura y siembras en cobertura, que presentaron niveles similares de P_{ác. cítrico} a ambas profundidades del suelo evaluadas y P_{Total} en los primeros 2,5 cm, tuvieron valores de concentración y carga de PT y PO₄ muy diferentes en el agua de escurrimiento, y fueron muy superiores en agricultura. Las causas de esta diferencia posiblemente se deban a que la agricultura presentó valores superiores de Bray 1 a ambas profundidades del suelo evaluadas respecto a las siembras en cobertura o a que la agricultura presentó menor cobertura del suelo y, por ende, mayor erosión que las siembras en cobertura.

4.5. Modelos predictivos de exportación de fósforo

Los modelos predictivos para las cuatro variables explicativas en el agua de escurrimiento (carga de PT, carga de PO₄, concentración de PT y concentración de PO₄) solo con la variable predictiva uso del suelo (agricultura, pradera, siembras en cobertura y campo natural) son capaces de predecir la carga de PT en un 73 %, la carga de PO₄ en un 74 %, la concentración PT en un 86 % y la concentración de PO₄ en un 81 % en el agua de escurrimiento. Estos elevados valores de predicción de las funciones únicamente con el uso del suelo posiblemente se deban a una alta correlación de las variables que determinan la exportación de PT y PO₄ por escurrimiento superficial con los usos del suelo y a un rango de estos datos muy

acotado, debido a que en esta tesis los sitios para cada uso fueron pocos (tres) y muy homogéneos, focalizando captar la diferencia entre usos del suelo y no la variación dentro de un mismo uso.

Al agregar otras variables predictivas a los modelos con uso del suelo, en la mayoría de los casos no se mejoró la predicción para las cuatro variables de interés en el agua de escurrimiento, o se mejoró menos del 2 % la precisión del modelo, sin ser significativo el agregado de la segunda variable. Esto muestra claramente el efecto que tiene el uso del suelo en la exportación de P, aspecto que ha sido señalado por otros autores (Castagna et al., 2022; Perdomo, 2013; Piñeiro y Perdomo, 2018). Sería interesante analizar, dentro de un mismo uso, más sitios que contemplen mayor heterogeneidad en los indicadores definidos, para lo cual el diseño de muestreo debería ser específico para tal fin.

4.6. Estimación de la exportación anual de fósforo

4.6.1. Comparación entre diferentes métodos de estimación

La simulación de escurrimiento empleando un minisimulador es un método rápido y sencillo para obtener estimaciones de escorrentía superficial de agua y, asociada a esta, la exportación de nutrientes y sólidos en suspensión. Sin embargo, este método arroja mediciones puntuales asociadas de forma directa a la simulación de escurrimiento que se realiza experimentalmente. Este método no representa la exportación anual de nutrientes debido a varias limitaciones, como ser que es una simulación de muy corta duración en una parcela muy pequeña y, por otro lado, porque las condiciones en que se realiza la simulación no reflejan la topografía y cobertura del suelo real, entre otras limitantes. Sin embargo, la sencillez con que se obtienen las estimaciones y la estandarización del método en comparación con otros métodos de experimentación, como parcelas de escurrimiento permanentes o simuladores de escurrimiento de mayor tamaño, permiten obtener gran cantidad de mediciones en corto plazo a muy bajo costo. Esto plantea el desafío de si se puedan utilizar las mediciones empleando minisimulador de escurrimiento para estimar la

exportación de nutrientes a escala anual y a superficies mayores a la parcela experimental, por ejemplo compensando las limitaciones del método debido a la escala de la medición por una alta replicación de mediciones que representen la diversidad de condiciones ambientales, como suelos, pendientes, coberturas, humedad antecedente, entre varias otras.

En esta tesis se exploraron diferentes métodos de estimación de la exportación de nutrientes que incorporan, de una forma u otra, algunas de las mediciones obtenidas con el minisimulador de escurrimiento y las comparan con el método del índice de P, que es utilizado en el ámbito internacional (Mallarino et al., 2002; Sharpley et al., 2013) y en Uruguay (Perdomo et al., 2015). El índice de P, tal como lo sugiere Perdomo et al. (2015), puede incorporar en su fórmula valores estimados o medidos experimentalmente. En este trabajo se calculó de cuatro formas: 1) utilizando información medida experimentalmente *in situ* usando niveles de P total en suelo y concentración promedio de PO₄ obtenida en las simulaciones de escurrimiento (IP3 e IP4) y 2) empleando estimaciones sugeridas por dicho autor, obtenidas de bibliografía, ajustadas por P Bray 1 medido experimentalmente *in situ* para estimar el P total del suelo y análisis de P WEP en suelo para estimar la concentración del PO₄ del escurrimiento (IP1 e IP2). En ambas se utilizó la erosión estimada por el software Erosión 6.0 y dos valores de escurrimiento anual estimados por diferentes métodos 449 mm (IP1 e IP3) y 214 (IP2 e IP4). Los detalles se describen en la sección «Materiales y métodos». Por último, se empleó otra aproximación muy simple sugerida por Castagna et al. (2022), en la que se multiplica la concentración promedio de PO₄ y PT obtenida en las simulaciones de escurrimiento por: 1) un valor de escurrimiento estimado (ME 449 y ME 214) y 2) la forma más sencilla, que se multiplica por el número de eventos de lluvia en el año que generan escorrentía (ME 30).

Las aproximaciones basadas en el Índice de P (IP1, IP2, IP3 e IP4) arrojaron valores de PT más elevados que los métodos que utilizaron únicamente los valores de P en agua recabados del simulador de escorrentía sin utilizar erosión (ME 214, ME 449 y ME 30). En general, con todos los métodos y para todas las fracciones de P (PT, PP y PO₄) se obtuvo el mismo patrón de exportación, donde los valores fueron más altos

en agricultura, seguidos de pradera, seguidos de siembras en cobertura y mínimos en campo natural.

Los cuatro métodos de estimación de la exportación anual de P basados en el Índice de Fósforo (IP1, IP2, IP3 e IP4) incorporan la erosión mediante el software Erosión 6.0, la cual es muy elevada para laguna de Rocha en general y para agricultura en comparación con los otros usos en particular. En consecuencia, los valores de exportación de P resultantes fueron elevados para el fósforo particulado (PP) en comparación con los otros tres métodos que se basan únicamente en la escorrentía simulada *in situ* y un valor de escorrentía anual estimado. Si consideramos la exportación anual de PP según lo estimado en el IP, la erosión estimada es el principal determinante respecto a la exportación anual de PP, y de PT en sitios y usos con elevada erosión como es la agricultura. Volviendo a la predicción 5 (a mayor cobertura vegetal del suelo menor será la exportación del fósforo en agua de escorrentía simulada), podemos afirmar, con base en los resultados obtenidos en la estimación de erosión y de exportación mediante el IP, que el efecto del aumento de la cobertura en la reducción de la exportación de P sería mayor al que se observa en las simulaciones de escurrimiento. En consecuencia, es posible que la simulación de escurrimiento *per se* esté subestimando los valores de exportación de PP; esta subestimación sería mayor cuanto más riesgo de erosión tenga el uso del suelo. Esto indicaría que los métodos basados en el IP que incorporan la erosión utilizando los valores de P medidos en la simulación de escorrentía serían más apropiados que los que se basan únicamente en los valores del simulador de escurrimiento y no utilizan ninguna estimación de erosión.

Asimismo, el IP3 e IP4 obtuvieron mayores valores de exportación de PP, PO4 y, por ende, de PT que el método IP1 e IP2. La diferencia entre ambos métodos fue que, para IP3 e IP4, se calculó el PP con valores de P total en suelo medidos *in situ* y PO4 con valores *in situ* de concentración en el agua de la simulación de escurrimiento, mientras que el IP1 e IP2 utilizó los valores de suelo de bibliografía ajustados con mediciones *in situ* de P Bray 1 siguiendo a Mallarino et al. (2002) y, para el caso del PO4, se calculó mediante los valores de P WEP *in situ* en suelo. Tal como se discutió anteriormente, el PT medido en suelo fue entre 19 % y 45 % mayor al descrito en la

bibliografía (Hernández et al., 1995) y al estimado por el IP descrito por Perdomo et al. (2015), e indicó la necesidad de contar con mediciones *in situ* para tener estimaciones más ajustadas a cada sitio y manejo productivo.

El IP1 e IP2 obtuvieron menores valores de exportación de PO₄ en agricultura que en todos los otros métodos. A su vez, obtuvieron menores valores de exportación de PO₄ en pradera y siembras en cobertura en comparación con los otros métodos en que se usaron los mismos niveles de escurrimiento (IP1 < ME 449 e IP2 < ME 214). En el IP1 e IP2 se calculó el PO₄ con valores de P WEP *in situ* en suelo y el resto de los métodos utilizaron PO₄ con valores *in situ* de concentración en el agua de la simulación de escurrimiento. De Luca (2020), en parcelas bajo lluvia natural, también registró valores superiores a las estimaciones de exportación de PO₄ mediante P WEP. Esto resalta nuevamente la necesidad de contar con mediciones de exportación en lugar de emplear estimaciones con base en variables del suelo, tal como se estima la exportación de PO₄ en agua de escurrimiento a partir de un valor de P WEP en suelo.

4.6.2. Comparación con otras estimaciones nacionales

Los valores nacionales de exportación anual de PT y PO₄, obtenidos mediante el mismo minisimulador de escurrimiento y en parcelas de simulación de escurrimiento con lluvia natural, en cultivos perennes, fueron similares a los estimados en el presente trabajo (tabla 18).

Si consideramos los valores estimados por el método ME 214 (tabla 16), vemos que se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados por Castagna et al. (2022), empleando el mismo método con una precipitación estimada de 268 mm, tanto para PT como para PO₄ (tabla 18). En el mismo orden de magnitud, Rodríguez-Gallego et al. (2020), para praderas artificiales y cultivos anuales (avena y sorgo), donde no se contaba con información precisa sobre los antecedentes de fertilización, empleando el mismo método con una precipitación estimada 301 mm de

escurrimiento anual, también encontró valores similares para PT y para PO₄ (tabla 18).

Si consideramos los valores estimados por el método ME 214 (tabla 16) vemos que también se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados en parcelas con escurrimiento bajo lluvia natural cuando no hay fertilizaciones próximas a los ensayos. Este es el caso de las cargas anuales obtenidas por Barreto et al. (2014) para PO₄ para agricultura, en rotación con praderas bajo siembra directa y para campo natural (tabla 18), o por Piñeiro y Perdomo (2018) en praderas para PT (tabla 18).

Todas las parcelas experimentales de los trabajos mencionados eran de tamaños reducidos respecto a parcelas comúnmente utilizadas para estimar erosión, tanto en la escorrentía simulada como en la escorrentía asociada a lluvia natural. Puede que esta característica que engloba la generalidad de experimentos de exportación de nutrientes a escala de sitio (uso del suelo) esté subestimando la carga total de nutrientes en fracciones particuladas.

Para el caso de los trabajos con simulación de escurrimiento en microparcels con lluvia artificial, como el de la presente tesis, se plantea el desafío de cómo estimar la carga anual a partir de la concentración de nutrientes o de las cargas instantáneas de las simulaciones. En el caso de las estimaciones a partir de concentración, es determinante el volumen de escurrimiento utilizado; en el caso de la carga instantánea, es determinante el número de eventos que generan escurrimiento. Estas interrogantes plantean un desafío en la comprensión hidrológica de los sistemas y se requerirían evaluaciones que comparen diferentes métodos de manera simultánea y que cuenten con mediciones reales del volumen de escorrentía.

Rodríguez-Gallego et al. (2017), para estimar la exportación de P de los distintos usos del suelo en lagunas costeras del Uruguay —dentro de ellas laguna de Rocha, se basaron en una revisión internacional realizada por Perdomo (comunicación personal). Dicha revisión recopiló estimaciones obtenidas con parcelas de escorrentía con lluvia natural (Drewry et al., 2006; Martson et al., 1995; Potter et al., 2006; Reckhow et al., 1980; U.S.EPA., 2002). Para cada uso del suelo, Perdomo planteó rangos amplios de PT en kg/ ha/ año y, dentro de este rango, un valor más probable según los suelos y manejos en Uruguay (tabla 18). Estos valores son, en líneas

generales, los que emplea el Ministerio de Ambiente como referencia (Ministerio de Ambiente, 2020), aunque, específicamente para cultivos de verano, utiliza 4,11 kg/ha/ año. En términos generales, dichos rangos de exportación anual coinciden con los obtenidos mediante los distintos métodos en el presente trabajo en laguna de Rocha, aunque nuestros resultados se asocian, en términos generales, a los valores superiores del rango y en agricultura superan el límite superior. Si observamos los valores generados en el ámbito nacional por distintos autores (Barreto et al., 2014 y 2018; Castagna et al., 2022; Lescano et al., 2017; Piñeiro y Perdomo, 2018; Rodríguez-Gallego et al., 2020), vemos coincidencia con la presente tesis en los valores de PT y PO4 para los cultivos perennes y en PO4 para la agricultura. Esto hace cuestionar la validez de extrapolar los datos obtenidos en parcelas pequeñas a cargas anuales por unidad de superficie sin incluir de alguna manera la estimación de la erosión.

Tabla 18

Exportación anual de PT y PO4 en kg/ ha. generados en el ámbito local, nacional y en la revisión de Perdomo (2013)

Datos	Local		Nacional		Internacional
Autores	Medina (2025)		1,2,3,4,5,6		Perdomo (2013)
Uso	kg PT/ ha.	kg PO4/ ha.	kg PT/ ha.	kg PO4/ ha.	kg PT/ ha.
Agricultura	1,3- 9,0 #-10,5	0,9- 1,3 #-2,8	1,65-1,7 ¹ ₄ 1,50	1,13-1,2 ¹ ₃ 1,27	0,18- 1,69 *-6,56
Praderas	1,0-5,1#-6,2	0,5- 1,0 #-2,1	2,6-3,9 ² ₄ 1,3 ₅ 1,53 ₆ 1,2	0,9-1 ² ₄ 1 ₅ 0,83	0,14- 1,16 *-3,68
S. cobertura	0,4- 2,7 #-3,4	0,2- 0,6 #-1,2	-	-	0,08- 0,7 *-2,15
C. natural	0,2- 1,3 #-1,5	0,1- 0,2 #-0,4	1,0 ^{4y6}	0,5 ³ ₄ 0,75	0,03- 0,24 *-0,62

Nota. 1) Rodríguez-Gallego et al. (2020), 301 mm-29eventos; 2) Castagna et al. (2022), 268 mm; 3) Barreto et al. (2014), lluvia natural; 4) Barreto et al. (2018), lluvia natural; 5) Piñeiro y Perdomo (2018), lluvia natural; 6) Lescano et al. (2017),

lluvia natural; *valor más probable, Perdomo (2013). # valor más probable = IP4 (la presente investigación).

Los métodos de estimación de exportación de P que mejor ajusten seguramente sean distintos según el paisaje donde se empleen, el uso y las prácticas, dependiendo de cuáles sean los principales determinantes de la exportación de P. El método IP tiene la ventaja de considerar la erosión, la cual puede ser muy significativa, a la vez que permite integrar el valor de algunas variables clave de evaluación *in situ*, tanto de concentración de P total en suelo como de PO4 en agua de escurrimiento y volumen de agua escurrido. El minisimulador tiene un rol complementario al IP, permite obtener mediciones de PO4 en el agua de escorrentías simulada en el potrero, y genera muchos datos a relativamente bajo costo, lo que posibilita obtener los datos *in situ* para utilizar en el IP. Si bien con el minisimulador se consigue también un dato de carga de P exportada, esta representa una estimación de exportación instantánea, debido a que es una simulación de muy corta duración en una parcela muy pequeña. Asimismo, las condiciones en que se realiza la simulación no reflejan la topografía y cobertura del suelo real, entre otras limitantes. Por esto, la combinación del IP con las mediciones de P en agua de escorrentía simulada puede ser una alternativa para obtener valores más realistas a costos más accesibles.

En sitios con altos niveles de P lábil, parece fundamental utilizar métodos que incorporen el P del agua de escurrimiento *in situ*, que capturen adecuadamente el transporte del P lábil en la escorrentía. Por otro lado, en sitios y usos que presentan altos riesgos de erosión, parece fundamental utilizar métodos que incorporen la erosión y el P total del suelo en la capa superficial. En particular para agricultura, que es el uso que arrojó mayores valores de exportación de P y que presenta importantes cambios en su cobertura a lo largo del año, parece necesario tomar mediciones con minisimulador con mayor frecuencia que lo realizado en este trabajo.

Según el modelo empleado, se podría estar subestimando o sobreestimando las exportaciones de P. En este marco, parece relevante seguir investigando para validar el método que mejor represente la exportación de nutrientes y, a la vez, sea práctico de utilizar a escala nacional.

Con base en la información disponible, posiblemente los métodos IP3 e IP4, que incorporan la erosión estimada, el P total en suelo y el PO₄ de la simulación de escurrimiento, provean las estimaciones más precisas. Entendiendo que dentro de la cuenca de referencia los suelos agrícolas son los más profundos, se podría inferir que son los que menos agua escurren. En consecuencia, el IP3 que utiliza el coeficiente de escurrimiento para la totalidad de la cuenca (Genta et al., 2001: 449 mm) podría considerarse como el valor máximo posible y los valores más probables se aproximen tal vez al IP4 que utiliza valores de escurrimiento menores (IPA: 214 mm).

4.6.3. Pérdidas incidentales de fósforo

Reid et al. (2019) y Haygarth y Jarvis (1999) clasifican las pérdidas iniciales asociadas a la aplicación de P desde fuentes químicas u orgánicas como *pérdidas incidentales*, las cuales son mayores cuanto más altas son las dosis y cuando estas se aplican en superficie y con fuentes de P fácilmente disponible, pero disminuyen de manera rápida a medida que el P interactúa con el suelo. De Luca (2020), en suelos con 85 ppm Bray 1 a 0-2,5 cm, asociado a 87 kg/ P/ ha/ año de fertilizantes solubles en superficie, reportó que la mayoría de las pérdidas de PT y PO₄ se dieron en los primeros seis meses posteriores a la fertilización. Dichas pérdidas incrementaron la exportación de PO₄ a una tasa de 5 % de la dosis de P agregado, es decir que el sitio que recibe una fertilización de 100 kg de PO₄ perdió 5 kg/ P/ ha/ año más que el sitio testigo sin fertilización. Piñeiro y Perdomo (2018), en suelos con 34 ppm Bray 1 a 0-2,5 cm, asociado a fertilizaciones variables de 22 a 87 kg P/ ha/ año, reportaron pérdidas incidentales del 2 % del fertilizante soluble aplicado en superficie, tasa similar a la reportada en Paysandú por Barreto et al. (2018). Sharpley et al. (2015), describieron pérdidas incidentales asociadas a la aplicación de fertilizantes o abonos dentro del rango reportado por las anteriores autoras (2 % a 5 %). En este estudio, entre la fertilización y la simulación de escurrimiento o muestreo de suelos transcurrieron más de cinco meses sin fertilizar, por lo que se esperaría que las mediciones realizadas no estén afectadas significativamente por pérdidas incidentales

y más bien reflejen las pérdidas basales. En este sentido, en nuestro sitio de estudio para pradera y agricultura que reciben fertilizaciones anuales solubles promedio de 16,5 kg/ P/ ha /año, el efecto incidental de la fertilización implicaría 0,33 kg de PO₄ ha /año, si se estima como el 2 % de la fertilización.

Si bien la pérdida incidental parece muy baja desde el punto de vista productivo, representando una pequeña fracción del fertilizante aplicado, desde el punto de vista ambiental, dicha pérdida puede representar un pulso de P soluble suficientemente elevado para favorecer al fitoplancton en ecosistemas acuáticos, en especial si ocurre en los meses cálidos. Por lo tanto, es trascendente incluir esta pérdida en las estimaciones de la carga anual exportada desde los usos del suelo.

4.7. Umbrales ambientales y el balance de fósforo como indicador de riesgo de exportación de fósforo

La agricultura presentó valores de exportación de PT por encima del valor de referencia ambiental de 5 kg/ ha /año para los métodos que incorporan la erosión estimada mediante el software Erosión 6.0. La pradera presentó valores de exportación de PT por encima del valor de referencia ambiental únicamente para los métodos que incorporan la erosión estimada mediante el software Erosión 6.0 y que utilizan los datos de P Total obtenido de análisis de suelo. Este es un umbral que se definió en los estados de Iowa y Wisconsin en EE.UU. (Good et al., 2010, como se cita en Perdomo et al., 2015; Mallarino et al., 2002), por encima del cual se generarían impactos altos en la calidad del agua. Por otra parte, si consideramos los desvíos de los datos, en todos los métodos utilizados para estimar la exportación anual para PO₄ que incorporan concentración o carga de la simulación de escurrimiento en agricultura y praderas, las cargas anuales de PO₄ estimadas estarían por encima del valor de referencia de 1 kg/ ha /año. En siembras en cobertura, este umbral solamente fue superado cuando utilizamos la concentración de PO₄ de la simulación y un escurrimiento de 449 mm (IP3 y ME449). Este valor se considera el umbral aceptable sugerido por Smith et al. (2015), como se cita en Perdomo et al.

