



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY

Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Programa de Posgrado en Ciencias Ambientales

**Uso, distribución espacial y exposición a pesticidas en Soriano
y Río Negro, Uruguay**

Camila Fernández Nion
(cfernandeznion@fcien.edu.uy)

Tutor:
Dr. Ismael Díaz Isasa

Tribunal:
Dr. Daniel Panario, Dr. Néstor Mazzeo y Dr. David Romero

2024

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

Resumen

El uso de pesticidas en la producción agropecuaria global se ha incrementado en simultáneo al avance de la intensificación productiva, y configura una problemática ambiental de relevancia creciente debido a sus impactos ambientales y en la salud humana. En Uruguay también ha aumentado el uso de pesticidas y se reportó la presencia y efectos negativos en ecosistemas de importancia para la conservación. Avanzar en la comprensión del comportamiento de estos contaminantes difusos requiere conocer las aplicaciones de principios activos y su distribución espacial, particularmente en las regiones agrícolas intensivas. El objetivo general de esta investigación fue aportar a la comprensión de la distribución espacial de pesticidas y la exposición de los ecosistemas de bosque nativo y humedales en Soriano y Río Negro, Uruguay, en el período 2021-2023. La estrategia de investigación integró: la identificación de la dinámica espacial de usos y coberturas del suelo, entre 2021 y 2023, mediante técnicas de teledetección; la determinación de los principales principios activos y dosis utilizadas en las rotaciones agrícolas en base a consultas a usuarios; la estimación de la presencia de pesticidas en el territorio integrando las propiedades fisicoquímicas de los principios activos y características del terreno; y la evaluación de la exposición a pesticidas de los ecosistemas de bosque nativo y humedales. En el 57% del área de Soriano y Río Negro se registraron aplicaciones de pesticidas en al menos una zafra agrícola entre 2021 y 2023, y se detectó un uso extendido de los principios activos glifosato, 2,4-D, flumioxazín, S-Metolaclor, cletodim, flumetsulam, triflumurón, clorantraniliprole y fipronil, con un gradiente espacial decreciente de suroeste a noreste. Adicionalmente, se estimó una presencia elevada de pesticidas en el 17% de la superficie. El bosque nativo registró mayor exposición a pesticidas que los humedales, y los ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental se localizaron principalmente en el oeste del área de estudio. El abordaje posibilitó una aproximación integral y accesible para georreferenciar aplicaciones de pesticidas y jerarquizar las zonas prioritarias para aplicar medidas de gestión. Esta tesis contribuye a la comprensión y evaluación de la contaminación difusa de origen agropecuario, de la exposición frente a amenazas de la intensificación agraria, y representa un aporte para la toma de decisiones en gestión ambiental.

Palabras clave: plaguicidas; contaminación difusa; rotaciones agrícolas; teledetección; agricultura intensiva; usos y coberturas del suelo

Agradecimientos

A Ismael Díaz Isasa, por la orientación, el acompañamiento y los cuestionamientos, por ser un motivador serial y por su dedicación y su tiempo que (en nuestras finitas vidas) es lo más valioso que tenemos para dar.

A los agrónomos, técnicos y académicos consultados, que sin sus aportes esta tesis no hubiese sido posible. En particular, a Juan Olivera por sus sugerencias y por colaborar con mis interminables consultas sobre agronomía y teledetección.

A los miembros del tribunal, Prof. Dr. Daniel Panario, Prof. Dr. Néstor Mazzeo y Dr. David Romero, que con sus comentarios y sugerencias permitieron mejorar esta tesis.

A mis colegas y compañeros/as de Geografía del IECA por el apoyo, el aliento y los intercambios sobre el trabajo.

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación por la financiación a través del Programa de Becas de Posgrado Nacional (POS_NAC_2021_1_169730).

A mi familia, motivación y soporte de todo lo que decido emprender, por comprender mis ausencias y por su optimismo.