(2015). Según Rodríguez-Gallego et al. (2020), la relación entre PT y PO₄ tiene importantes consecuencias en los ecosistemas acuáticos, ya que el PO₄ es la forma directamente asimilable por el fitoplancton (microalgas; entre ellas, las cianobacterias) y plantas acuáticas. Por ello, los mecanismos a implementar para la retención o inmovilización del P deben considerar la forma disuelta.

Perdomo (2019), Tieri et al. (2014) y Alfaro y Salazar (2005) hacen referencia a los impactos de mantener balances de P positivos en el tiempo, los cuales derivan en riesgos de eutrofización de los cuerpos de agua. Según los umbrales ambientales antes citados, nuestros resultados afirman que, en laguna de Rocha, los sitios que hace quince años eran campo natural con niveles de P en suelo prístinos y que hace quince años tienen rotaciones agricultura-praderas con un balance positivo ya superaron los umbrales de riesgo ambiental por exportación de P y los sitios que hace quince años cambiaron a siembras en cobertura con un balance positivo están cercanos a superar dicho umbral para PO₄. Así, se cumple la predicción 7: la erosión y el balance de fósforo estimados se relacionan directamente con diferentes métodos de estimación de exportación anual de P. En los casos en que el balance de P es más positivo y la erosión es mayor, como en la agricultura, se superan los límites ambientales tanto para PT como para PO₄. En los casos que el balance de P es más positivo y la erosión es menor, se superan los límites ambientales para PO₄, como en las praderas.

Si se va a emplear el balance de P como indicador ambiental, hay que considerar otros factores que pueden determinar riesgo de exportación elevada de P incluso con balances negativos en determinado período, como pueden ser antecedentes de uso que acumularon P en suelo fuera del período de cálculo del balance. Por esta razón, el balance no parece una herramienta confiable cuando no se conoce toda la historia de uso del sitio. También es posible tener riesgo de exportación elevada de P sin un balance positivo o incluso con un balance negativo: estas situaciones ocurren cuando el sistema recibe aplicaciones sucesivas de fertilizantes solubles como describe Ackermann y Gasparri (2011) en rotaciones con alta intensidad agrícola que, a pesar de la importante entrada de P, debido a su alta extracción de P mediante cosechas de cereales mantienen balances neutrales.

El utilizar la erosión estimada y el balance de P aparente tiene la ventaja de que muchos productores que llevan registros cuentan con la información para calcular estas variables fácilmente, siendo una estimación sencilla y de bajo costo que puede ser utilizada para tomar decisiones para el manejo del predio.

4.8. Recomendaciones para aumentar la sustentabilidad

En un taller realizado con los productores que gestionan el 80 % del área agropecuaria del Paisaje Protegido Laguna de Rocha (Pírez et al., 2020), estos manifiestan preocupación acerca del impacto de sus prácticas en la calidad del agua y asimismo de la afectación económica debido a la pérdida de fertilizantes. Estas inquietudes se constataron en el posterior trabajo en los sitios experimentales.

Considerando la preocupación de los productores sustentada en la evidencia científica aportada por esta tesis, cabe discutir sobre las rotaciones agricultura-pradera que representan una oportunidad de reducir las pérdidas de P por escurrimiento superficial o, al menos, podrían evitar el aumento de la pérdida a medida que incrementa el nivel de P en suelo por sucesivas fertilizaciones. La fertilización promedio para la rotación praderas-agricultura, según lo recabado en las entrevistas, fue de 16 kg de P/ ha /año. La pérdida de P de las chacras por exportación, asociado al escurrimiento superficial usando el método IP4, en el ciclo agrícola fue de 9,0 kg de P/ ha /año y en el ciclo de praderas fue de 5,1 kg de P/ ha /año; en consecuencia, las pérdidas de P de las chacras equivalen en agricultura al 56 %, y en praderas, al 31 % del fósforo aplicado en fertilizantes, esto sin considerar pérdidas incidentales asociadas a la aplicación de fertilizantes. Es importante tener en cuenta que, además, en las chacras (agricultura y pradera), la pérdida de P por exportación asociado al escurrimiento superficial tendería a incrementarse si se mantienen las practicas actuales, debido a que los niveles de P en suelo están en un proceso ascendente. En este sentido, se requieren prácticas que doten de mayor sustentabilidad ambiental los distintos usos del suelo, dentro de los que se destacan la rotación agricultura-praderas por contener los usos de mayor exportación anual por

unidad de superficie. A la vez, la búsqueda de mejora en la eficiencia ecológica es posible genere mejoras en la eficiencia económica de los predios.

Las practicas descritas a continuación se limitan al ámbito de la gestión ecológica y agronómica, puntualmente al área de las parcelas de cultivos, y se basan en las prácticas recomendadas por Perdomo et al. (2015, 2019) y Sharpley et al. (2015):

- Evitar los cambios de uso del suelo de campo natural a agricultura o praderas. En caso de que se realicen cambios de uso, evaluar cuidadosamente los sitios analizando de forma previa la aptitud de uso de los sitios y las variables que determinan la erosión y la facilidad de transporte de nutrientes a cuerpos de agua.
- Restaurar coberturas perennes con la mayor diversidad vegetal posible en tipos funcionales (perennes invernales y estivales, gramíneas y leguminosas, etc.) y de bajos requerimientos de P, las cuales se puedan cubrir con fertilizantes poco solubles como fosforita.
- Reducir la erosión; el foco debería ubicarse en el manejo de las praderas y los cultivos anuales debido a su riesgo asociado. Los caminos para esto son varios, de los cuales se destacan reducir el largo de la pendiente mediante franjas empastadas; minimizar la fase agrícola (cultivos anuales) respecto a las praderas (cultivos perennes); en caso de que se realicen dos cultivos agrícolas de verano seguidos, aumentar la cobertura del verdeo de invierno entre los dos cultivos.
- Monitorear los niveles de P en suelo incluyendo su estratificación superficial y, mediante este monitoreo, ajustar la aplicación de fertilizantes. Actualmente, en la fase agrícola se hacen análisis de los primeros 15 cm con objetivos agronómicos: sería oportuno incorporar monitoreos en superficie (0-2,5 cm) con el objetivo de monitorear la estratificación de P. Esto, a su vez, permitiría la selección de dosis de aplicación de nutrientes apropiadas para lograr expectativas de rendimientos razonables.

- Monitorear el balance de P a escala de chacra: la evaluación de desbalances es una herramienta sencilla para ser empleada por los productores y económica cuando se cuentan con los datos, y es un buen indicador ambiental tanto del riesgo de exportación de P de los usos agropecuarios como de la pérdida de fertilidad de los suelos.
- Aplicar medidas para evitar la estratificación del P y regular los niveles de P lábil en superficie. Para evitar la estratificación, sería oportuno incorporar el fertilizante al suelo en la fase agrícola y al momento de la siembra de las praderas. En las rotaciones que comprenden dos años de agricultura y cuatro de praderas, más de la mitad del fertilizante se aplica entre la agricultura y la siembra de la pradera. La aplicación de fertilizantes sub-superficialmente no parece una alternativa para las praderas ya instaladas, debido a que la aplicación podrían generar perturbaciones en el tapiz que promuevan el ingreso de la gramilla (*Cynodon dactylon*).
- Aplicar fertilizantes poco solubles en agua, como fosforita, es una alternativa en la fase agrícola a corto y mediano plazo, debido a que los niveles de P en suelo están lejos de llegar a ser críticos para los cultivos en las rotaciones agricultura-pradera. Esto no implica que cuando se alcancen los niveles críticos de P para el ciclo agrícola la fertilización con fertilizantes poco solubles en agua no sea una alternativa.
- Incorporar la capa superficial al suelo mediante el laboreo es una práctica recomendada para reducir la estratificación de P. En Laguna de Rocha no se registraron situaciones que lo amerite. Esta práctica no parece apropiada en sitios que aún presentan niveles de P en superficie relativamente bajos. A su vez, en caso de encontrar un sitio con niveles de P elevados en superficie, sería necesario evaluar detalladamente el alto riesgo de erosión de esta práctica.

Los productores que participaron de esta investigación realizan monitoreos de P en suelos en los primeros 15 cm con objetivos agronómicos. Este monitoreo ha

generado reducciones en la fertilización de siembras en coberturas, lo que se asocia a sitios que ya alcanzaron valores de P en suelo que conforman las expectativas de productividad de los productores, los cuales, en la mayoría de los casos, coinciden con los niveles críticos para estos cultivos y no sobrepasan los umbrales ambientales. Este manejo muestra cómo las siembras en cobertura pueden compatibilizar sitios de intensificación forrajera con bajos niveles de exportación de P por unidad de superficie.

Un tema para destacar es el valor social que tiene el colectivo de productores que gestiona los campos linderos a la laguna de Rocha. La pertenencia al territorio, el interés por los temas ambientales y la disposición a compartir la información generada para el desarrollo territorial es parte del patrimonio con el que cuenta el Paisaje Protegido Laguna de Rocha.

4.9. Perspectivas de estudios futuros

De la tesis se desprende que, para poder mejorar la estimación de la exportación de P por unidad de superficie complementario a los datos generados para los distintos usos del suelo, parece necesario conocer con mayor precisión la escorrentía anual y cómo esta se distribuye dentro del año para cada uso del suelo. Esta información podría ser generada con parcelas bajo lluvia natural con colectores del total de agua de escurrimiento.

También surge la necesidad de entender mejor la exportación de P de la rotación agricultura-praderas, debido a que los estudios realizados nos confirman que es la combinación de usos que exporta mayores cantidades de P por unidad de superficie, que supera los umbrales ambientales y, en particular para agricultura, la brecha entre los datos registrados en los dos momentos del año evaluados genera incertidumbre acerca de si la media de estos valores es representativa de los datos anuales. Un ajuste metodológico posible es repetir las simulaciones de escurrimiento con el minisimulador al menos cuatro veces en el año (una en cada estación) o realizar un

análisis con parcelas bajo lluvia natural que abarque un período más continuo de lo evaluado en esta tesis y aporte información complementaria a la ya obtenida.

El balance de P, según los resultados del presente trabajo, es un buen indicador de la exportación de PO₄. Parece oportuno continuar evaluando este método, el cual es de muy simple implementación y de bajo costo para identificar sitios de alto riesgo de exportación de P. Sería un aporte sustantivo aumentar el número de sitios y que estos abarquen mayor diversidad de balances.

La estimación de exportación anual de P para distintos usos del suelo en el ámbito local se viene realizando aproximadamente hace una década (Castagna et al., 2022; Lescano et al., 2017; Lizarralde et al., 2015, 2016; Perdomo et al., 2015; Piñeiro, 2021; Rodríguez-Gallego et al., 2020; Ruibal, 2018), pero aún existen importantes vacíos de información asociados a la gran diversidad de suelos y usos presentes en el ámbito nacional y local. En particular para la cuenca media y baja de Laguna de Rocha, se registran otras coberturas del suelo no estudiadas en la presente tesis y también otros usos con coberturas similares a las estudiadas como es la lechería.

A escala de cuenca, como lo destacan otros autores (Castagna et al., 2022; Lescano 2023; Rodríguez-Gallego et al., 2017), parece relevante la información espacial que represente adecuadamente las distintas coberturas del suelo y usos dentro de estas, a la vez de contar con datos de exportación de P medidos localmente.

La definición de umbrales ambientales, como describe Haygarth et al. (2005), es un gran desafío porque implica analizar en un continuo fuentes, movilización, entrega e impactos en el ecosistema acuático, y, a medida que se agranda la escala de análisis integrando más estos pasos, aumenta la incertidumbre. A pesar de ello, es prioritario llegar a umbrales ambientales, es decir, valores de exportación de P aceptables ambientalmente. Para esto será necesario elaborar criterios precautorios para la gestión de la incertidumbre intrínseca del análisis en el ámbito de sistema.

5. Conclusiones

La agricultura, pradera y siembras en cobertura registran mayores concentraciones de P en suelo que el campo natural. La agricultura y pradera en algunas fracciones de P, como es el P Bray 1 a 0-2,5 y 0-15 cm, presentaron valores superiores a siembras en cobertura. A la vez, agricultura, praderas y siembras en cobertura registran una estratificación de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo respecto a los primeros 15 cm mayor que la registrada en campo natural.

Agricultura, pradera y siembras en cobertura registran un balance aparente positivo de P y el campo natural presenta un balance aparente levemente negativo de P. Esta variable mostró una relación positiva significativa con la totalidad de los indicadores de P medidos en suelo a las distintas profundidades, siendo esta relación más importante en las fracciones de P menos soluble como lo es P total y P ác. cít.

La principal determinante del escurrimiento superficial simulado de PT y PO₄ fue el uso del suelo. Este tuvo la capacidad de predecir en el agua de escurrimiento simulada para PT y PO₄ más del 80 % de la concentración y más del 70 % de la carga.

A la vez, la concentración de PO₄ y PT en agua de escurrimiento presentó una relación positiva y significativa con fracciones de P Bray 1, P ác. cit. y P Total en suelo, siendo P Bray 1 a ambas profundidades la única variable de suelo que presenta correlación positiva tanto con carga como con concentración de PO₄ y PT en agua de escurrimiento. Por el contrario, la correlación fue significativamente negativa entre las concentraciones de PT en agua de escurrimiento y el porcentaje de cobertura del suelo.

Los valores estimados en el ámbito nacional de exportación anual de PT y PO₄, obtenidos mediante el mismo simulador de escurrimiento y en parcelas con lluvia natural, en cultivos perennes, fueron similares a los estimados en el presente trabajo.

Una proporción importante del P (70-80 %) que entra (fertilizantes y suplementación animal) a los campos bajo cultivos (agricultura-pradera, siembras en

cobertura) no es cosechado por los productores (productos animales y vegetales). Una parte es acumulado en suelo, por esta razón, los niveles de P en suelo en sus distintas fracciones presentaron una tendencia ascendente si consideramos los valores actuales de los cultivos respecto a los valores del campo natural, que era el uso de la mayoría de los cultivos hace quince años. Otra parte es exportada principalmente mediante escurrimiento superficial fuera de los cultivos.

La simulación de escurrimiento empleando un minisimulador mostró ser un método rápido y sencillo para obtener mediciones *in situ* de concentración y carga de PT y PO₄ en agua de esorrentía superficial. Sin embargo, se presentó el desafío de cómo a partir de estos se estima las exportación anual de PT y PO₄, debido a que el volumen de escurrimiento o número de eventos de escurrimiento determina de forma significativa los resultados.

Las estimaciones de pérdida de PT por escurrimiento superficial en la rotación agricultura-pradera en los sitios experimentales analizados, asumiendo los efectos de erosión, integrando la información de suelo y agua medida *in situ*, con un escurrimiento anual estimado de 214 mm, equivalieron al 56 %, y 31 % del fósforo aplicado en fertilizantes en agricultura y praderas, respectivamente. En una rotación praderas: agricultura 4:2, la pérdida de PT por escurrimiento superficial equivaldría al 39 % del fósforo aplicado en fertilizantes.

En situaciones donde la erosión hídrica contribuye de forma mayoritaria a la exportación anual de PT, la escala del minisimulador de escurrimiento subestima los valores de PP, y, por ende, el PT.

El balance de P a escala de potrero mostró ser un buen indicador para dimensionar los niveles de P en suelo y el potencial de exportación de PO₄ por escurrimiento superficial. La erosión estimada a escala de potrero mostró ser otro buen indicador para dimensionar el potencial de exportación de PP por escurrimiento superficial. Tanto balance de P como erosión se complementan para la identificación de sitios con elevado riesgo de exportación de P.

6. Bibliografía

- Ackermann, P. y Gasparri, N. (2011). *Efecto de la intensidad del uso agrícola del suelo sobre el balance de nitrógeno, fósforo y potasio* [Tesis de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/9692>
- Alfaro, M. y Salazar, F. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3), 330-340. <http://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072005000300012>
- Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echevarria, A., Panario, D. y Puentes, R. (1976). *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay- Escala 1:1.000.000*. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- American Public Health Association (APHA). (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.
- Baker, D. B., Johnson, L. T., Confesor, R. B. y Crumrine, J. P. (2017). Vertical Stratification of Soil Phosphorus as a Concern for Dissolved Phosphorus Runoff in the Lake Erie Basin. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1287-1295. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0337>
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegain Pérez M. y Perdomo C. (2014, 6-8 de agosto). *Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay* [contribución]. Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS, Colonia del Sacramento.
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegain Pérez, M. Ernst, O., Perdomo, C. (2018). *Quantifying P loss in surface runoff from different crop-pasture rotations in Uruguay* [contribución]. 21 World Congress of Soil Science, Río de Janeiro.
- Bracco, G. y Hernández, S. (2018). *Relaciones entre diferentes métodos de estimación de fósforo lábil en suelos de la cuenca del río Santa Lucía y su implicancia en las recomendaciones de fertilización* [Tesis de grado,

- Universidad de la República]. Colibri.
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/20700>
- Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., De León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2024). Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics. *Ecological Engineering*, 207. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107354>
- Cano, J. D., Ernst, O. y García, F. (2006). Balance aparente de fósforo en rotaciones agrícolas del litoral oeste del Uruguay. *Inpofos. Informaciones Agronómicas*. (32), 8-11. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2006/12/2.pdf>
- Cantou, G. y Terra, J. (2012). Evolución de las propiedades químicas del suelo en sistemas de agricultura forrajera 2006-2012. En *Jornada anual Unidad Experimental palo a Pique 2012. Treinta y Tres: INIA* (pp. 63-70). INIA.
- Carfagno, P., Eiza, M., Sainz, D., Behrends Kraemer, F. y Chagas, C. (2018). Diseño de parcelas móviles de escurrimiento para estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica. *Ciencia del Suelo*, 36(2), 14-20. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/97551>
- Castagna, A. (2022). *Modelación del uso de suelo en una cuenca lechera para minimizar la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/29942>
- Castagna, A., Rodríguez-Gallego, L., Lescano, C. y Blumetto, O. (2022). Evaluación mediante simulación de lluvias de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas. *Agronomía & Ambiente*, 42(1), 60-75. <http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AyA/article/view/164>
- Cornish, P. S., Hallissey, R. y Hollinger, E. (2002). Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures a question of scale dependency? *Australian Journal of Ex-perimental Agriculture*, 42(7), 953- 959. [DOI:10.1071/EA01143](https://doi.org/10.1071/EA01143)
- Cuadro, R., Quincke, A., Giorello, D., y Bermúdez, R. (2019). Estimación de umbrales críticos de P extractable en suelo para trébol blanco y lotus

- corniculatus. En A. Quincke y R. Cuadro (Eds.), *Fertilización de pasturas de leguminosas: resultados para el manejo del fósforo y el azufre* (pp. 15-24). INIA.
- Decreto n.º 253/79. (1979, 9 de mayo). Aprobación de normativa para prevenir la contaminación ambiental a través del control de las aguas. IMPO. <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>
- Decreto n.º 61/2010. (2010, 18 de febrero). Aprobación de las áreas naturales protegidas. Laguna de Rocha. IMPO. <https://impo.com.uy/bases/decretos/61-2010/1>
- De Luca, F. (2020). *Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: cuantificación y distribución en el tiempo* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/32478>
- Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA), Obras Sanitarias del Estado (OSE), Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), Intendencia de Rocha (IDR) y Universidad de la República (Udelar) - Centro Universitario Regional Este (CURE). (2021). *Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y de sus principales tributarios (2017-2020)*. Informe Técnico. MMA-DINACEA. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA-Informe-lagunas-FINAL-2017-2020.pdf>
- Dougherty, W., Fleming, N. K., Cox, J. W. y Chittleborough, D. J. (2004, 5-9 de diciembre). *Rainfall simulation underestimates runoff phosphorus concentrations from dairy pastures. Proceedings of SuperSoil 2004* [Paper]. Australian New Zealand Soils Conference (3rd). Sydney.
- Endreny, T. A. y Wood, E. F. (2003). Watershed weighting of export coefficients to map critical phosphorous loading are. *Journal of the American Water Resources Association*, 39(1), 165-181. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb01569.x>
- García, F. y Picone, L. (2004). *Fósforo: Dinámica y Manejo en Sistemas de Siembra Directa*. *Informaciones Agronómicas*, (55). INPOFOS.

- García Préchac, F., Terra, J., Sawchik, J. y Pérez Bidegain, M. (2017). Mejora de las estimaciones con USLE/RUSLE empleando resultados de parcelas de escurrimiento para considerar el efecto del agua del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 21(2), 100-104. <file:///home/usuario/Descargas/Agua%20en%20el%20suelo.pdf>
- Genta, J., Failache, N., Alonso, J., Bellón, D., Chao, R., Sordo, A., y Fernández, C. (2001). *Balances hídricos superficiales en cuencas del Uruguay*. Facultad de Ingeniería (Universidad de la República); Dirección Nacional de Hidrografía (Ministerio de Transporte y Obras Públicas); PHI (Unesco).
- Gordon, L. J., Peterson, G. D. y Bennett, E. M. (2008). Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(4), 211-219. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.011>
- Goyenola, G. (2016). *Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera: Una evaluación bajo condiciones climáticas/hidrológicas contrastantes* [Tesis doctoral, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/17193>
- Groppi, J. D., Lins, S. R. M., Camargo, P. B., Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., Salgado, P. R., Evangelista, B., Vasconcellos, E., Sano, E. E., Pavão, E., Luna, R., y Martinelli, L. A. (2015). Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. *Biogeosciences*, 12(15), 4765-4780. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>
- Hart, M. R. y Cornish, P. S. (2012). Available soil phosphorus, phosphorus buffering and soil cover determine most variation in phosphorus concentration in runoff from pastoral sites. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, 227-244. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-012-9512-2>
- Haygarth, P. M. y Jarvis, S. C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in agronomy*, 66, 195-249. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60428-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60428-9)
- Haygarth, P. M., Condon, L. M., Heathwaite, A. L., Turner, B. L., y Harris, G. P. (2005). The phosphorus transfer continuum: Linking source to impact with an

- interdisciplinary and multi-scaled approach. *Science of the Total Environment*, 344(1-3), 5-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.001>
- Hernández, J. (2008). *Métodos para estimar la disponibilidad de fósforo en los suelos*. INIA.
- Hernández, J., Otegui, O. y Zamalvide, J. P. (1995). *Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay*. Boletín de investigación n.º 43, Facultad de Agronomía (Universidad de la República). https://www.researchgate.net/profile/Hernández-Jorge/publication/342425957_Hernández_J_Otegui_O_Zamalvide_JP_1995_Formas_y_contenidos_de_fosforo_en_algunos_suelos_de_Uruguay/links/5ef3dbd44585153fb1b397b9/Hernández-J-Otegui-O-Zamalvide-JP-1995-Formas-y-contenidos-de-fosforo-en-algunos-suelos-de-Uruguay.pdf
- Iserloh, T., Ries, J. B., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T., y Seeger, M. (2013). Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 57(supplementary issues 1), 11-26. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00085>
- Jorge, G., Pérez Bidegain, M., Terra, J. y Sawchik, J. (2015). Ajuste del modelo de erosión WEPP para un Argisol Subéutrico y un Brunosol Éutrico en el Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 19(1), 84-93. <https://www.inia.uy/ajuste-del-modelo-de-erosion-wepp-para-un-argisol-subeutrico-y-un-brunosol-eutrico-en-el-uruguay>
- Kamphorst, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Sciences*, 35, 407-415. file:///C:/Users/babel/Downloads/NJAS_1987_03-407-415.pdf
- Kaplán, A., Labella, S., Rucks, L. y Durán, A. (2011). *Guía para la descripción del perfil e interpretación del perfil del suelo*. <file:///C:/Users/babel/Downloads/Manual%20para%20la%20descripci%C3%B3n%20e%20interpretaci%C3%B3n%20del%20Perfil%20del%20Suelo-PARTE%20I.pdf>
- Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., Perera, G. y Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial

- blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29, 1774-1790.
<https://doi.org/10.1111/gcb.16587>
- Lescano, C. (2023). *Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay. : monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri.
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/37622>
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J.P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INNOTECH*, 13, 78-91.
<https://doi.org/10.26461/13.08>
- Lizarralde, C., Baethgen, W., Cadenazz, M., Capurro, C. y Sawchik, J. (2015) Phosphorus Runoff in a Non-fertilized Soybean Production System of SW Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 19(3), 24. [DOI:10.31285/AGRO.19.253](https://doi.org/10.31285/AGRO.19.253)
- Lizarralde, C., Ciganda, V., Baethgen, W. y Quincke, A. (2016) Pérdida de nutrientes en agua de escurrimiento en sistemas de rotaciones contrastantes. *Revista INIA*, 46, 41-43.
<http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/6134/1/Revista-INIA-Uruguay-n.-46.-p.-41-43.-2016.pdf>
- Mallarino, A. P., Stewart, B. M., Baker, J. L., Downing, J. D., y Sawyer, J. E. (2002). *Phosphorus index for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index*. Iowa State University.
- Mancassola, V. y Casanova, O. (2015). Balance de nutrientes de los principales productos agropecuarios de Uruguay para los años 1990, 2000 y 2010. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 17, 2-13.
[http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/56C1A08E690484C785257EAB006DBC57/\\$FILE/Art%201.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/56C1A08E690484C785257EAB006DBC57/$FILE/Art%201.pdf)
- Martínez, A. (2021). *Floraciones algales en la laguna de Castillos y su relación con la intensificación de los usos del suelo: Aportes para su manejo integrado* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri.
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/32752>

- Mesa técnica del agua. (2017). *Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales*.
<https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA-MesaT%C3%A9cnicaAgua-MVOTMA-propuesta-NIVELES-GUIA-N-P-Clogrupo-t%C3%A9cnico-FINAL-20.03.171.pdf>
- Ministerio de Ambiente. (2020). *Informe del Estado del Ambiente* (período 2016-2019).
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/DCA_Informe_del_Estado_del_Ambiente_2020_ISBN.pdf
- Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) e Intendencia de Rocha (IDR). (2016). *Plan de manejo. Paisaje Protegido Laguna de Rocha*.
[file:///C:/Users/babel/OneDrive/Escritorio/mama/Santiago/Plan_de_Manejo_Laguna_de_Rocha\(3\)_compressed.pdf](file:///C:/Users/babel/OneDrive/Escritorio/mama/Santiago/Plan_de_Manejo_Laguna_de_Rocha(3)_compressed.pdf)
- Morón, A. (2005). Informe de resultados de la red de ensayos de fertilización de soja. En *Jornada Técnica de Cultivos de Verano. Serie Actividades de Difusión* (n.º 417). INIA.
- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L. y Di Minin, E. (2016). Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, 172–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.009>
- Perdomo, C. (2013). *Metodología de Estimación de Aportes difusos de Nitrógeno y Fósforo a aguas superficiales desde suelos bajo uso agropecuario*. Informe de Consultoría.
<https://www.ambiente.gub.uy/oan/wp-content/uploads/2023/03/IRN-ID-1-04-DINACEA-Informe-Integracion-Datos-Entrada-Continuos-Herramienta-Modelacion-Calidad-Agua-Operativa-Entregable2-2022.pdf>
- Perdomo, C., Barreto, P. y Piñeiro, V. (2015). Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y

- posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En A. Ribeiro y M. Barbazán (Eds.), *IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura* (pp. 77-94). Facultad de Agronomía (Universidad de la República).
- Perdomo, C. (2019, 15 de agosto). *Desafíos ambientales del sistema* [Diapositiva]. 8.º Encuentro Nacional de la Mesa Tecnológica de Oleaginosos, Montevideo. http://8voencuentro.mto.org.uy/wpcontent/uploads/2019/08/Presentaci%C3%B3n_Ing.-Agr.-Ph.D.-CarlosPerdomo_FAGRO_UdelaR.p
- Pérez Bidegain, M., Piaggio, J. M., Baethgen, W. y García Préchac, F. (2017). Actualización del factor erosividad de la lluvia en Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 21(2), 91-99. <file:///home/usuario/Descargas/Erosividad.pdf>
- Piñeiro, V. (2021). *Pérdidas de fósforo por escurrimiento superficial en la cuenca del Río Santa Lucía* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/40577>
- Piñeiro, V. y Perdomo, C. (2018, 12-17 de agosto). *Phosphorus runoff losses from two land uses in the Santa Lucia River Basin, Uruguay* [e-book]. 21 WCSS: Proceedings of the 21st World Congress of Soil Science, Río de Janeiro.
- Pérez, F., Medina, S., Caymaris, H. y Aldabe, J. (2020). *Caracterización productiva del Paisaje Protegido Laguna de Rocha y manejo de hábitat de Calidris subruficolis («chorlito canela») y Pluvialis dominica («chorlo pampa»)*. https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Informe_Productores_LdR_sin_nombres.pdf
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, <https://www.R-project.org/>
- Reckhow, K. H., Beaulac, M. N. y Simpson, J. T. (1980). *Modeling Phosphorus Loading and Lake Response under Uncertainty: a Manual and Compilation of Export Coefficients*. U.S.EPA, Washington, DC. EPA 440/5-80011.
- Reid, K., Schneider, K. y Joosse, P. (2019). Addressing Imbalances in Phosphorus Accumulation in Canadian Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality*, 48(5): 1156-1166.

- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. y Conde, D. (2017). Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 116-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.010>
- Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., De León, G., Castagna, A., Cabrera Lamanna, L., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2020). *Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente*. Convenio MVOTMA/DINAMA-Udelar.
- Rowe, H., Withers, P. J., Baas P., Chan N.I., Doody D., Holiman J., Jacobs, B., Li, H., MacDonald, G., McDowell, R., Sharpley, A., Shen, J., Taheri, W., Wallenstein, M. y Weintraub, M. N. (2016). Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104(3), 393-412. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-015-9726-1>
- Ruibal, M. (2018). *Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico «prevención de la eutrofización» en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/32806>
- Sawyer, J. y Mallarino, A. (1999). Differentiating and Understanding the Mehlich 3, Bray, and Olsen Soil Phosphorus Tests. En *Annual Crop Pest Management Short Course* (19th, St. Paul, Minnesota, s.p.). Proceedings and Presentations. <https://dr.lib.iastate.edu/entities/publication/32fbfd2c-7b34-45cf-825d-a0a3428249b1>
- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Sims, J. T. y Pote, D. H. (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of soil and water conservation*, 51(2), 160-166. <https://www.jsowonline.org/content/51/2/160>
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. y Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: in-tegrating agricultural and environmental management.

Plant and Soil, 237, 287-307.

<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1013335814593>

Sharpley, A. N., Conover, C., Dayton, E., Davis, J., Easton, Z., Good, L., Gross, C., Kleinman, P., Mallinaro, A., Nelson, N., Norfleet, L., Osmond, D., Parry, R., Thompson, A., Vadas P. y White, M. (2013). Technical Guidance for Assessing P Indices. *Southern Cooperative*, (30). <https://saesd.org/wp-content/uploads/2017/12/Assessing-P-Indices-SERA17-3.pdf>

Sharpley, A. N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C. H., Börling, K. & Withers, P. J. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Re-search needs and direction. *Ambio*, 44(2), 163-179. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612-x>

Shaw, E. M. (1994). *Hydrology in Practice* (3.^a ed.) Taylor & Francis.

Tieri, M. P., La Manna, A., Montossi, F., Banchero, G., Mieres, J. y Fernández, E. (2011). El Balance de Nutrientes en 36 Predios Comerciales del GIPROCAR II (FUCREA/INIA): Una Primera Aproximación al Proceso de Intensificación en Sistemas Agrícola-Ganaderos y su Potencial Impacto en el Ambiente. En F. Montossi (ed.), *INVERNADA DE PRECISIÓN: Pasturas, Calidad de Carne, Genética, Gestión Empresarial e Impacto Ambiental (GIPROCAR II)* (pp. 129-136). Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología de INIA.

Tieri, M. P., Comerón, E. A., Capece, M. A., Herrero, M. A., Engler, P., Charlón, V., y García, K. (2014). *Indicadores utilizados para evaluar la sustentabilidad integral de los sistemas de producción de leche con énfasis en el impacto ambiental*. INTA.

https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig_e7bdf72e4f7ae100950f091080277a

Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), 109-122. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)

Withers, P. J. A., Hodgkinson, R. A., Rollett, A., Dyer, C., Dils, R., Collins, A. L., Bilsborrow, P. E., Bailey, G., & Sylvester-Bradley, R. (2017). Reducing soil phosphorus fertility bring potential long-term environmental gains: a UK

analysis. *Environmental Research Letters*, 12(6). [DOI 10.1088/1748-9326/aa69fc](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa69fc)

Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W. y Dodds, W. K. (2019). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews. Water*, 6(5), e1373. <https://doi.org/10.1002/wat2.1373>

7. Anexos

7.1. Balance de fósforo en los doce sitios experimentales

En los siguientes cuadros se presenta la información de balance de P por potrero, la composición de entradas y salidas de P en kg P/ ha /año y el balance absoluto, así como la eficiencia de utilización en porcentaje.

Las dos chacras de soja (agricultura 1 y agricultura 2) en la historia de análisis fueron gestionadas por el mismo productor, que declaró para ambas los mismos niveles productivos de fardos, carne y granos.

Uso del suelo	Agricultura 1	Agricultura 2	Agricultura 3	Pradera 1	Pradera 2	Pradera 3
Fertilizante	265	265	230	244	210	287
Fardos	5,00	5,00	4,00	0,00	0,00	0,00
Total ingresos	270	270	234	244	210	287
Granos	39,0	39,0	29,0	0,00	60,3	51,0
Fardos	0,00	0,00	27,0	0,00	4,40	6,00
Carne	34,0	34,0	33,0	29,8	33,0	60,0
Total egresos	73,0	73,0	89,0	29,8	97,7	117
Balance anual kg P/ ha/ año	13,1	13,1	9,67	14,3	7,49	11,3
Balance P %	27	27	38	12	47	41

Uso del suelo	S. cobertura	S. cobertura	S. cobertura	C. natural	C. natural	C. natural
Fertilizante	244	80,3	80,3	0,00	0,00	0,00
Fardos	4,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total ingresos	249	80,3	80,3	0,00	0,00	0,00
Granos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fardos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carne	29,8	17,5	20,9	-10,6	-10,6	-10,6
Total egresos	29,8	17,5	20,9	-10,6	-10,6	-10,6
Balance anual kg P/ ha/ año	14,6	4,19	3,96	-0,71	-0,71	-0,71
Balance P %	12	22	26	nc	nc	nc

*nc= no corresponde

8. Artículo

Exportación de fósforo de distintos usos del suelo en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno

Santiago Medina Vadora
smedinavadora@gmail.com

Lorena Rodríguez-Gallego
Universidad de la República, Centro Universitario Regional Este (CURE),
Rocha, Uruguay

Resumen

En el ámbito mundial, la agricultura es una de las actividades que más contribuyen al aporte difuso de nutrientes hacia el ambiente y que generan deterioro de la calidad del agua en los ámbitos local y global.

El objetivo de este trabajo fue estimar en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno, la exportación de P desde los distintos usos del suelo a los cuerpos de agua usando diferentes enfoques complementarios.

La metodología de trabajo consistió en caracterizar cuatro usos del suelo: cultivos anuales, praderas perennes, siembras en cobertura y campo natural. Dentro de estos usos se eligieron potreros tipo y, dentro de los sellos, en dos estaciones del año contrastantes se realizaron simulaciones mediante un minisimulador de escurrimiento.

En general, todos los métodos y todas las fracciones de P (PT, PP y PO₄) obtuvieron el mismo patrón de exportación por escurrimiento, de mayor a menor: cultivos anuales, praderas perennes, siembras en cobertura y campo natural. La erosión estimada a escala de potrero mostró ser un buen indicador para identificar sitios con alto potencial de exportación de PP. El uso de las simulaciones de escurrimiento empleando un minisimulador mostró ser un método rápido y sencillo que permite obtener datos de concentración y carga de P *in situ* para ser utilizados en el IP u otros métodos de estimación de exportación de P.

Palabras clave: paisaje protegido, exportación de fósforo, calidad de agua, simulación de escurrimiento, índice de fósforo

EXPORT OF PHOSPHORUS FROM DIFFERENT LAND USES IN THE PROTECTED LANDSCAPE OF LAGUNA DE ROCHA AND ITS SURROUNDINGS.

Summary

Worldwide, agriculture is one of the activities that most provides to the diffuse contribution of nutrients to the environment, generating deterioration in water quality at a local and global level.

The P runoff losses from different land uses running diverse complementary approaches.

The work methodology consisted of a characterization of the different land uses. Four uses were characterized: annual crops, perennial crops, natural grasslands with cover crops and natural grasslands. Within these uses, typical paddocks were chosen and drain simulations were carried out within them. Surface runoff was artificially generated in two contrasting seasons using a «mini-drain simulator».

In general, all methods and all P fractions (TP, PP and PO₄) obtained the same pattern of runoff losses: from highest to lowest, annual crops, perennial crops, natural grasslands with cover crops and natural grasslands. Erosion estimated at the paddock scale proved to be a good indicator to identify sites with high PP runoff losses potential. The use of drain simulations using a mini-simulator proved to be a quick and simple method that allows obtaining P concentration and loading data in situ to be used in the PI (phosphorus index) or other P export estimation methods.

Keywords: Protected Landscape, phosphorus runoff losses, water quality, drain simulation, phosphorus index

8.1. Introducción

En el ámbito mundial, la agricultura es una de las actividades que más contribuye al aporte difuso de nutrientes hacia el medio ambiente y que generan deterioro de la calidad del agua en los ámbitos local y global (Kruk et al., 2023; Perera y Piccini, 2023; Wurtsbaugh et al., 2019), además de otros cambios en el ciclo hidrológico que pueden traducirse en efectos ecológicos imprevistos (Gordon et al., 2008). La composición química del agua de escorrentía está estrechamente condicionada por el uso del suelo y la cobertura vegetal que alteran tanto las concentraciones en el suelo, como la reserva y las relaciones elementales entre los nutrientes (Groppa et al., 2015). La estratificación vertical de los nutrientes en el suelo se define como la acumulación de nutrientes en los primeros 2,5 cm superficiales del suelo y está asociada a las fertilizaciones en superficie. La estratificación de nutrientes provoca que las primeras capas del suelo, que influyen mayoritariamente en la composición del agua de escorrentía, presenten elevados niveles de P en tierras bajo cultivo (Baker et al., 2017; Rowe et al., 2016).

El *Informe del estado del ambiente* (Ministerio de Ambiente, 2020) reportó que el nivel de fósforo total en agua se encontró en la categoría no aceptable en un 81 % del total de los datos registrados para todos los puntos de monitoreo de calidad de agua del país entre los años 2016 y 2019. Goyenola (2016), con base en un estudio que incluyó la dinámica de P en arroyos de cabecera del país, mostró cómo la intensidad de producción agrícola fue un factor de elevada relevancia en la determinación de la dinámica de los macronutrientes y aumentó las concentraciones de P en aguas superficiales. Estudios en la cuenca de las lagunas costeras del país mostraron cómo la intensificación del uso del suelo puede aumentar las cargas de nutrientes exportadas a las aguas superficiales (Lescano, 2023; Martínez, 2021; Rodríguez-Gallego et al., 2017). Estos estudios estimaron la exportación de nutrientes de los distintos usos del suelo a las aguas superficiales a lo largo del tiempo en un proceso de expansión agrícola a escala de cuenca hidrográfica. Para dicha estimación emplearon coeficientes de exportación

específicos de cada uso del suelo, obtenidos de la bibliografía internacional, comparables para las condiciones de Uruguay. Sin embargo, para tener mayor precisión en las estimaciones, es trascendente tener mediciones de exportación de nutrientes *in situ* nacionales e incluso locales.

Las lagunas costeras de Uruguay son ecosistemas de interés para la conservación de la biodiversidad y la calidad del agua es un objetivo de conservación. Sin embargo, la *Evaluación ambiental de las lagunas costeras (José Ignacio, Garzón, de Rocha y de Castillos) y de sus principales tributarios en el período 2017-2020* mostró que los niveles de fósforo fueron, en general, de moderados a altos, con valores cercanos o por encima de los límites establecidos y recomendados (decreto 253/79; Mesa Técnica del Agua, 2017) y, en varios casos, se observó un aumento de los nutrientes en agua y sedimento respecto de líneas de base realizadas en la década anterior (Dinacea et al., 2021). En la Laguna de Rocha, se realizó un mapeo y evaluación de servicios ecosistémicos asociados a la cuenca, así como la posible reducción de estos en función de los cambios en el uso del suelo (Nin et al., 2016). Estos autores analizaron escenarios posibles de expansión agrícola con base en la aptitud de uso de los suelos y, en un escenario de máximo desarrollo, la capacidad de proveer el servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización podría disminuir 31,5 % respecto de la situación de partida.