A mis amigas y amigos por su paciencia, su oído, sus consejos y su cariño.

A la Organización, por darle sentido y perspectiva a mi formación y a mi vida.

Índice

Índice de figuras	V
Índice de tablas	VI
Introducción general	1
Objetivos.....	6
Estrategia de investigación	7
Área de estudio.....	8
Organización de la tesis.....	10
Capítulo 1 – Rotaciones agrícolas y uso de pesticidas en Soriano y Río Negro	12
1.1. Introducción	12
1.2. Materiales y métodos	16
1.2.1. Clasificación de usos del suelo y rotaciones agrícolas	17
1.2.1.1. Máscaras de usos agrícolas y forestación.....	20
1.2.1.2. Clasificación de cultivos	20
1.2.2. Estimación de uso de pesticidas	22
1.3. Resultados	24
1.3.1. Usos agrícolas y rotaciones en Soriano y Río Negro	24
1.3.2. Uso de pesticidas en Soriano y Río Negro	26
1.3.3. Uso de pesticidas por rotación.....	30
1.4. Discusión.....	33
1.5. Conclusiones del capítulo.....	37
Capítulo 2 – Distribución espacial de pesticidas en Soriano y Río Negro	39
2.1. Introducción	39
2.2. Materiales y métodos	42
2.2.1. Estimación de la presencia de pesticidas: aplicaciones y movilidad.....	43
2.2.1.1. Componente 1: Aplicación de pesticidas.....	45
2.2.1.2. Componente 2: toxicidad y persistencia de los principios activos	46
2.2.1.3. Componente 3: Propiedades fisicoquímicas de los principios activos	47
2.2.1.4. Componente 4: Características del terreno.....	48
2.2.1.5. Integración de componentes, estimación de presencia de pesticidas y evaluación de resultados.....	50
2.3. Resultados	51
2.3.1. Dosis y movilidad de los pesticidas	51
2.3.2. Estimación de presencia de pesticidas.....	54
2.4. Discusión.....	59
2.5. Conclusiones del capítulo.....	64
Capítulo 3 – Exposición a pesticidas de bosques y humedales prioritarios para la gestión ambiental en Soriano y Río Negro	66
3.1. Introducción	66

3.2. Materiales y métodos	68
3.2.1. Identificación de bosques nativos y humedales de interés para la conservación	70
3.2.2. Variables de importancia de los ecosistemas para la conservación	72
3.2.3. Exposición de ecosistemas a pesticidas.....	74
3.2.4. Identificación de ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental	75
3.3. Resultados	75
3.3.1. Distribución espacial de ecosistemas de humedales y bosques.....	75
3.3.2. Bosques y humedales de importancia para la conservación.....	77
3.3.3. Exposición de ecosistemas a pesticidas.....	79
3.3.4. Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas	87
3.4. Discusión.....	88
3.5. Conclusiones del capítulo.....	92
Conclusiones generales.....	93
Perspectivas	95
Referencias bibliográficas	97

Índice de figuras

Figura 1. Estrategia general de investigación.....	8
Figura 2. Área de estudio.....	10
Figura 1.1 Estrategia general de investigación del Capítulo 1	17
Figura 1.2 Calendario anual típico de los principales cultivos.....	18
Figura 1.3 Localización de las muestras de campo	19
Figura 1.4 Diagrama de flujo para la selección de bandas	22
Figura 1.5 Distribución espacial y superficie relativa de los usos agrícolas	27
Figura 1.6 Distribución espacial del uso total de los principios activos herbicidas en el periodo 2021-2023.....	29
Figura 1.7 Distribución espacial del uso total de los principios activos insecticidas en el periodo 2021-2023.....	30
Figura 1.8 Dosis medias de aplicación de cada principio activo por grupo de rotaciones agrícolas.....	32
Figura 1.9 Grupos de aplicaciones de pesticidas según los principios activos y las dosis utilizadas por rotación	