Con base en los antecedentes sobre el efecto del cambio de los usos del suelo y su impacto en la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos de nuestro país y, en particular, de las lagunas costeras, se vuelve necesario poder cuantificar de forma más precisa la exportación de nutrientes desde los usos productivos del suelo en la cuenca de estas lagunas. El método de simular escorrentía permite determinar el P exportado superficialmente *in situ*. Este método ha sido utilizado desde hace poco tiempo en nuestro país en distintas coberturas (Calvo et al., 2024; Castagna et al., 2022; Rodríguez-Gallego et al., 2020). Es una herramienta muy útil para entender los procesos de movilización del P del suelo al agua superficial; permite obtener gran cantidad de estimaciones en poco tiempo y en sitios diferentes, siendo muy simple de utilizar y de bajo costo. Si bien es aplicado en pequeñas parcelas y con altas intensidades de lluvia simulada, al igual otros métodos experimentales, se

discute qué tan extrapolables son los resultados a otras escalas espaciales; algunos autores plantean que parece subestimar la concentración de P en el agua de escorrentía (Dougherty et al., 2004).

Recientemente se han realizado investigaciones que comparan diferentes métodos de estimación de la exportación de P entre parcelas de escorrentía e índice de fósforo (IP) (Barreto et al., 2014; Piñeiro y Perdomo, 2018), modelación en SWAT y coeficientes de exportación (Lescano 2023), simulador de escurrimiento con coeficientes de exportación e IP (Castagna et al., 2022; Rodríguez et al., 2020), y arrojan resultados del mismo orden de magnitud. Sin embargo, estos trabajos han estado centrados en pasturas sembradas y campo natural, no existen estimaciones en siembra en cobertura y cultivos de secano. Asimismo, no existían mediciones *in situ* de exportación de P en agua de escorrentía en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR) y su entorno para algunos de los usos característicos de esta zona, representando una limitación para la planificación y manejo sustentable de la producción agropecuaria del área protegida. Este trabajo cuantifica la exportación de P en agua de escorrentía, mediante simulador de escurrimiento, en los usos del suelo característicos del PPLR y su entorno, y discute alternativas para utilizar estas mediciones para estimar cargas anuales por unidad de superficie.

8.2 Materiales y Métodos

8.2.1. Descripción del sitio de estudio

El estudio se realizó en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha (PPLR) incluido en el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SNAP) y su entorno, en el departamento de Rocha (Uruguay). El sitio de análisis más lejano se encuentra a 1,5 km de distancia del PPLR.

Los suelos del área pertenecen a las unidades José Pedro Varela o Alférez Altamirano et al., 1976), que corresponden a la asociación *argiudolls* según la clasificación de Soil Taxonomy (Durán et al., 2006). El relieve es de lomadas

fuertes con pendientes promedio de 4 %. El clima es templado, con una precipitación media anual de 1.285 mm (estación meteorológica Inumet Rocha, lat.: -344936 S; lon.: 54.3124, años 1991 a 2020).

Se definieron cuatro usos del suelo tipo, agricultura (AG), praderas artificiales (PR), siembras en cobertura de leguminosas sobre pastizales naturales (SC) y pastizales naturales (CN); dentro de estos, se eligieron doce sitios experimentales (tres sitios por uso). Para la elección de sitios experimentales en marzo de 2021, se tomaron en cuenta los siguientes criterios:

- Presentar suelos similares en los doce sitios experimentales.
- No haber recibido en los últimos cinco meses fertilización con fósforo.
- Estar fuera de la influencia de puntos de concentración animal como pueden ser bebederos, montes de sombra o abrigo, sitios de suplementación, etc.
- En el caso de CN y SC, no recibir escurrimientos directos de sitios bajo fertilización.
- En el caso de los CN, que la cobertura de especies exóticas (*Cynodon dactylon* y otras) fuera menor al 30 %.
- En el caso de las SC, que la cobertura de especies exóticas (*Cynodon dactylon* y otras) fuera menor al 50 %.

Las coberturas vegetales de los sitios experimentales durante el experimento fueron las que siguen: para AG, soja/raigrás en dos sitios y sorgo/barbecho en un sitio; para PR, Festuca pura de segundo año en 1 sitio, Festuca y *Lotus tenuis* de segundo año en un sitio, Festuca, Dactilis y Trébol Blanco de cuarto año en un sitio; para SC, pastizales nativos dominados por gramíneas nativas perennes estivales con siembras en cobertura de Lotus El Rincón en un sitio y Lotus Maku en dos sitios; para CN, pastizales nativos dominados por gramíneas nativas perennes estivales. No se realizaron fertilizaciones con P durante el período que duró el experimento.

8.2.2. Diseño experimental

Se planteó un diseño experimental factorial con cuatro tratamientos (usos del suelo), tres repeticiones para cada uso (potrero) (figura 1) en dos estaciones del año y tres repeticiones en dos estaciones del año y potrero (simulaciones de escurrimiento por potrero). En total se realizaron 72 simulaciones de lluvia. La determinación de las variables descriptivas del suelo se realizó una única vez por potrero (entre el 24 de marzo y el 28 de mayo de 2021). La simulación de escurrimiento, densidad aparente del suelo (DAP), contenido de humedad en el suelo (agua gravimétrica) y cobertura vegetal se determinaron seis veces por potrero, tres en dos estaciones contrastantes del año, al principio de otoño-marzo y al principio de primavera-octubre, entre el 11 y el 19 de marzo de 2021 y el 9 y 18 de octubre de 2022. En el caso de AG, las simulaciones de marzo coincidieron con el momento en que el cultivo de verano estaba al fin de su ciclo, y las simulaciones de octubre se realizaron antes de la siembra y fertilización de los cultivos de verano.

Figura 1

Esquema de ubicación del área de estudio en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha y su entorno (Rocha, Uruguay)



Nota. El pin amarillo representa la ubicación de los doce sitios experimentales (AG, PR, SC y CN).

8.2.3. Determinación de variables del suelo

Para tener una caracterización general del suelo de los potreros utilizados para el muestreo, se extrajeron dos muestras compuestas de suelo por potrero de treinta perforaciones en AG, PR y SC y de quince perforaciones en CN. En todos los casos, una muestra fue de 0 a 15 cm y otra de 0 a 2,5 cm de profundidad, para cada uno de los doce potreros. Los análisis de las muestras fueron realizados por el laboratorio de Facultad de Agronomía de la Universidad de la República (Udelar). En las muestras de 0 a 2,5 cm se analizó pH en agua [(Van Lierop, 1990), Thomas (1996) relación suelo: agua = 1:1.], carbono orgánico (Walkley-Black descrito por Nelson y Sommers, 1996) y la concentración de fósforo por el método WEP [extraíble en agua: Self-Davis et al. (2000) relación suelo: agua = 1:100], Bray 1 [lábil por el método Bray 1: Bray y Kurtz, 1945], Ácido Cítrico [extraíble con ácido cítrico: INIA, ácido cítrico al 0,5 %] y total (Moir y Tiessen, 2007). En las muestras de 0 a 15 cm se analizó, mediante los mismos métodos descritos anteriormente, pH en agua, carbono

orgánico y la concentración de fósforo por el método Bray 1 y Ácido Cítrico. Para tener una caracterización específica de los sitios donde se realizaron las simulaciones de escurrimiento, en cada parcela, al momento de la simulación, se extrajeron muestras de suelo no perturbadas de 0 a 5 cm de profundidad para estimación de la densidad aparente (DAP) y Agua gravimétrica, según el método del cilindro (Blake y Hartge, 1986). Además, al momento de la simulación de escurrimiento, en cada parcela se cortó la vegetación a 5 cm de altura y se estimó visualmente el porcentaje de cobertura vegetal.

Se calculó el Factor de Estratificación (FE) como la relación entre la concentración de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo y la concentración de 0 a 15 cm.

8.2.4. Simulación de escurrimiento y determinación de P y sólidos suspendidos en agua de escurrimiento

En cada potrero se realizaron seis repeticiones de simulación de escurrimiento para coleccionar muestras de agua de escurrimiento superficial (total: 72 simulaciones). Para esto se utilizó un minisimulador de escurrimiento desarrollado por Kamphorst (1987) y fabricado por Royal Ei-jkelkamp®. El simulador consiste en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión que produce una lluvia estándar con gotas de tamaño uniforme que caen desde una altura mínima de 0,4 m, sobre una microparcela de 0,0625 m² (Iserloh et al., 2013). Cada simulación consistió en una lluvia de tres minutos con una intensidad media de 4 mm/min; cuando en la primera simulación no se obtuvo escurrimiento, se repitió el procedimiento cuantas veces fuera necesario hasta obtener escurrimiento. Las simulaciones se realizaron, como máximo, en dos semanas luego de un evento de precipitación con un contenido de humedad de suelo menor a capacidad de campo.

En cada simulación se calculó el coeficiente de escurrimiento como el cociente entre los volúmenes totales de agua precipitada y de agua escurrida. El agua recogida se almacenó en frascos y se congeló hasta realizar los análisis químicos en el

laboratorio del CURE-Udelar, sede Rocha. Las variables determinadas en el agua de escurrimiento fueron: fósforo total medido en el agua sin filtrar [PT; digestión mediante Valderrama, 1981, y determinación mediante Murphy y Riley, 1962] y fósforo soluble en el agua filtrada mediante un filtro de fibra de vidrio GF/C (PO₄ 3-; Murphy y Riley, 1962). También se cuantificaron los sólidos en suspensión por gravimetría y se pesó el filtro GF/C antes y después de secar en estufa a 98 °C por 24 h (ss; American Public Health Association, 1985).

8.2.5. Estimación de carga anual de P

Las cargas instantáneas de P se calcularon multiplicando la concentración medida en cada simulación de lluvia por el volumen de escorrentía obtenido, en cada parcela. La carga anual de P (kg/ ha /año) refiere al aporte de nutrientes que puede ocurrir en un año por unidad de superficie, la cual se estimó de diferentes maneras utilizando distintas fuentes de datos y formas de estimación. Por un lado, empleando el Índice de fósforo (IP) según Mallarino et al. (2002) y, por otro lado, con la simulación de escorrentía a la cual se la denominó *método experimental* (ME).

El IP, a su vez, se estimó de cuatro formas diferentes: el IP1 y IP2 con base en información general para el país siguiendo lo descrito en Perdomo et al. (2015), Perdomo (2023, comunicación personal) y el IP3 e IP4 empleando las mediciones obtenidas en la simulación de escorrentía para reemplazar los datos estimados del método convencional del IP. Por otro lado, el ME empleó las mediciones obtenidas en la simulación de escorrentía y utilizó dos formas diferentes para estimar la escorrentía anual y, así, extrapolar la medición instantánea que arroja la simulación en campo a una estimación anual.

Tabla 1

Información utilizada para cada método de estimación de la carga anual de fósforo de las distintas fracciones de P

Métodos	Fósforo Particulado (PP)	Fosfato (PO ₄)	Fósforo Total (PT)
IP 1	PTsuelo de bibliografía (Hernández et al, 1995) ajustado con P Bray 1 (Mallarino et al., 2002). Erosión (software Erosión 6.0)	PWEP x 449 mm (Genta et al., 2001)	PP + PO ₄
IP 2	PTsuelo de bibliografía (Hernández et al, 1995) ajustado con P Bray 1 (Mallarino et al., 2002). Erosión (software Erosión 6.0)	PWEP x 214 mm (IPA)	PP + PO ₄
IP 3	PTsuelo (medida <i>in-situ</i>) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración en simulación x 449 mm (Genta et al., 2001)	PP + PO ₄
IP 4	PTsuelo (medida <i>in-situ</i>) Erosión (software Erosión 6.0)	Concentración en simulación x 214 mm (IPA)	PP + PO ₄
ME449	PT-PO ₄ (a la concentración de simulación de PT se le resta la de PO ₄) x 449 mm (Genta et al., 2001).	Concentración de PO ₄ de simulación x 449 mm (Genta et al., 2001).	Concentración de PT de simulación x 449 mm (Genta et al., 2001).
ME214	PT-PO ₄ (a la concentración de simulación de PT se le resta la de PO ₄) x 214 mm (IPA)	Concentración de PO ₄ de simulación x 214 mm (IPA)	Concentración de PT de simulación x 214 mm (IPA)
ME30	PT-PO ₄ (a la carga de PT se le resta la de PO ₄) X 30 (eventos lluvia > 12,5 mm 2021)	Carga de PO ₄ de simulación x 30 (eventos lluvia > 12,5 mm 2021)	Carga de PT de simulación x 30 (eventos lluvia > 12,5 mm 2021)

Nota. En las celdas transparentes se indican los métodos basados en el IP, en gris los métodos basados exclusivamente en el ME. Elaboración propia.

8.2.6. Carga anual de P empleando el método de IP

El IP representa la suma del P particulado (PP) y el soluble (PO₄), ambos estimados como kg/ ha /año, y cada uno de estos componentes se estima con una fórmula específica según Perdomo et al. (2015) (corresponde a los métodos IP1, IP2, IP3 e IP4 en la tabla 1). A continuación, se describe la forma de estimación de ambos compontes:

- $PP = \text{erosión t/ ha /año} \times PT \text{ suelo} \times IE \times 0,001$
- $PO_4 = \text{escurrimiento (mm)} \times \text{concentración } PO_4 \times 0,01$

La erosión (t/ ha /año) fue estimada empleando el software Erosión 6.0. Para esto se ingresó la localidad de Rocha, suelos Alférez; Argisol Subéutrico Melánico, Abrúptico, longitud de pendiente 120 m y gradiente de pendiente 4 %, el factor erosividad de la lluvia se ajustó manualmente según Pérez Bidegain et al. (2017). Todos los resultados de estimación de erosión se ajustaron por el efecto del agua en el suelo según García Préchac et al. (2017). El valor de erosión estimado fue de 11,7 t/ ha /año para el uso agrícola (cultivos anuales), 11,7 t/ ha /año para el uso pradera (cultivos perennes de cuatro años de duración) y 3,2 t/ ha/ año para los otros usos (siembras en cobertura y campo natural).

El Índice de Enriquecimiento (IE) es un valor empírico propuesto por el autor del IP (1,3 para sitios fertilizados con P y 1,05 para sitios sin fertilización). El valor de 0,001 ajusta las unidades para que el producto del PP sea en kg/ ha /año.

El PTSuelo se estimó de dos formas diferentes.

Para el caso de IP1 e IP2, el PT suelo expresado en ppm se estimó con la siguiente fórmula empírica: $PT\text{ suelo} = P\text{ total de Hernández et al. (1995)} + P\text{ Bray1} \times 3$ según Mallarino et al. (2002). Es decir que, al valor del PT suelo medido por Hernández et al. (1995) para este tipo de suelo, se le sumó el P Bray1 en suelo medido en cada sitio experimental (potrero) a 0-2,5 cm de profundidad y multiplicado por 3.

Para el caso de IP3 e IP4, se empleó el PT suelo medido en suelo a 0-2,5 cm de profundidad en cada sitio experimental (potrero), expresado en ppm.

El escurrimiento (mm) para el componente de PO_4 se estimó de dos formas diferentes. Para el IP1 y IP3, fue determinado con el método de coeficiente de escorrentía según Genta et al. (2001), utilizando el coeficiente de escorrentía 0,35 calculado para la cuenca del arroyo San Carlos, el cual presenta características similares a la cuenca del PPLR. Se solicitaron los datos de lluvia diaria al Instituto Nacional de Meteorología para el año de 2021 de la estación Rocha, la precipitación anual fue de 1284 mm de lluvia y, por tanto, el valor de escurrimiento anual habría sido 449 mm. Para el IP2 y IP4, fue determinado con el método de índice de precipitación antecedente (IPA) (Shaw, 1994), donde la escorrentía se genera a partir de lluvias mayores a 12,5 mm, siendo 0 para valores menores. Utilizando el mismo

valor de precipitación anual, el valor de escurrimiento anual habría sido 214 mm de escurrimiento estimado con el método de Shaw (1994).

La concentración po_4 se estimó de dos formas diferentes. Para el caso de ip_1 e ip_2 , se utilizaron los valores de p_{wep} ($ppm = mg\ L^{-1}$) medidos en suelo a 0-2,5 cm de profundidad en cada sitio experimental (potrero). Para el caso de ip_3 e ip_4 , se utilizó la concentración de po_4 promedio a partir de la simulación de escorrentía en cada sitio experimental (potrero) en las dos estaciones del año (promedio de las seis simulaciones en cada potrero).

El valor de 0,01 ajusta las unidades para que el producto del PO_4 sea en $kg/ha/año$.

8.2.7. Carga anual de P empleando el método ME

Para extrapolar las mediciones en campo a un valor de carga de nutrientes por hectárea y por año, se utilizaron las concentraciones promedio medidas en las simulaciones de escurrimiento realizadas en ambas estaciones del año (promedio de las seis simulaciones en cada potrero) y dos formas diferentes de obtener la escorrentía anual, siguiendo a Rodríguez-Gallego (2020) y Castagna et al. (2022). Para esto, a la concentración media de PT , PP (calculado como la resta entre el PT y el PO_4) y PO_4 se la multiplica por un valor de escorrentía anual o de número de eventos de precipitaciones. A continuación se describen las formas de estimación empleadas:

ME 449. Método de coeficiente de escorrentía según Genta et al. (2001), utilizando el coeficiente de escorrentía 0,35 tal como fue descrito en el literal anterior: el valor de escurrimiento empleado fue 449 mm.

ME 214. Método de índice de precipitación antecedente (IPA) (Shaw, 1994), donde la escorrentía se genera a partir de lluvias mayores a 12,5 mm, tal como fue descrito en el literal anterior: el valor de escurrimiento anual empleado fue 214 mm.

ME 30. Cuantificación del número de días de lluvia mayores a 12,5 mm en las que, según Shaw (1994), se genera escorrentía. Con base en la información que

reporta Inumet para la estación Rocha, en 2021 hubo treinta eventos de lluvia mayores a 12,5 mm. Si bien este método no indica el volumen de escorrentía, solo el número de días en los que se genera escorrentía, es muy simple de estimar y puede ser útil para tener estimaciones rápidas.

8.2.8. Análisis estadísticos

Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico R Core Team, (2020). Para evaluar el efecto del factor uso del suelo sobre P en suelo, pH y carbono orgánico, se ajustaron modelos lineales generales, donde se realizaron análisis de varianza de una vía. Se realizaron transformaciones logarítmicas de base 10 en aquellas variables de respuesta que no cumplieron con los supuestos de normalidad o homocedasticidad. En los casos en que se constataron diferencias significativas entre los distintos usos del suelo, se realizaron pruebas de contrastes mediante Tukey para realizar las comparaciones por pares.

Para evaluar el efecto de los factores uso del suelo y la estación del año sobre cobertura vegetal del suelo, humedad del suelo, escurrimiento (volúmenes de agua precipitada y escurrida, tiempo de comienzo del escurrimiento), DAP, concentración y carga de P y sólidos suspendidos en agua, se realizaron análisis de varianza de dos vías mediante modelos lineales mixtos, con la identidad del potrero como efecto aleatorio. Todos los modelos fueron iniciados con los términos *uso del suelo*, *estación del año* e *interacción entre el uso del suelo y la estación del año*.

Luego de ajustado el primer modelo con el término *interacción*, se ajustó un segundo modelo sin este término y se comparó la deviancia de ambos modelos para seleccionar el mejor modelo. La comparación de la deviancia entre modelos se realizó mediante el test Chi cuadrado. De esta manera se llegó al modelo más simple de mejor ajuste. En los casos en que se constataron diferencias significativas entre los distintos usos del suelo o estaciones del año se realizaron pruebas de contrastes mediante Tukey para realizar las comparaciones por pares. En la tabla 2 se pueden

ver la transformación y el análisis realizado para cada variable que mostró diferencias significativas.

Para evaluar la relación entre la concentración de P en suelo, la cobertura vegetal y la concentración y carga de P y sólidos suspendidos en escurrentía simulada, se realizaron correlaciones de Pearson. Debido a que las variables del suelo fueron evaluadas una vez por potrero mientras que las asociadas a la simulación de escurrimiento fueron evaluadas dos veces en el año y por triplicado (total: seis veces por potrero), se utilizó la media de los seis datos del mismo potrero para las correlaciones que comparan datos del suelo con datos de la simulación. En los casos en que se compararon dos variables de la simulación, se utilizaron la totalidad de los datos sin realizar promedios.

Se analizó la relación causal para cuatro variables de interés en el agua de escurrimiento (carga instantánea y concentración de PT y PO₄) a través de modelos predictivos en función del uso del suelo (AG, PR, SC y CN) y niveles de P en suelo. Para cada variable de interés en el agua de escurrimiento, se realizaron cuatro modelos con las siguientes variables explicativas, uso del suelo y P. Ácido Cítrico 0-15 cm, uso del suelo y P Ácido Cítrico 0-2,5 cm, uso del suelo y P Bray 1 0-15 cm, uso del suelo y P Bray 1 0-2,5 cm. Todos los modelos fueron iniciados con la variable explicativa uso del suelo; luego de ajustado el primer modelo, se ajustó un segundo modelo con las variables de P en suelo o balance de P y se compararon ambos modelos para seleccionar el mejor según la R² y la significancia de cada variable explicativa. De esta manera se llegó al modelo más simple de mejor ajuste.

8.3. Resultados

8.3.1. Caracterización del suelo y la cobertura vegetal bajo diferentes usos

El efecto del uso del suelo no fue significativo para pH y carbono orgánico (CO) en ninguna de las dos profundidades analizadas. Si bien no fue significativa la diferencia de CO, a 0-2,5 se observó una tendencia a que en SC fuera mayor ($5,3 \pm 0,4$

%) y menor en AG ($4,3 \pm 0,3$ %), respecto del resto de los usos del suelo (PR: $4,8 \pm 0,7$ % y CN: $4,8 \pm 0,4$ %). Tampoco se detectaron diferencias significativas en la concentración de P por el método WEP a la única profundidad medida (0 a 2,5 cm), aunque la tendencia fue la misma que con otros métodos de medición P (tabla 2).

Tabla 2

Análisis de varianza de todas las variables analizadas con diferencias significativas

Variabes	ME	Trans	Uso del suelo (p-valor)	Estación (p-valor)	Interacción (p-valor)
P Bray1 0-2,5 cm (ppm)	MLG	-	0,0010	Nc	Nc
P Bray1 0-15 cm (ppm)	MLG	-	0,0001	Nc	Nc
P ác. cítrico 0-2,5 cm (ppm)	MLG	Log10	0,0114	Nc	Nc
P ác. cítrico 0-15 cm (ppm)	MLG	Log10	0,0495	Nc	Nc
P total 0-2,5 cm (ppm)	MLG	-	0,0379	Nc	Nc
Volumen precipitado (ml)	MM	-	0,0994	<0,0001	0,0430
Volumen escurrido (ml)	MLM	-	Ns	0,0013	Ns
Inicio escurrimiento (s)	MLM	-	Ns	0,0057	Ns
Precipitado/escurrido	MLM	-	Ns	0,0001	0,0005
Concentración PO ₄ (µg/ l)	MLM	-	0,0001	Ns	<0,0001
Concentración PT (µg/ l)	MLM	-	<0,0001	Ns	<0,0001
Concentración SS (mg/ l)	MLM	-	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Carga PO ₄ (µg)	MLM	-	0,0007	0,0207	<0,0001
Carga PT (µg)	MLM	-	0,0009	Ns	<0,0001
Carga SS (mg)	MLM	-	Ns	0,0008	Ns
Cobertura vegetal (%)	MLM	-	<0,0001	0,0282	0,0056
Agua gravimétrica (%)	MLM	-	Ns	Ns	<0,0001

*Nc=no corresponde, *Ns=no significativo.

Nota. Se indican los modelos estadísticos (ME) utilizados, la transformación (Trans.) requerida y p-valor, según factor uso del suelo, estación y su interacción (uso*estación) cuando corresponde.

Para las diferentes estimaciones de P en suelo superficial (0-2,5 cm), a excepción de P WEP, se encontraron diferencias significativas entre usos del suelo (tabla 2). En general, las diferentes estimaciones de P en superficie indicaron que, en el CN, dichos

indicadores fueron significativamente menores que en usos más intensivos como PR o AG, dependiendo del estimador. Asimismo, la SC no mostró diferencias significativas con el CN y reportó valores intermedios entre usos más intensivos y el CN, posiblemente debido a una mayor dispersión en los datos. El P Bray1 en suelo superficial mostró diferencias significativas entre varios usos, siendo significativamente menor en CN ($2,7 \pm 0,6$ ppm) que en PR ($28,4 \pm 7,6$ ppm) y AG ($17,9 \pm 2,1$ ppm), y la SC ($8,6 \pm 5,8$ ppm) mostró diferencias significativamente menores a PR. Para la concentración de P ác. cítrico también se detectaron diferencias significativas entre CN ($4,3 \pm 1,2$ ppm) con AG ($32,1 \pm 9,0$ ppm) y con PR ($55,9 \pm 36,4$ ppm), pero no fueron significativas con SC ($41,2 \pm 47,1$ ppm). Por otra parte, la concentración de P total fue significativamente mayor en PR ($605,1 \pm 59,2$ ppm) en comparación con el CN ($333,6 \pm 59,8$ ppm), y no se detectaron diferencias con los otros usos del suelo, inclusive con AG ($506,9 \pm 35,9$ ppm). Al analizar los primeros 15 cm del perfil de suelo, se encontró un patrón similar al de suelo superficial, donde en general los usos más intensivos presentaron mayores valores de P que el CN y las SC. El P Bray1 mostró diferencias significativas entre todas las comparaciones de usos, excepto entre PR ($8,7 \pm 1,5$ ppm) y AG ($6,0 \pm 1,0$ ppm) y entre CN ($1,3 \pm 0,6$ ppm) y SC ($3,0 \pm 1,0$ ppm). En el caso de P ác. cítrico, las diferencias fueron significativas únicamente entre PR ($17,3 \pm 9,3$ ppm) y CN ($4,0 \pm 1,0$ ppm).

Al comparar el P Bray 1 y P ác. cítrico superficial con el del perfil de 15 cm de profundidad se observó que, en el plano superficial, la variabilidad fue mayor y la estratificación de P fue más marcada en PR ($3,3 \pm 0,6$ Bray1; $3,1 \pm 0,4$ P ác. cítrico), AG ($3,0 \pm 0,2$ Bray1; $2,7 \pm 0,5$ P ác. cítrico) y SC ($2,7 \pm 1,0$ Bray1; $3,0 \pm 1,0$ P ác. cítrico), siendo muy baja o inexistente en CN ($2,2 \pm 0,8$ Bray1; $1,1 \pm 0,1$ P ác. cítrico).

La DAP no mostró diferencias entre usos del suelo ni entre estación del año; asimismo, la interacción entre ambas no fue significativa a ninguna de las dos profundidades evaluadas (0-5 y 5-10 cm).

El análisis del contenido de agua gravimétrica del suelo reportó un efecto significativo de la interacción entre uso del suelo y estación del año (tabla 2). La prueba de comparación múltiple solo encontró diferencias significativas de un

menor contenido de agua gravimétrica del suelo en otoño para PR (16 ± 6 %) respecto a PR en primavera (31 ± 5 %).

La cobertura vegetal reportó un efecto significativo del uso del suelo, de la estación del año y de la interacción entre uso del suelo y estación del año (tabla 2). La prueba de comparación múltiple mostró que la cobertura de agricultura fue significativamente menor a la cobertura de los otros usos del suelo, y además en otoño ($57,2 \pm 17,5$ %) fue menor que en primavera ($72,2 \pm 9,7$ %). En las coberturas perennes PR, SC y CN el porcentaje de cobertura dentro de cada uno de los usos del suelo fue similar en ambas estaciones del año, donde la media para cada uso y estación superó el 90 %.

8.3.2. Caracterización del agua de escurrimiento simulado

El tiempo que transcurrió entre que comenzó la lluvia artificial y se generó escurrimiento fue significativamente diferente entre las estaciones del año, y el mayor tiempo transcurrido en otoño para todos los usos. No presentó diferencias significativas entre usos del suelo, ni interacción entre factores (tabla 2).

El volumen de agua precipitado, determinado por el número de simulaciones para obtener escurrimiento, reportó un efecto significativo de la interacción entre uso y estación del año (tabla 2). La tendencia fue hacia un mayor volumen precipitado en otoño para todos los usos, menos para siembras en cobertura, aunque solo fue significativa para AG en otoño respecto a todos los otros usos. En primavera no se detectaron diferencias entre usos. El índice de escurrimiento estimado como el cociente entre lo precipitado y escurrido fue mayor en otoño para todos los usos AG (32 ± 30), PR (10 ± 13), SC (6 ± 3), CN (8 ± 5), respecto a primavera AG (3 ± 1), PR (4 ± 2), SC (5 ± 3), CN (4 ± 3), aunque la diferencia fue significativa únicamente para AG en otoño respecto a todos los usos en ambas estaciones. Para este índice se registró interacción entre los factores uso del suelo y estación del año y se observó una importante dispersión de los datos.

En general, la concentración y carga de PT y PO₄ presentaron una tendencia a ser menores en CN y mayores en los usos más intensivos como AG y PR. La SC presentó valores intermedios. El análisis de varianza reportó un efecto significativo del uso del suelo tanto para la concentración como para la carga de ambas formas de fósforo y la interacción entre los factores uso del suelo y estación del año fue significativa en todos los casos (tabla 2). Las concentraciones de PT y PO₄ para AG (1463 ± 443 y 1069 ± 448 µg/ l) en primavera y para PR (1189 ± 549 y 673 ± 369 µg/ l) en otoño presentaron diferencias significativas respecto al CN en ambas estaciones del año (169 ± 82 y 73 ± 28 µg/ l en primavera; 278 ± 247 y 118 ± 120 en otoño); AG en otoño (648 ± 136 y 185 ± 83 µg/ l) no presentó diferencias significativas respecto al CN en ambas estaciones del año. Las cargas de PT y PO₄ para AG (461 ± 252 y 341 ± 213 µg) en primavera y PR (1189 ± 549 y 673 ± 369 µg) en otoño presentaron diferencias significativas respecto al CN en ambas estaciones del año (42 ± 22 y 19 ± 10 µg en primavera; 54 ± 38 y 24 ± 29 en otoño).

Para los SS se encontró un efecto significativo en concentración tanto para usos del suelo como para estación del año con interacción entre ambas (tabla 2); sin embargo, para la carga la diferencia fue significativa únicamente para la estación del año, siendo mayor en otoño. La concentración de SS hallada en AG (668 ± 291 mg/ l) en otoño fue significativamente mayor que la AG (100 ± 34 mg/ l) en primavera y que el resto de los usos en ambos momentos del año. La carga de SS mostró una tendencia similar a la concentración.

8.3.3. Relaciones entre variables analizadas y modelos predictivos del aporte de P

En general, todas las variables de P en suelo se correlacionaron entre sí, siendo especialmente altas las correlaciones entre los niveles de P que se analizaron a dos profundidades (0-2,5 cm y 0-15 cm) como fueron Bray1 (Bray1 $r=0,971^{***}$) y ác. cítrico (ác. cítrico $r=0,988^{***}$). La relación entre las fracciones más solubles como P Bray 1 y P WEP fueron positivas entre ellas y significativas, al igual que las fracciones

que contienen formas menos solubles como P Total y ác. cítrico. También se encontró una relación positiva y significativa entre P Total y P Bray 1 (tabla 3).

Ambas formas de P en el agua de escurrimiento mostraron un comportamiento muy similar entre sí, tanto para concentración como para carga y una relación positiva y significativa entre ellas, donde se destacan las relaciones entre concentraciones y las cargas de PT y PO₄ (0,791***, 0,841***, respectivamente) (tabla 3).

Las concentraciones de PO₄ y PT en agua de escurrimiento presentaron una relación positiva y significativa con todas las fracciones de P en suelo, siendo altamente significativas en el caso de P Total superficial de 0-2,5cm, P ácido cítrico 0-15cm, P Bray 1 de 0-2,5 y 0-15cm. Para la carga de PO₄ y PT en agua también fue significativa la relación con P Bray 1 a ambas profundidades. Por el contrario, la cobertura vegetal mostró una relación negativa significativa con la concentración en agua de escurrimiento de SS y PT, a la vez que con la carga de SS (tabla 3).

Tabla 3

Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre variables medidas en el experimento. En las celdas verdes se ubican las correlaciones mayores a 0.8, y, en las amarillas, las mayores a 0.7

Variables		r
P ác. cítrico 0-15cm (ppm)	P ác. cítrico 0-2,5cm (ppm)	0,988***
P ác. cítrico 0-15cm (ppm)	P total 0-2,5cm (ppm)	0,903***
P ác. cítrico 0-15cm (ppm)	Concentración PO ₄ (µg/ l)	0,669*
P ác. cítrico 0-15cm (ppm)	Concentración PT (µg/ l)	0,611*
P Bray1 0-15cm (ppm)	P Bray1 0-2,5cm (ppm)	0,971***
P Bray1 0-15cm (ppm)	P total 0-2,5cm (ppm)	0,697*
P Bray1 0-15cm (ppm)	Concentración PO ₄ (µg/ l)	0,652*
P Bray1 0-15cm (ppm)	Concentración PT (µg/ l)	0,709**
P Bray1 0-15cm (ppm)	Carga PO ₄ (µg)	0,665*
P Bray1 0-15cm (ppm)	Carga PT (µg)	0,744**
P WEP 0-2,5cm (ppm)	P Bray1 0-2,5cm (ppm)	0,602*

P WEP 0-2,5cm (ppm)	P Bray1 0-15cm (ppm)	0,686*
P Bray1 0-2,5cm (ppm)	P total 0-2,5cm (ppm)	0,732**
P Bray1 0-2,5cm (ppm)	Concentración PO4 (µg/ l)	0,603*
P Bray1 0-2,5cm (ppm)	Concentración PT (µg/ l)	0,671*
P Bray1 0-2,5cm (ppm)	Carga PO4 (µg)	0,583*
P Bray1 0-2,5cm (ppm)	Carga PT (µg)	0,684*
P ác. cítrico 0-2,5cm (ppm)	P total 0-2,5cm (ppm)	0,904***
P ác. cítrico 0-2,5cm (ppm)	Concentración PO4 (µg/ l)	0,593*
P total 0-2,5cm (ppm)	Concentración PO4 (µg/ l)	0,677*
P total 0-2,5cm (ppm)	Concentración PT (µg/ l)	0,653*
Cobertura vegetal (%)	carga SS (mg/ l)	-0,361**
Cobertura vegetal (%)	Concentración SS (mg/ l)	-0,517***
Cobertura vegetal (%)	Concentración PT (µg/ l)	-0,301*
Concentración PO4 (µg/ l)	Concentración PT (µg/ l)	0,924***
Carga PO4 (µg)	Concentración PO4 (µg/ l)	0,841***
Carga PO4 (µg)	Concentración PT (µg/ l)	0,757***
Carga PT (µg)	Concentración PO4 (µg/ l)	0,787***
Carga PT (µg)	Concentración PT (µg/ l)	0,791***
Carga PT (µg)	Carga PO4 (µg)	0,962***
Carga SS (mg)	Concentración SS (mg/ l)	0,680***

*** p valor <0,001, ** p valor <0,01, * p valor <0,05

Por otro lado, se modelaron (modelos predictivos) cuatro variables explicativas de interés del agua de escurrimiento (carga instantánea de PT y de PO4, concentración de PT y de PO4) en función de las variables predictivas uso del suelo (AG, PR, SC y CN) y niveles de P en suelo (P. ácido cítrico 0-15 cm, P. ácido cítrico 0-2,5 cm, P Bray1 0-15 cm, y P Bray1 0-2,5 cm). Se encontró que los modelos solo con la variable predictiva uso del suelo fueron capaces de predecir en el agua de escurrimiento la carga instantánea de PT en un 73 %, la carga instantánea de PO4 en un 74 %, la concentración PT en un 86 % y la concentración de PO4 en un 81 %, todas ellas con un p valor <0,01. Al agregar otras variables predictivas a los modelos con uso del suelo, en la mayoría de los casos no se mejoró la predicción

para las cuatro variables de interés del agua de escurrimiento, o se mejoró menos del 2 % la precisión del modelo sin ser significativo el agregado de la segunda variable. La mejora en la predicción se observó únicamente para concentración de PT y PO₄ con valores significativos en la mayoría de los casos con un p valor <0,05 (tabla 4). Utilizando únicamente la variable predictora uso de suelo, se obtuvieron valores de concentración y carga de PT y PO₄ en el siguiente orden de menor a mayor magnitud: CN < SC < PR < AG. La concentración de PT y de PO₄ en AG y PR fue significativamente mayor que la de CN, las SC con concentraciones de PT y de PO₄ intermedias entre PR y CN no presentaron diferencias significativas con estas (figura 2). La carga de PT y de PO₄ en AG fue significativamente mayor que la de SC y CN, las PR con cargas de PT y de PO₄ intermedias entre AG, CN y SC no presentó diferencias significativas con estas (figura 2).

Tabla 4

Ajuste de modelos predictivos para las variables explicativas: carga instantánea de PT (Carga PT), carga instantánea de PO4 (Carga PO4), concentración de PT (Conc. PT) y concentración de PO4 (Conc. PO4), utilizando las variables predictoras uso de suelo, uso del suelo + P. ác. cít. 0-15 cm, uso del suelo + P. ác. cít. 0-2,5 cm, uso del suelo + Bray1 0-15 cm, uso del suelo + Bray1 0-2,5 cm.

Modelo (variable predictora)	R ² Variables explicativas			
	Carga PT	Conc. PT	Carga PO4	Conc. PO4
Uso del suelo	0,73	0,86	0,75	0,81
Uso del suelo + P. ác. cít. 0-15 cm	Ns	0,93	Ns	0,94
Uso del suelo + P. ác. cít. 0-2,5 cm	Ns	0,92	Ns	0,94
Uso del suelo + Bray1 0-15 cm	Ns	Ns	Ns	Ns
Uso del suelo + Bray1 0-2,5 cm	Ns	Ns	Ns	Ns

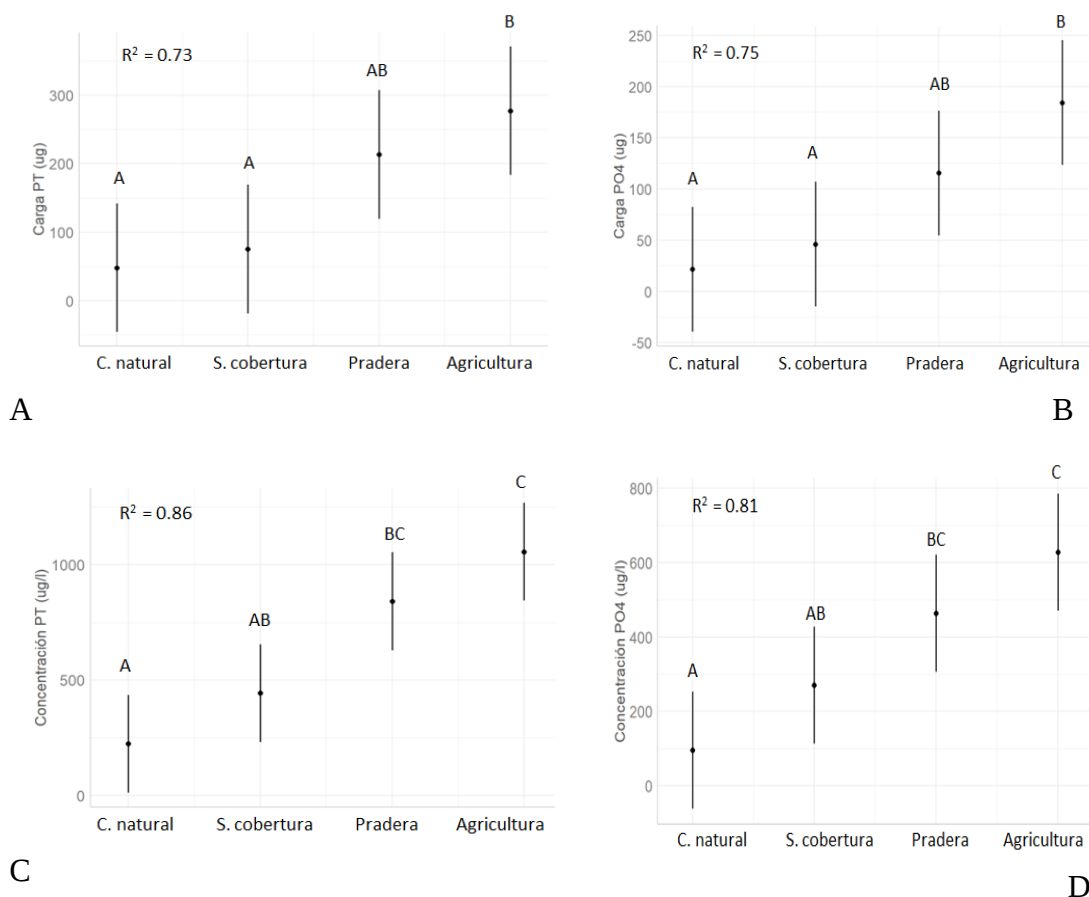
Ns= la suma de una segunda variable predictiva no mejoró la predicción respecto a utilizar únicamente la variable Uso del suelo.

Nota: Elaboración propia.

En la figura 2 se muestran los gráficos con el valor medio y desvío estándar de los valores esperados para cuatro modelos predictivos de concentración de PT, carga de PT, concentración de PO4 y carga PO4, en todos los casos utilizando como variable explicativa uso del suelo.

Figura 2

Modelos predictivos, según uso de suelo. A- Carga instantánea de fósforo total (PT), B- Carga instantánea de fósforo soluble (PO₄), C- Concentración de fósforo total (PT) y D- Concentración de fósforo soluble (PO₄).



8.3.4. Estimación de carga anual de P

En términos generales, para los distintos métodos utilizados la carga anual estimada de PT, PP y PO₄ mantuvo el siguiente orden de menor a mayor magnitud: CN < SC < PR < AG. La carga anual más baja se observó en CN, con un valor promedio de los siete métodos de estimación de 1.0 kg/ ha /año para PT, 0,7 kg/ ha/ año para PP y 0,2 kg/ ha/ año para PO₄ y la más alta fue de agricultura y pradera con valores

promedio de 5,5 y 3,4 kg/ ha/ año para PT, 4,0 y 3,3 kg/ ha/ año para PP y 1,4 y 1,1 kg/ ha/ año para PO4 respectivamente.

En general, los métodos IP reportaron mayores valores que los métodos ME; a su vez, el IP3 e IP4 fueron mayores a IP1 e IP2 y el ME214 y ME449 fueron mayores al ME30. Los métodos ME214 y ME449 siempre reportaron mayores valores de todas las fracciones de P que el ME30, debido a que los primeros emplean un volumen de escorrentía estimada, mientras que el ME30 cuantifica únicamente el número de eventos de lluvia en que se espera que se genere escorrentía (figura 3, tabla 5).

Para PO4, los métodos IP3 y ME449 tienen la misma ecuación; por ende, ofrecen el mismo resultado, al igual que los métodos IP4 y el ME214, que también tienen la misma ecuación. Para el resto de los casos, los indicadores mostraron mayor variabilidad que en las otras fracciones de P. Los métodos IP1 e IP2, en los que se utilizó el P WEP en suelo para estimar la carga exportada de PO4, mostraron valores similares entre los distintos usos del suelo con fertilización (AG, PR y SC), mientras que el CN presentó valores menores (figura 3, tabla 5).

Para PP, los métodos IP3 e IP4 tienen la misma ecuación; por ende, ofrecen el mismo resultado, al igual que los métodos IP1 e IP2, que también tienen la misma ecuación. Los cuatro métodos que integran la erosión estimada (IP3, IP4, IP1 e IP2) son los que presentan mayores valores; dentro de estos, los que integran datos de P en suelo obtenidos mediante análisis de suelo *in situ* son los que obtienen el valor de PP más elevado (IP3 e IP4), para el resto de los casos los indicadores mostraron la misma tendencia que las otras fracciones de P (figura 3, tabla 5). Cabe destacar la importante brecha entre incorporar o no la erosión estimada en los usos del suelo que presentan elevada erosión como es el caso de la AG.

En general, la carga anual de P estimada estuvo por debajo de los valores máximos admisibles recomendados internacionalmente de PT y PO4 (Perdomo et al., 2015). Sin embargo, AG mostró valores muy superiores a dichos estándares para PT para los métodos que integran la erosión (IP3, IP4, IP1 e IP2) y, como se puede observar, la fracción responsable de superar los umbrales ambientales en PT es el PP (figura 3). PR también mostró valores superiores a dichos estándares para PT para los métodos que integran la erosión y los datos de análisis de Ptotal en suelo (IP3 e IP4)

y, como se puede observar, la fracción responsable de superar los umbrales ambientales en PT es tanto el PP como el PO₄. Para el PO₄, el valor máximo admisible recomendado internacionalmente fue superado para los métodos que utilizan los datos de concentración de la simulación de escurrimiento *in situ* con un escurrimiento anual de 449 mm (IP3 y ME449) y 214 mm (IP4 y ME214). Asimismo, si se consideran los desvíos, también el método ME30 supera los umbrales recomendados en algunos casos. Con las PR se encontró el mismo resultado que para AG, aunque con valores menores. SC superó el umbral de exportación recomendado de PO₄ únicamente para los métodos que utilizan los datos de concentración obtenidos mediante simulación de escurrimiento *in situ* con un escurrimiento anual de 449 mm (IP3 y ME449). En cambio, CN estuvo muy por debajo de los límites establecidos por los estándares internacionales (figura 3).

Tabla 5

Carga anual por hectárea (kg/ ha/ año) para PT, PP y PO₄, según uso de suelo y método de estimación utilizado

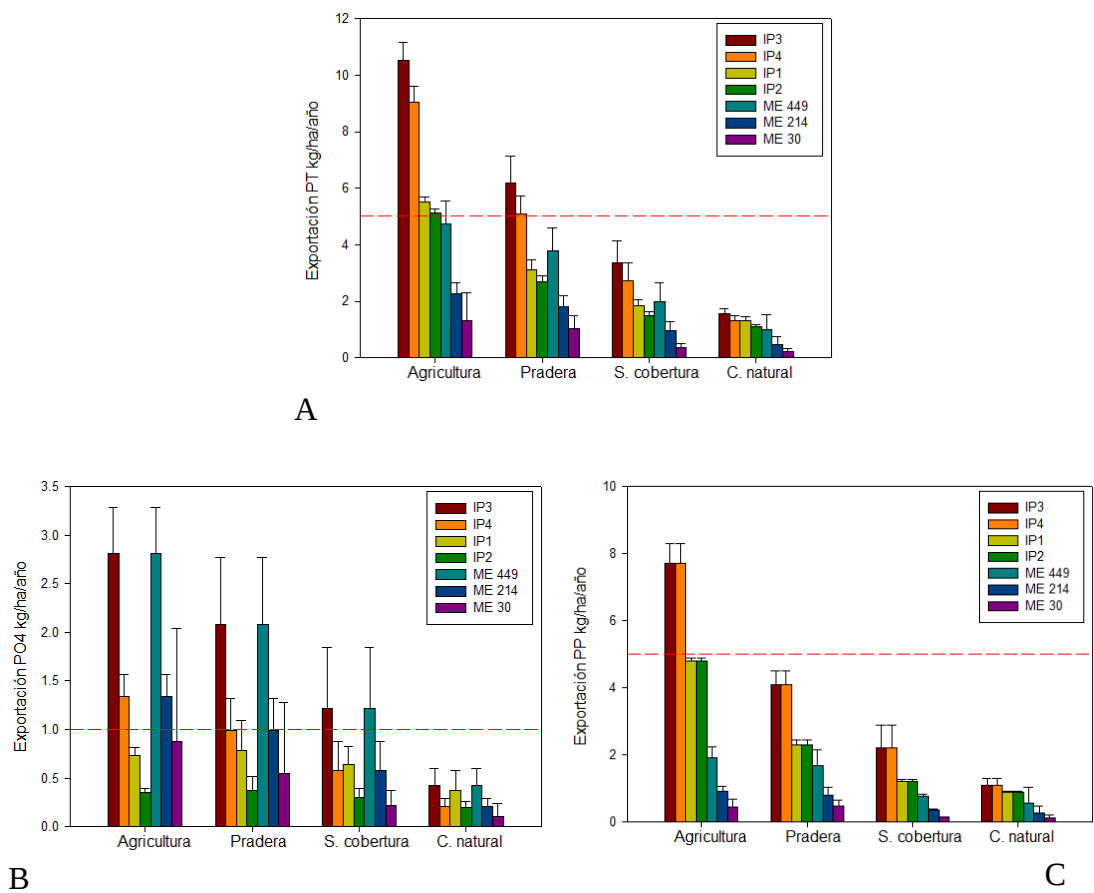
USO	Método	PT	PP	PO ₄
AG	IP 3	10,5 ± 0,6	7,7 ± 0,6	2,8 ± 0,5
	IP 4	9,0 ± 0,5	7,7 ± 0,6	1,3 ± 0,2
	IP 1	5,5 ± 0,2	4,8 ± 0,1	0,7 ± 0,1
	IP 2	5,1 ± 0,1	4,8 ± 0,1	0,3 ± 0,0
	ME 449	4,8 ± 0,8	1,9 ± 0,3	2,8 ± 0,5
	ME 214	2,3 ± 0,4	0,9 ± 0,0	1,3 ± 0,2
	ME 30	1,3 ± 0,6	0,4 ± 0,2	0,9 ± 0,4
PR	IP 3	6,2 ± 1,0	4,1 ± 0,4	2,1 ± 0,7
	IP 4	5,1 ± 0,6	4,1 ± 0,4	1,0 ± 0,3

SC	IP 1	3,1 ± 0,3	2,3 ± 0,2	0,8 ± 0,3
	IP 2	2,7 ± 0,2	2,3 ± 0,2	0,4 ± 0,2
	ME 449	3,8 ± 0,8	1,7 ± 0,5	2,1 ± 0,7
	ME 214	1,8 ± 0,4	0,8 ± 0,2	1,0 ± 0,3
	ME 30	1,0 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,1
	IP 3	3,4 ± 0,8	2,2 ± 0,7	1,2 ± 0,6
	IP 4	2,7 ± 0,6	2,2 ± 0,7	0,6 ± 0,3
	IP 1	1,8 ± 0,2	1,2 ± 0,1	0,6 ± 0,2
	IP 2	1,5 ± 0,2	1,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1
	ME 449	2,0 ± 0,7	0,8 ± 0,1	1,2 ± 0,6
	ME 214	0,9 ± 0,3	0,4 ± 0,0	0,6 ± 0,3
	ME 30	0,4 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,1
	IP 3	1,5 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,4 ± 0,2
	IP 4	1,3 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,2 ± 0,1
	IP 1	1,3 ± 0,1	0,9 ± 0,0	0,4 ± 0,2
CN	IP 2	1,1 ± 0,1	0,9 ± 0,0	0,2 ± 0,1
	ME 449	1,0 ± 0,5	0,6 ± 0,5	0,4 ± 0,2
	ME 214	0,5 ± 0,3	0,3 ± 0,2	0,2 ± 0,1
	ME 30	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1

En la figura 3 se muestran los gráficos con el valor medio y desvío estándar de la carga anual de: A- PT, B- PO₄ y C- PP, para los cuatro usos del suelo con los distintos métodos utilizados para la estimación.

Figura 3

Carga anual de P en kg/ ha/ año según uso de suelo y método de estimación (IP3, IP4, IP1, IP2, ME214, ME449, ME30). A) PT, donde se indica con línea roja valor de referencia de 5 kg/ ha/ año (Mallarino et al., 2002). B) PO4, donde se indica con línea roja valor de referencia de 1 kg ha año (Smith et al., 2015) y C) PP.



8.4. Discusión

Los distintos usos del suelo se desarrollan sobre suelos sin diferencias sustantivas en sus perfiles. En las diferentes fracciones de P del suelo analizadas, los cultivos (AG, PR y SC) tuvieron mayores valores de P y mayor estratificación vertical, típico de cultivos bajo siembra directa (Baker et al., 2017), en comparación con el CN. La AG y PR presentaron mayores valores de P en sus formas más solubles que SC y CN, y también mayor exportación de P en la simulación de escurrimiento, ya sea de concentración como de carga. En general, la exportación de nutrientes se relacionó con el uso del suelo, positivamente con los niveles de P en suelo y de forma negativa con la cobertura vegetal, entre otros factores. Los valores de carga anual de P fueron muy dependientes de la forma de estimación empleada, en especial de la incorporación o no de la erosión, del valor de esorrentía utilizado, así como del valor de concentración de P, tanto en el suelo en los casos en que se incorporó la erosión como en el agua cuando se emplearon valores obtenidos mediante la simulación de escurrimiento. Si bien las estimaciones presentaron diferencias importantes entre sí y representan magnitudes relevantes desde el punto de vista ambiental, en todos los casos se encontraron dentro del mismo orden de magnitud. En cualquiera de los métodos empleados para estimar la carga anual de P se registró el siguiente orden de exportación de P de los usos del suelo de menor a mayor magnitud: $CN < SC < PR < AG$.

8.4.1. Efecto de los usos del suelo sobre las características edáficas

El uso de suelo no tuvo un efecto significativo en las variables pH y CO a ninguna de las dos profundidades evaluadas (0-2,5 y 0-15 cm), tampoco en la DAP en ninguno de los dos momentos del año en que fue evaluado. Los valores de estas variables mostraron que los suelos en términos generales se encontraron en condiciones similares y que estas condiciones no se apartan de los valores de referencia descriptos para este tipo de suelos en la Carta de Reconocimiento de Suelos del

Uruguay, 1:1.000.000. Para el pH y CO esto puede deberse a la baja intensidad agrícola y corta historia agrícola (10-15 años) de las rotaciones praderas-agricultura o a que los tres sitios experimentales AG se encontraban en su primer año de agricultura luego de una pradera de cuatro años o más, y que los tres sitios experimentales de PR se encontraban en su segundo año o más de instaladas. Estos resultados son contrarios a lo reportado en diversos trabajos donde se ha constatado un descenso del pH y del CO y un aumento de la DAP asociado a la intensidad agrícola, posiblemente en sitios donde la historia agrícola es de más larga duración y la intensidad agrícola es mayor. Cantou y Terra (2012), en suelos similares al experimento de Laguna de Rocha, encontraron diferencias significativas entre intensidades de uso del suelo, donde los tratamientos que incluyeron rotación con cultivos agrícolas presentaron valores más bajos de pH y CO respecto al campo natural. También se observó que dichos efectos se presentaban en forma más marcada en los primeros 5 cm del perfil del suelo, aun en condiciones de siembra directa.

Asimismo, un trabajo en zonas aledañas a Paso Severino constató un aumento de la DAP y un menor contenido de CO en los cultivos respecto al campo natural o restablecido Rodríguez-Gallego et al. (2020). En ambos casos la historia agrícola era más prolongada e intensa que en este caso de estudio. De lo mencionado anteriormente se puede concluir que la condición de los suelos con mayor intensidad de uso (AG-PR) respecto a pH, CO y DAP es excepcionalmente buena en los predios analizados en la Laguna de Rocha.

8.4.2. P en el suelo, niveles críticos y estratificación

Coincidiendo con lo reportado por Bracco y Hernández (2018), en general todas las variables de P en suelo se correlacionaron positivamente entre sí, a la vez que los valores promedio de P extraídos a una misma profundidad para los distintos métodos siguieron la misma secuencia: P ácido cítrico > P Bray 1 > P WEP. Sin embargo, a diferencia de lo encontrado por estos autores en Paso Severino, en Laguna de Rocha se registraron correlaciones positivas significativas de los niveles de P dentro del

mismo método entre ambas profundidades (0-2,5 cm y 0-15 cm). La diferencia entre regiones puede deberse a que los niveles de estratificación del P en la laguna de Rocha son sensiblemente menores a los encontrados en Paso Severino y tienen un patrón más homogéneo entre las chacras.

Los valores de los distintos métodos de estimar fracciones de P en la laguna de Rocha (P total, P ác. cítrico, P Bray 1 y P WEP) no coinciden con las relaciones entre fracciones de P citadas por Bracco y Hernández (2018), tampoco con las relaciones citadas por Mallarino et al. (2002). Esto sugiere que las formas en las que se encuentra el P en suelo pueden ser sustantivamente diferentes entre regiones del país y por este motivo Sawyer y Mallarino (1999) recomiendan no hacer la conversión de resultados de las pruebas de un método a otro de estimación de P, sino interpretar los resultados de cada método. Un patrón interesante para observar en los distintos usos del suelo es que la relación entre el método P ác. cítrico y P Bray 1 varía, para PR y AG los usos más fertilizados y con fuentes solubles, la relación entre P ác. cítrico y Bray 1 es 2:1 a ambas profundidades (0-2,5 y 0-15 cm), al igual que lo registrado en Bracco y Hernández (2018) en la cuenca del río Santa Lucía. Para SC, que reciben menor fertilización que los usos anteriores y en su mayoría con fuentes menos solubles (fosforita), la relación entre P ác. cítrico y Bray 1 fue 4.8:1 a 0-2,5 cm y 3.9:1 a 0-15 cm, y para CN la relación fue 1.6:1 a 0-2,5 cm y 3:1 a 0-15 cm de profundidad. Estos datos sugieren que las relaciones entre las distintas fracciones de P están determinadas por la profundidad de muestreo, la historia de fertilización y la fuente de P utilizada.

El contenido medio de P Bray 1 y de P ácido cítrico observado en los primeros 15 cm de suelo estuvo por debajo del valor crítico para el cultivo de mayor requerimiento de la rotación AG-PR (valor crítico de Soja: P Bray 1= 25 ppm, según Morón, 2005) y por debajo del rango crítico en leguminosas utilizadas en PR y SC (valor crítico de Trébol blanco: P Bray 1= 10-14 ppm y P ácido cítrico = 15-22 ppm, según Cuadro et al., 2019). En SC es posible que los niveles de Bray 1 sean particularmente bajos debido a que el P proviene en buena medida de la aplicación de fosforita, la cual no es adecuadamente evaluada por el método Bray 1 (Hernández, 2008).

Los niveles de fósforo evaluados en suelo, P total 0-2.5 cm, P ác. cit. 0-2,5 y 0-15, P Bray1 0-2,5 y 0-15, mostraron diferencias significativas entre usos del suelo para todos los métodos, donde la AG, PR y SC presentaron mayores concentraciones de P que el CN. La AG y PR en algunas fracciones de P como es el P Bray 1 a 0-2,5 y 0-15 cm presentaron valores superiores a SC. Los niveles de P total de CN fueron similares a lo registrado por Hernández et al. (1995), el resto de los usos presentaron niveles superiores asociado a la incorporación de fertilizantes. El contenido de P total en suelo a 0-2,5 cm observado en AG, PR y SC, fue superior al valor estimado con base en lo reportado por Hernández et al. (1995) y a dicho valor ajustado con los niveles de P Bray1 según Mallarino et al. (2002). En PR, que fueron los sitios con mayor nivel de P total medido en suelo, la estimación realizada subestimó los valores de P total hasta en un 45 %. Esta subestimación del P total en suelo indica la necesidad de mejores herramientas en el contexto local para estimar este indicador e incluso sugiere la medición de esta variable al menos en usos con historia de fertilización.

Si bien el método P WEP no reportó diferencias significativas entre suelos, mostró una tendencia similar al de las otras estimaciones de P lábil. Este método utiliza como extractante agua destilada y, por lo tanto, extrae el P más débilmente retenido por el suelo. Al momento del estudio del suelo, todos los sitios estuvieron más de seis meses sin fertilización, lo que podría explicar los valores muy reducidos de este método, debido a que el P lábil reacciona con cationes como Al, Fe o Ca, o superficies de alta reactividad química, y forma productos de muy baja solubilidad.

Los sitios muestreados bajo cultivos (AG, PR, SC) mostraron una estratificación de P en los primeros 2,5 cm de suelo respecto a los primeros 15 cm mayor que la registrada en CN. Para cultivos el valor de P Bray 1 y P ácido cítrico observado en los primeros 2,5 cm de profundidad fue en promedio tres veces mayor que la concentración de P a una profundidad de 0 a 15 cm (Bray 1, FE = 3 y Ac Cit, FE = 2,9); en CN la estratificación fue de dos veces para Bray 1 (FE = 2,2) y no se presentó estratificación para ácido cítrico (FE = 1,1). Estos valores fueron menores al factor de estratificación promedio (FE = 3,8) observado en 32 sitios bajo

producción lechera dentro de la cuenca del río Santa Lucía por Perdomo et al. (2015), pero muestran la misma tendencia respecto a los usos del suelo.

Esto se explica por la aplicación del fertilizante fosfatado superficialmente y sin incorporar al suelo, típico de sistemas de siembra directa (Baker et al., 2017; García y Picone, 2004). Si bien las SC no emplean siembra directa, también aplican fertilizante en superficie sin incorporar al suelo; en consecuencia, se produce el mismo efecto de estratificación. La estratificación del P en el perfil de suelo genera ambientes edáficos altamente enriquecidos de P en superficie (0-2,5), aunque no lleguen a los niveles críticos de P para cultivos en los primeros 15 cm del suelo. Debido a que las pérdidas de P superficial en el agua de escurrimiento están asociadas a los niveles de P en los primeros centímetros de suelo (Castagna et al., 2022; Piñeiro y Perdomo, 2018; Rodríguez-Gallego et al., 2020), la estratificación del P en el perfil del suelo lleva a mayores pérdidas de P en el agua de escurrimiento y con alta proporción de formas solubles. A la vez, como los niveles de P en los primeros 15 cm del suelo no llegan a los niveles críticos de los cultivos, los productores continúan fertilizando. En diferentes partes del mundo la aplicación continuada de fertilizantes fosfatados en superficie ha derivado en un incremento de la estratificación de P en el suelo y ha generado un aumento de las pérdidas de PO₄ en el escurrimiento (Sharpley et al., 2015).

8.4.3. Efecto de los usos del suelo sobre la escorrentía y exportación de P y SS

Las variables que describen la dinámica del agua de escurrimiento mostraron diferencias asociadas a la estación del año, tanto del volumen escurrido (ml) como del tiempo de inicio del escurrimiento (s), siendo principio de otoño-marzo la estación que tardó más en comenzar el escurrimiento y escurrió menor volumen de agua.

Asimismo, estas variables presentaron diferencias significativas con interacción entre el factor estación del año y uso del suelo, indicando que el efecto de cada factor está también determinado por el efecto del otro factor. En general, la AG en otoño fue

el uso en que se generó menor volumen de escurrimiento y que demoró más tiempo en comenzar, mientras que los otros usos fueron similares. Si bien el contenido de agua en suelo no mostró diferencias significativas asociadas al uso o estación, sí presentó interacción entre ambos factores. Cabe destacar que la fecha de la simulación de otoño fue entre el 11 y el 19 de marzo de 2021, cuando los campos aún no estaban cargados de agua. Esto podría explicar, en parte, el menor escurrimiento de agua en otoño en AG, aunque no se vio efecto para los otros usos. Es importante resaltar que, en algunos casos, en otoño fue necesario realizar una precipitación experimental de mayor volumen (y duración) para generar escurrimiento; en estos casos, la precipitación experimental se realizó por el doble o triple del tiempo y, por tanto, se duplicó o triplicó el volumen precipitado. Por este motivo, el volumen de agua precipitado tuvo un efecto significativo de la estación del año, aunque también fue significativo para el uso del suelo y la interacción entre ambos factores. La interacción entre los factores estación y uso del suelo indicó que el escurrimiento es determinado no solo por la humedad del suelo al momento de realizar la simulación de lluvia, sino que la estructura de la vegetación, tipo productivo y volumen de vegetación aérea y subterránea posiblemente también afectan el escurrimiento, pese a que se estandariza la altura de la cobertura aérea cortando a 5 cm de altura en las parcelas experimentales. Estas son todas variables muy dinámicas y con importante influencia del manejo que realiza el productor, destacándose especialmente la AG con cambios muy sustantivos asociados al cultivo y al momento del ciclo donde se encuentra.

La concentración y carga anualizada de PO_4 y PT en agua de escurrimiento mostraron efecto significativo del uso del suelo, siendo para concentración AG y PR significativamente mayores a CN y para carga AG significativamente mayor a SC y CN. Además, cuando se hizo un análisis estacional, existió interacción entre los usos del suelo con la estación del año, lo que indicó que ambos factores influyen. Cuando analizamos los dos momentos del año de las simulaciones de escurrimiento, se observó una tendencia a que las coberturas perennes (PR, SC y CN) presenten valores de concentración y carga de PT y PO_4 mayores en otoño que en primavera. Esta diferencia entre estaciones únicamente fue significativa en PR para

concentración y carga de PT y concentración de PO₄. Para el caso de AG, la tendencia fue opuesta, con valores de concentración y carga de PT y PO₄ menores en otoño que en primavera, en todos los casos con diferencias significativas. Castagna et al. (2022), con el mismo sistema de simulación de escurrimiento en pasturas, registró valores superiores en verano que en invierno los que podrían equivaler a los valores de principios de otoño y principios de primavera en Laguna de Rocha. La diferencia en concentración y carga de PT y PO₄ entre los dos momentos del año donde se destacan la AG y PR con datos contrastantes abre varias interrogantes. En las PR, es posible que las altas concentraciones y cargas de principios de otoño-marzo se deban a la acumulación de P mediante mineralización en verano, concentración que puede acentuarse debido a que las PR están dominadas por gramíneas perennes invernales que presentan un escaso metabolismo estival. En AG puede haber un efecto de la cobertura vegetal que está compuesta por un monocultivo anual estival, el cual, durante el período de verano y principios de otoño, presenta una fuerte demanda de nutrientes y agua. Asimismo, podría haber ocurrido cierto nivel de dilución del agua de escurrimiento, debido a que el volumen precipitado para obtener escurrimiento en otoño-marzo fue mayor que en los otros usos del suelo. En AG, la gran diferencia tanto de carga como de concentración de PO₄ y PT entre las dos fechas de simulaciones genera dudas de si la media podría ser representativa de un valor anual de escurrimiento de P o si se requieren más mediciones a lo largo del año para tener una estimación más representativa de todo el año. Es importante señalar que para todos los cultivos el momento de mayor escurrimiento de P es en los primeros escurrimientos de agua, cuando se realiza la fertilización fosfatada (Piñeiro y Perdomo, 2018), momento que fue expresamente excluido del estudio.

La cobertura vegetal del suelo en las parcelas donde se realizó la simulación de escurrimiento fue significativamente menor en AG, seguida de PR y de SC y CN. Para estos tres últimos usos del suelo, no se detectaron diferencias significativas en la cobertura vegetal. Es importante resaltar que la cobertura vegetal fue cortada al momento de la simulación de escurrimiento a 5 cm de altura, por lo que esta cobertura representa a la biomasa vegetal que se ubica más a ras del suelo. En

general, las correlaciones encontradas mostraron que a mayor cobertura fue menor la concentración de PT. Castagna et al. (2022) registró las mismas correlaciones en praderas y cultivos anuales forrajeros al igual que Hart y Cornish (2012), que recomiendan una cobertura de suelo mayor al 90 % como el primer paso para reducir las pérdidas de P. La cobertura vegetal del suelo mostró una relación negativa y significativa con los SS en agua, las mayores concentraciones y cargas de SS se registraron en AG (cultivos anuales), siendo significativas estas diferencias para el caso de concentración. La erosión estimada mediante la aplicación del modelo USLE, a través de software Erosión 6.0, mostró la misma tendencia a la observada durante la simulación de escorrentía, aunque la diferencia entre coberturas anuales (AG) y coberturas perennes (PR, SC, CN) fue mucho mayor en la estimación mediante modelación que en la medición de SS. Es posible que la escala de la simulación de escurrimiento subestime los valores de erosión en general y, por ende, de SS y PP, ya que comparaciones entre modelación de la erosión con mediciones en experimentos con parcelas de mayor tamaño y lluvia natural encuentran valores similares de SS y erosión.

Para la estimación de erosión hídrica, Gabriella et al. (2015), utilizando parcelas de 22,1 m de largo por 3,5 m de ancho y lluvia natural, registró datos similares de SS en los experimentos a lo estimado mediante modelación. Cabe destacar que algunos de los suelos y pendientes donde se hicieron los ensayos son similares a los sitios experimentales de la presente tesis y que uno de los métodos de estimación fue el modelo USLE. Con el mismo objetivo, Carfagno et al. (2018), utilizando parcelas de 15 m de largo y 4 m de ancho y lluvia natural, registraron datos similares en los experimentos a lo modelado.

8.4.4. Relación entre el nivel de P en suelo y en la escorrentía simulada

En general, los diferentes indicadores del contenido de P en suelo se correlacionaron significativamente con la concentración de las diferentes formas de P en el agua de escorrentía simulada. El P Bray 1, tanto en los primeros 2,5 cm como en los 15 cm

de profundidad, fue el indicador de suelo que mostró mejor correlación con concentración y carga de PO_4 y PT en agua de escurrimiento. En este sentido, Castagna et al. (2022) reportó que valores más altos de concentración de P disponible (Bray 1) en los primeros 2,5 cm de profundidad de suelo estuvieron asociados con mayores concentraciones de P disuelto en el agua de escurrimiento. Sharpley et al. (1996) encontraron la misma tendencia para pasturas de festuca en cuencas de Arkansas, Oklahoma y Nueva Zelanda. Asimismo, Cornish et al. (2002) también reportaron una relación similar utilizando simulaciones de escurrimiento en pasturas asociadas a la producción lechera en Australia.

De Luca (2020), en sitios con altos niveles de P en superficie (Bray 1 0-2,5 cm: 85 ppm) fertilizados con altas dosis de P soluble (87 kg/ P/ ha), encontró que el método WEP en suelo de superficie fue el mejor predictor de la concentración de PO_4 en agua de escurrimiento en parcelas de 1 m² y con lluvia natural, y obtuvo mayor precisión que para el Bray 1 en superficie. Sin embargo, en Laguna de Rocha, el método P WEP medido a 0-2,5 no presentó correlación significativa con el P en agua de escurrimiento en ninguna de sus formas; tampoco mostró diferencias significativas entre usos del suelo. Es posible que esto se deba a que P WEP es el método que extrae la forma más lábil de P de los métodos evaluados y en la laguna de Rocha se presentaron niveles de P muy inferiores a los experimentos de De Luca. Estas diferentes experiencias nos sugieren que el mejor predictor del P en agua de escurrimiento puede ser diferente según los niveles de P que presente el suelo en las distintas fracciones.

8.4.5. Modelos predictivos de exportación de fósforo

Los modelos predictivos para las cuatro variables explicativas en el agua de escurrimiento (carga de PT, carga de PO_4 , concentración de PT y concentración de PO_4) fueron capaces de predecir entre un 73 % y un 86 % únicamente con la variable predictiva uso del suelo. Estos elevados valores de predicción de las funciones únicamente con el uso del suelo podrían deberse a una alta correlación de las

variables que determinan la exportación de PT y PO₄ por escurrimiento superficial con los usos del suelo y a un rango de estos datos muy acotado. Al agregar otras variables predictivas a los modelos con uso del suelo, en la mayoría de los casos no se mejoró la predicción para las cuatro variables de interés en el agua de escurrimiento o se mejoró menos del 2 % la precisión del modelo, sin ser significativo el agregado de la segunda variable. Esto muestra claramente el efecto que tiene el uso del suelo en la exportación de P, aspecto que ha sido señalado por otros autores (Castagna et al., 2022; Perdomo, 2013; Perdomo et al., 2015). Sería interesante analizar, dentro de un mismo uso, más sitios que contemplen mayor heterogeneidad en los indicadores definidos, para lo cual el diseño de muestreo debería ser específico para tal fin.

8.4.6. Estimación de la carga anual de P

Se exploraron diferentes métodos que incorporan, de una forma u otra, algunas de las mediciones obtenidas con el minisimulador de escurrimiento y compara los resultados con el método del IP, que es utilizado en el ámbito internacional (Mallarino et al., 2002; Sharpley et al., 2013) y en Uruguay (Perdomo et al., 2015). El IP, tal como lo sugiere Perdomo et al. (2015), puede incorporar en su fórmula valores estimados o medidos experimentalmente. En este trabajo se calculó de cuatro formas:

- 1) utilizando estimaciones sugeridas por Perdomo et al. (2015), obtenidas de bibliografía, ajustadas por P Bray 1 medida experimentalmente *in situ* para estimar el P total del suelo, erosión estimada por el software Erosión 6.0 y análisis de P WEP en suelo para estimar la concentración del PO₄ del escurrimiento, y 449 mm de escurrimiento (IP1);
- 2) ídem IP1 cambiando el volumen de escurrimiento a 214 mm (IP2);
- 3) empleando información medida experimentalmente *in situ*, utilizando niveles de P total en suelo y concentración promedio de PO₄ obtenida en

las simulaciones de escurrimiento, erosión estimada por el software Erosión 6.0 y 449 mm de escurrimiento (IP3);

4) ídem IP3 cambiando el volumen de escurrimiento a 214 mm (IP4).

Por último, se utilizó otra aproximación muy simple sugerida por Castagna et al. (2022) en la que se multiplica la concentración promedio de PO₄ y PT obtenida en las simulaciones de escurrimiento por 1) un valor de escurrimiento estimado (ME 449 y ME 214) y 2) la forma más sencilla, que se multiplica por el número de eventos de lluvia en el año que generan escorrentía (ME 30).

Las aproximaciones basadas en el IP (IP1, IP2, IP3 e IP4) arrojaron valores de PT más elevados que los métodos que utilizaron únicamente los valores de P en agua recabados del simulador de escorrentía sin utilizar erosión (ME 214, ME 449 y ME 30). En general, todos los métodos y para todas las fracciones de P (PT, PP y PO₄) se obtuvo el mismo patrón de exportación, donde los valores fueron más altos en AG, seguidos de PR, luego de SC y mínimos en CN.

Los cuatro métodos de estimación de la carga anual de P basados en el IP (IP1, IP2, IP3 e IP4) incorporan la erosión mediante el software Erosión 6.0, la cual es muy elevada para Laguna de Rocha en general y para AG en comparación con los otros usos en particular. En consecuencia, los valores de exportación de P resultantes fueron elevados para el PP, en comparación con los otros tres métodos, que se basan únicamente en la escorrentía simulada *in situ* y un valor de escorrentía anual estimado. Si consideramos la exportación anual de PP según lo estimado en el IP, la erosión estimada es el principal determinante respecto a la exportación anual de PP, y de PT en sitios con elevada erosión como es la AG. Podemos afirmar, con base en los resultados obtenidos en la estimación de erosión y de exportación mediante el IP, que el efecto del aumento de la cobertura en la reducción de la exportación de P sería mayor que el que se observa en las simulaciones de escurrimiento. En consecuencia, es posible que la simulación de escurrimiento *per se* esté subestimando los valores de exportación de PP; esta subestimación sería mayor cuanto más riesgo de erosión tenga el uso del suelo. Esto indicaría que los métodos basados en el IP que incorporan la erosión utilizando los valores de P medidos en la simulación de escorrentía serían más apropiados que los que se

basan únicamente en los valores del simulador de escurrimiento y no utilizan ninguna estimación de erosión.

Asimismo, el IP3 e IP4 obtuvieron mayores valores de carga anual de PP, PO4 y, por ende, de PT que el método IP1 e IP2. La diferencia entre ambos métodos fue que para IP3 e IP4 se calculó el PP con valores de P total en suelo medidos *in situ* y PO4 con valores *in situ* de concentración en el agua de la simulación de escurrimiento, mientras que el IP1 e IP2 utilizaron los valores de suelo de bibliografía ajustados con mediciones *in situ* de P Bray 1 siguiendo a Mallarino et al. (2002) y, para el caso del PO4, se calculó mediante los valores de P WEP *in situ* en suelo. Tal como se discutió anteriormente, el PT medido en suelo fue hasta un 45 % mayor al descrito en la bibliografía (Hernández et al., 1995) y al estimado por el IP descrito por Perdomo et al. (2015), e indicó la necesidad de contar con mediciones *in situ* para tener estimaciones más ajustadas a cada sitio y manejo productivo. El IP1 e IP2 obtuvieron menores valores de exportación de PO4 en AG que en todos los otros métodos. A su vez, obtuvieron menores valores de exportación de PO4 en PR y SC en comparación con los otros métodos en que se usaron los mismos niveles de escurrimiento (IP1 < a ME 449 e IP2 < a ME 214). En el IP1 e IP2 se calculó el PO4 con valores de P WEP *in situ* en suelo y el resto de los métodos utilizaron PO4 con valores *in situ* de concentración en el agua de la simulación de escurrimiento. De Luca (2020), en parcelas bajo lluvia natural, también registró valores superiores a las estimaciones de exportación de PO4 mediante P WEP. Esto resalta nuevamente la necesidad de contar con mediciones de exportación en lugar de emplear estimaciones con base en variables del suelo, tal como se estima la exportación de PO4 en agua de escurrimiento a partir de un valor de P WEP en suelo.

8.4.7. Comparación con otras estimaciones nacionales

Los valores nacionales de exportación anual de PT y PO4, obtenidos mediante el mismo minisimulador de escurrimiento y en parcelas de simulación de escurrimiento

con lluvia natural, en cultivos perennes, fueron similares a los estimados en el presente trabajo (tabla 6).

Si consideramos los valores estimados por el método ME 214, vemos que se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados por Castagna et al. (2022), empleando el mismo método con una precipitación estimada de 268 mm, tanto para PT como para PO4 (tabla 6). En el mismo orden de magnitud, Rodríguez-Gallego et al. (2020), para praderas artificiales y cultivos anuales (avena y sorgo), donde no se contaba con información precisa sobre los antecedentes de fertilización, empleando el mismo método con una precipitación estimada 301 mm de escurrimiento anual, también encontró valores similares para PT y para PO4 (tabla 6). Si consideramos los valores estimados por el método ME 214, vemos que también se encuentran en el mismo orden de magnitud que los reportados en parcelas con escurrimiento bajo lluvia natural cuando no hay fertilizaciones próximas a los ensayos: este es el caso de las cargas anuales obtenidas por Barreto et al. (2014) para PO4 para agricultura, en rotación con praderas bajo siembra directa y para campo natural o por Piñeiro y Perdomo (2018) en praderas para PT (tabla 6). Todas las parcelas experimentales de los trabajos mencionados eran de tamaños reducidos respecto a parcelas comúnmente utilizadas para estimar erosión, tanto en la esorrentía simulada como en la esorrentía asociada a lluvia natural. Esta característica que engloba la generalidad de experimentos de exportación de nutrientes a escala de sitio (uso del suelo) puede que estén subestimando la carga en fracciones particuladas y por lo tanto el total de nutrientes.

Para el caso de los trabajos con simulación de escurrimiento en parcelas con lluvia artificial como el de la presente tesis, se plantea el desafío de cómo estimar la carga anual a partir de la concentración de nutrientes o de las cargas instantáneas de las simulaciones. En el caso de las estimaciones a partir de concentración, es determinante el volumen de escurrimiento utilizado; para la carga instantánea, es determinante el número de eventos que generan escurrimiento. Estas interrogantes plantean un desafío en la comprensión hidrológica de los sistemas y se requerirían evaluaciones que comparen diferentes métodos de manera simultánea y que cuenten con mediciones reales del volumen de esorrentía.

Rodríguez-Gallego et al. (2017), para estimar la exportación de P de los distintos usos del suelo en lagunas costeras del Uruguay —dentro de ellas, Laguna de Rocha—, se basó en una revisión internacional realizada por Perdomo (2023, comunicación personal). Dicha revisión recopiló estimaciones obtenidas con parcelas de escorrentía con lluvia natural (Drewry et al., 2006; Martson et al., 1995; Potter et al., 2006; Reckhow et al., 1980; U.S.EPA, 2002, como se citaron en Rodríguez-Gallego et al., 2017). Para cada uso del suelo Perdomo planteó rangos amplios de PT en kg/ ha/ año y, dentro de este rango, un valor más probable según los suelos y manejos en Uruguay (tabla 6). Estos valores son, en líneas generales, los que emplea el Ministerio de Ambiente (2020) como referencia, aunque, específicamente para cultivos de verano, utiliza 4.11 kg/ ha /año. En términos generales, dichos rangos de exportación anual coinciden con los obtenidos mediante los distintos métodos en el presente trabajo en la laguna de Rocha, aunque los resultados obtenidos en Laguna de Rocha se asocian a los valores superiores del rango y en agricultura superan el límite superior. Si observamos los valores generados en el ámbito nacional por distintos autores (Barreto et al., 2014, 2018; Castagna et al., 2022; Lascano et al., 2017; Piñeiro y Perdomo, 2018; Rodríguez-Gallego et al., 2020), observamos coincidencia con el presente trabajo en los valores de PT y PO₄ para los cultivos perennes y en PO₄ para la AG: esto hace cuestionar la validez de extrapolar los datos obtenidos en parcelas pequeñas a cargas anuales por unidad de superficie sin incluir de alguna manera la estimación de la erosión.

Tabla 6

Exportación anual de PT y PO4 en kg/ ha generados en los ámbitos local y nacional y en la revisión de Perdomo (2013)

Datos	Locales		Nacionales		Internacionales
Autores	Medina (2024)		1, 2, 3, 4, 5, 6		Perdomo (2013)
Uso	kg PT/ ha	Kg PO4/ ha	kg PT/ ha	kg PO4/ ha	Kg PT/ ha
AG	1,3- 9,0 #-10,5	0,9- 1,3 #-2,8	¹ 1,65-1,7 ⁴ 1,50	¹ 1,13-1,2 ³ 1,27	0,18- 1,69 *-6,56
PR	1,0-5,1#-6,2	0,5-1,0#-2,1	² 2,6-3,9 ⁴ 1,3 ⁵ 1,53 ⁶ 1,2	² 0,9-1 ⁴ 1 ⁵ 0,83	0,14- 1,16 *-3,68
SC	0,4-2,7#-3,4	0,2-0,6#-1,2	-	-	0,08- 0,7 *-2,15
CN	0,2-1,3#-1,5	0,1-0,2#-0,4	^{4y6} 1,0	³ 0,5 ⁴ 0,75	0,03- 0,24 *-0,62

1-Rodríguez-Gallego et al. (2020), 301 mm-29 eventos; 2-Castagna et al. (2022), 268 mm; 3-Barreto et al. (2014), lluvia natural; 4-Barreto et al. (2018), lluvia natural; 5-Piñeiro y Perdomo (2018), lluvia natural; 6-Lascano et al. (2017), lluvia natural; *valor más probable, Perdomo (2013). # valor más probable = IP4, Medina (2024).

Los métodos de estimación de exportación de P que mejor ajusten seguramente sean distintos según el paisaje donde se empleen, el uso y las prácticas, dependiendo de cuáles sean los principales determinantes de la exportación de P. El método IP tiene la ventaja de considerar la erosión, la cual puede ser muy significativa, a la vez que permite integrar el valor de algunas variables clave de evaluación *in situ*, tanto de concentración de P total en suelo como de PO4 en agua de escurrimiento y volumen de agua escurrido. El simulador tiene un rol complementario al IP, permite obtener mediciones de PO4 en el agua de escorrentías simulada en el potrero y arroja muchos datos a relativamente bajo costo, lo que posibilita generar los datos *in situ* para utilizar en el IP. Si bien con el simulador se

obtiene también un dato de carga instantánea de P exportada, esta representa una estimación de exportación instantánea, debido a que es una simulación de muy corta duración en una parcela muy pequeña. Asimismo, las condiciones en que se realiza la simulación no reflejan la topografía y cobertura del suelo real, entre otras limitantes. Por esto, la combinación del IP con las mediciones de P en agua de escorrentía simulada puede ser una alternativa para obtener valores más realistas a costos más accesibles.

En sitios con altos niveles de P lábil, parece fundamental utilizar métodos que incorporen el P del agua de escurrimiento *in situ*, que capturen adecuadamente el transporte del P lábil en la escorrentía. Por otro lado, en sitios y usos que presentan altos riesgos de erosión, parece fundamental utilizar métodos que incorporen la erosión y el P total del suelo en la capa superficial. En particular para AG, que es el uso que arrojó mayores valores de exportación de P y que presenta importantes cambios en su cobertura a lo largo del año, parece necesario tomar mediciones con simulador con mayor frecuencia que lo realizado en este trabajo.

Según el modelo empleado se podría estar subestimando o sobreestimando las exportaciones de P. En este marco, parece relevante seguir investigando para validar el método que mejor represente la exportación de nutrientes y, a la vez, sea práctico de utilizar a escala nacional.

Con base en la información disponible, posiblemente los métodos IP3 e IP4, que incorporan la erosión estimada, el P total en suelo y el PO₄ de la simulación de escurrimiento, sean las estimaciones más precisas. Entendiendo que, dentro de la cuenca de referencia, los suelos agrícolas son los más profundos, se podría inferir que son los que menos agua escurren; en consecuencia, el IP3 que utiliza el coeficiente de escurrimiento para la totalidad de la cuenca (Genta et al., 2001: 449 mm), podría considerarse como el valor máximo posible y los valores más probables se aproximen, tal vez, al IP4, que utiliza valores de escurrimiento menores (IPA: 214 mm).

Reid et al. (2019) y Haygarth y Jarvis (1999) clasifican las pérdidas iniciales asociadas a la aplicación de P desde fuentes químicas u orgánicas como *pérdidas incidentales*, las cuales son mayores cuando más altas son las dosis y cuando estas

se aplican en superficie y con fuentes de P fácilmente disponibles, pero disminuyen rápidamente a medida que el P interactúa con el suelo. De Luca (2020), en suelos con 85 ppm Bray1 a 0-2,5 cm, asociado a 87 kg P/ ha /año de fertilizantes solubles en superficie, reportó que la mayoría de las pérdidas de PT y PO_4 se dieron en los primeros seis meses posteriores a la fertilización. Dichas pérdidas incrementaron la exportación de PO_4 a una tasa de 5 % de la dosis de P agregado, es decir que el sitio que recibe una fertilización de 100 kg de PO_4 perdió 5 kg P/ ha /año más que el sitio testigo sin fertilización. Piñeiro y Perdomo (2018), en suelos con 34 ppm Bray 1 a 0-2,5 cm, asociado a fertilizaciones variables de 22 a 87 kg P/ ha /año, reportó pérdidas incidentales del 2 % del fertilizante soluble aplicado en superficie, tasa similar a la reportada en Paysandú por Barreto et al. (2018). Sharpley et al. (2015) describió pérdidas incidentales asociadas a la aplicación de fertilizantes o abonos dentro del rango reportado por las anteriores autoras (2 % a 5 %). En este estudio, entre la fertilización y la simulación de escurrimiento o muestreo de suelos, transcurrieron más de cinco meses sin fertilizar, por lo que se esperaría que las mediciones realizadas no estén afectadas por pérdidas incidentales y más bien reflejen las pérdidas basales.

8.4.8. Umbrales ambientales de exportación de P

La AG presentó valores de exportación de PT por encima del valor de referencia ambiental de 5 kg/ ha /año para los métodos que incorporan la erosión estimada mediante el software Erosión 6.0. La PR presentó valores de exportación de PT por encima del valor de referencia ambiental únicamente para los métodos que incorporan la erosión estimada mediante el software Erosión 6.0 y que utilizan los datos de P Total de análisis de suelo. Este es un umbral que se definió en los estados de Iowa y Wisconsin en EE. UU. (Good et al., 2010, como se cita en Perdomo et al., 2015; Mallarino et al., 2002), por encima del cual se generarían impactos altos en la calidad del agua. Por otra parte, si consideramos los desvíos de los datos, en todos los métodos utilizados para estimar la exportación anual para PO_4 que incorporan

concentración o carga de la simulación de escurrimiento en AG y PR, las cargas anuales de PO₄ estimadas estarían por encima del valor de referencia de 1 kg/ ha /año. En SC, este umbral solamente fue superado cuando utilizamos la concentración de PO₄ de la simulación y un escurrimiento de 449 mm (IP3 y ME449). Este valor se considera el umbral aceptable sugerido por Smith et al. (2015, como se cita en Perdomo et al., 2015). Según Rodríguez-Gallego et al. (2020), la relación entre PT y PO₄ tiene importantes consecuencias en los ecosistemas acuáticos, ya que el PO₄ es la forma directamente asimilable por el fitoplancton (microalgas, entre ellas, las cianobacterias) y plantas acuáticas. Por ello, los mecanismos a implementar para la retención o inmovilización del P deben considerar la forma disuelta.

8.5. Conclusiones

La AG, PR y SC registran mayores concentraciones de P en suelo que el CN. La AG y PR en algunas fracciones de P como es el P Bray1 a 0-2,5 y 0-15 cm presentaron valores superiores a SC. A la vez, AG, PR y SC registran una estratificación de fósforo en los primeros 2,5 cm de suelo respecto a los primeros 15 cm mayor que la registrada en campo natural. El principal determinante del escurrimiento superficial simulado de PT y PO₄ fue el uso del suelo. El uso del suelo tuvo la capacidad de predecir en el agua de escurrimiento simulada para PT y PO₄ más del 80 % de la concentración y más del 70 % de la carga. A la vez la concentración de PO₄ y PT en agua de escurrimiento presentó una relación positiva y significativa con fracciones de P Bray1, P ác. cit. y P Total en suelo, siendo P Bray1 a ambas profundidades la única variable de suelo que presentó correlación positiva tanto con carga como con concentración de PO₄ y PT en agua de escurrimiento.

Por el contrario, la correlación fue significativamente negativa entre las concentraciones de PT en agua de escurrimiento y el porcentaje de cobertura del suelo. Los valores estimados en el ámbito nacional de exportación anual de PT y PO₄,

obtenidos mediante el mismo simulador de escurrimiento y en parcelas con lluvia natural, en cultivos perennes, fueron similares a los estimados en el presente trabajo.

La simulación de escurrimiento empleando un simulador mostró ser un método rápido y sencillo para obtener mediciones *in situ* de concentración y carga de PT y PO₄ en agua de escorrentía superficial; sin embargo, se presentó el desafío de cómo, a partir de estos, se estima la exportación anual de PT y PO₄, debido a que el volumen de escurrimiento o número de eventos de escurrimiento determina de forma significativa los resultados. En situaciones donde la erosión hídrica contribuye de forma mayoritaria a la exportación anual de PT, movilizand PP, la escala del simulador de escurrimiento subestima los valores de PP, y, por ende, el fósforo total.

8.6. Referencias

- Altamirano, A., Da Silva, H., Durán, A., Echevarría, A., Panario, D. y Puentes, R. (1976). *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay- Escala 1:1.000.000*. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- American Public Health Association-APHA. (1985). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA.
- Baker, D. B., Johnson, L. T., Confesor, R. B. y Crumrine, J. P. (2017). Vertical Stratification of Soil Phosphorus as a Concern for Dissolved Phosphorus Runoff in the Lake Erie Basin. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1287-1295. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0337>
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegain Pérez M. y Perdomo C. (2014, 6-8 de agosto). *Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay* [contribución]. Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS, Colonia del Sacramento.
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegain Pérez, M. Ernst, O., y Perdomo, C. (2018). *Quantifying P loss in surface runoff from different crop-pasture rotations in Uruguay* [contribución]. 21 World Congress of Soil Science, Río de Janeiro.
- Blake, G. R. y Hartge, K. H. (1986). Bulk Density. En: A. Klute (Ed.). *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and Mineralogical Methods* (pp. 363-375). American Society of Agronomy and Academic Press.
- Bracco, G. y Hernández, S. (2018). *Relaciones entre diferentes métodos de estimación de fósforo lábil en suelos de la cuenca del río Santa Lucía y su implicancia en las recomendaciones de fertilización* [Tesis de grado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/20700>
- Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., De León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2024). Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the

Cantou, G. y Terra, J. (2012). Evolución de las propiedades químicas del suelo en sistemas de agricultura forrajera 2006-2012. En *Jornada anual Unidad Experimental palo a Pique 2012. Treinta y Tres: INIA* (pp. 63-70). INIA.

Carfagno, P., Eiza, M., Sainz, D., Behrends Kraemer, F. y Chagas, C. (2018). Diseño de parcelas móviles de escurrimiento para estimación de pérdida de suelo por erosión hídrica. *Ciencia del Suelo*, 36(2), 14-20.
<https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/97551>

Castagna, A., Rodríguez-Gallego, L., Lescano, C. y Blumetto, O. (2022). Evaluación mediante simulación de lluvias de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas. *Agronomía y Ambiente*, 42(1), 60-75.
<http://agronomiayambiente.agro.uba.ar/index.php/AyA/article/view/164>

Cornish, P. S., Hallissey, R. y Hollinger, E. (2002). Is a rainfall simulator useful for estimating phosphorus runoff from pastures a question of scale dependency? *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 42(7), 953-959.
[DOI:10.1071/EA01143](https://doi.org/10.1071/EA01143)

Cuadro, R., Quincke, A., Giorrello, D., y Bermúdez, R. (2019). Estimación de umbrales críticos de P extractable en suelo para trébol blanco y *Lotus corniculatus*. En A. Quincke y R. Cuadro (Eds. LZZ) *Fertilización de pasturas de leguminosas: resultados para el manejo del fósforo y el azufre* (pp. 15-24). INIA.

De Luca, F. (2020). *Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: cuantificación y distribución en el tiempo* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri.
<https://hdl.handle.net/20.500.12008/32478>

Decreto n.º 253/79. (1979, 9 de mayo). Aprobación de normativa para prevenir la contaminación ambiental a través del control de las aguas. IMPO.
<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>

Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (Dinacea), Obras Sanitarias del Estado (OSE), Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (Dinara),

- Intendencia Departamental de Rocha (IDR) y Universidad de la República, Centro Universitario Regional Este (Udelar-CURE). (2021). *Evaluación Ambiental de las Lagunas Costeras (José Ignacio, Garzón, Rocha y) y de sus principales tributarios (2017-2020)*. Informe Técnico. MMA-Dinacea. <https://www.ambiente.gub.uy/ documentos/DCA-Informe-lagunas-FINAL-2017-2020.pdf>
- Dougherty, W., Fleming, N. K., Cox, J. W. y Chittleborough, D. J. (2004, 5-9 de diciembre). *Rainfall simulation underestimates runoff phosphorus concentrations from dairy pastures. Proceedings of SuperSoil 2004* [Paper]. Australian New Zealand Soils Conference (3rd). Sydney.
- Durán, A., Califra, A., Molfino, J. H. y Lynn, W. (2006). *Keys to Soil Taxonomy for Uruguay*. United States Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service.
- García, F. y Picone, L. (2004). Fósforo: Dinámica y Manejo en Sistemas de Siembra Directa. *Biblioteca Digital del Centro de Documentación de Recursos Naturales de Chile (CIREN)*. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/items/e3ba823f-0758-470a-bf01-1f9b57e70ae9>
- García Préchac, F., Terra, J., Sawchik, J. y Pérez Bidegain, M. (2017). Mejora de las estimaciones con USLE/RUSLE empleando resultados de parcelas de escurrimiento para considerar el efecto del agua del suelo. *Agrociencia Uruguay*, 21(2), 100-104. <file:///home/usuario/Descargas/Agua%20en%20el%20suelo.pdf>
- Genta, J., Failache, N., Alonso, J., Bellón, D., Chao, R., Sordo, A., y Fernández, C. (2001). *Balances hídricos superficiales en cuencas del Uruguay*. Facultad de Ingeniería, Universidad de la República/Dirección Nacional de Hidrografía, Ministerio de Transporte y Obras Públicas y PHI-UNESCO.
- Gordon, L. J., Peterson, G. D. y Bennett, E. M. (2008). Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology y Evolution*, 23(4), 211-219. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.011>
- Goyenola, G. (2016). *Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera: Una evaluación bajo condiciones*

- climáticas/hidrológicas contrastantes* [Tesis doctoral, Universidad de la República]. Colibrí. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/17193>
- Groppo, J. D., Lins, S. R. M., Camargo, P. B., Assad, E. D., Pinto, H. S., Martins, S. C., Salgado, P. R., Evangelista, B., Vasconcellos, E., Sano, E. E., Pavão, E., Luna, R., y Martinelli, L. A. (2015). Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. *Biogeosciences*, 12(15), 4765-4780. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4765-2015>
- Hart, M. R. y Cornish, P. S. (2012). Available soil phosphorus, phosphorus buffering and soil cover determine most variation in phosphorus concentration in runoff from pastoral sites. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, 227-244. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-012-9512-2>
- Haygarth, P. M. y Jarvis, S. C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in agronomy*, 66, 195-249. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60428-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60428-9) [Get rights and content](#)
- Hernández, J. (2008). *Métodos para estimar la disponibilidad de fósforo en los suelos*. INIA.
- Hernández, J., Otegui, O. y Zamalvide, J. P. (1995). *Formas y contenidos de fósforo en algunos suelos del Uruguay*. Boletín de investigación n.º 43, Facultad de Agronomía (Universidad de la República). https://www.researchgate.net/profile/Hernández-Jorge/publication/342425957_Hernández_J_Otegui_O_Zamalvide_JP_1995_Formas_y_contenidos_de_fosforo_en_algunos_suelos_de_Uruguay/links/5ef3dbd44585153fb1b397b9/Hernández-J-Otegui-O-Zamalvide-JP-1995-Formas-y-contenidos-de-fosforo-en-algunos-suelos-de-Uruguay.pdf
- Iserloh, T., Ries, J. B., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T., y Seeger, M. (2013). Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 57(supplementary issue), 11-26. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00085>
- Jorge, G., Pérez Bidegain, M., Terra, J. y Sawchik, J. (2015). Ajuste del modelo de erosión WEPP para un Argisol Subéutrico y un Brunosol Éutrico en el Uruguay.

Agrociencia Uruguay, 19(1), 84-93. <https://www.inia.uy/ajuste-del-modelo-de-erosion-wepp-para-un-argisol-subeutrico-y-un-brunosol-eutrico-en-el-uruguay>

Kamphorst, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Sciences*, 35, 407-415. file:///C:/Users/babel/Downloads/NJAS_1987_03-407-415.pdf

Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., Perera, G. y Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29, 1774-1790. <https://doi.org/10.1111/gcb.16587>

Lescano, C. (2023). *Aporte de nutrientes desde la cuenca a la Laguna de Rocha, Uruguay. : monitoreo, modelado y conocimientos ecológicos locales* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/37622>

Mallarino, A. P., Stewart, B. M., Baker, J. L., Downing, J. D., y Sawyer, J. E. (2002). *Phosphorus index for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index*. Iowa State University.

Martínez, A. (2021). *Floraciones algales en la laguna de Castillos y su relación con la intensificación de los usos del suelo: Aportes para su manejo integrado* [Tesis de Maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/32752>

Mesa técnica del agua. (2017). *Establecimiento de niveles guía de indicadores de estado trófico en cuerpos de agua superficiales*. <https://www.ambiente.gub.uy/an/documentos/DCA->

Ministerio de Ambiente. (2020). *Informe del Estado del Ambiente (período 2016-2019)*. https://www.ambiente.gub.uy/an/documentos/DCA_Informe_del_Estado_del_Ambiente_2020_ISBN.pdf

- Morón, A. (2005). Informe de resultados de la red de ensayos de fertilización de soja. En *Jornada Técnica de Cultivos de Verano. Serie Actividades de Difusión* (n.º 417). INIA.
- Murphy, J. y Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L. y Di Minin, E. (2016). Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, 172-184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.12.009>
- Perdomo, C. (2013). *Metodología de Estimación de Aportes difusos de Nitrógeno y Fósforo a aguas superficiales desde suelos bajo uso agropecuario* [Informe de consultoría]. <https://www.ambiente.gub.uy/wp-content/uploads/2023/03/IRN-ID-1-04-DINACEA-Informe-Integracion-Datos-Entrada-Continuos-Herramienta-Modelacion-Calidad-Agua-Operativa-Entregable2-2022.pdf>
- Perdomo, C., Barreto, P. y Piñeiro, V. (2015). Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En A. Ribeiro y M. Barbazán (Eds.), *IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura* (pp. 77-94). Facultad de Agronomía, Universidad de la República.
- Perera, G. y Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29(7), 1774-1790. <https://doi.org/10.1111/gcb.16587>
- Pérez Bidegain, M., Piaggio, J. M., Baethgen, W. y García Préchac, F. (2017). Actualización del factor erosividad de la lluvia en Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 21(2), 91-99. <file:///home/usuario/Descargas/Erosividad.pdf>
- Piñeiro, V. y Perdomo, C. (2018, 12-17 de agosto). *Phosphorus runoff losses from two land uses in the Santa Lucia River Basin, Uruguay* [e-book]. 21 WCSS: Proceedings of the 21st World Congress of Soil Science, Río de Janeiro.

- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reckhow, K. H., Beaulac, M. N. y Simpson, J. T., (1980). *Modeling Phosphorus Loading and Lake Response under Uncertainty: a Manual and Compilation of Export Coefficients*. U.S. EPA.
- Reid, K., Schneider, K., y Joosse, P. (2019). Addressing Imbalances in Phosphorus Accumulation in Canadian Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality*, 48(5): 1156-1166. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.05.0205>
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E., y Conde, D. (2017). Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 188, 116-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.010>
- Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., De León, G., Castagna, A., Cabrera Lamanna, L., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2020). *Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente*. Convenio MVOTMA/Dinama-Udelar.
- Rowe, H., Withers, P. J., Baas P., Chan N.I., Doody D., Holiman J., Jacobs, B., Li, H., MacDonald, G., McDowell, R., Sharpley, A., Shen, J., Taheri, W., Wallenstein, M., y Weintraub, M. N. (2016). Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104(3), 393-412. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10705-015-9726-1>
- Sawyer, J. y Mallarino, A. (1999). Differentiating and Understanding the Mehlich 3, Bray, and Olsen Soil Phosphorus Tests. In *Annual Crop Pest Management Short Course* (19th., 1999, St. Paul, Minnesota). Proceedings and Presentations. St. Paul, MN, USA. (s/p). <http://www.agronext.iastate.edu/soilfertility/presentations/mbotest.pdf>
- Shaw, E. M. (1994). *Hydrology in Practice. Third edition*. Taylor y Francis.

- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Sims, J. T. y Pote, D. H. (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of soil and water conservation*, 51(2), 160-166. <https://www.jswconline.org/content/51/2/160>
- Sharpley, A. N., Conover, C., Dayton, E., Davis, J., Easton, Z., Good, L., Gross, C., Kleinman, P., Mallinaro, A., Nelson, N., Norfleet, L., Osmond, D., Parry, R., Thompson, A., Vadas P. y White, M. (2013). Technical Guidance for Assessing Phosphorus Indices. *Southern Cooperative Series Bulletin*, (30). <https://saaesd.org/wp-content/uploads/2017/12/Assessing-P-Indices-SERA17-3.pdf>
- Sharpley, A. N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C. H., Börling, K. y Withers, P. J. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Re-search needs and direction. *Ambio*, 44(2), 163-179. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612-x>
- Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), 109-122. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W., Dodds, W. K. (2019). Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley*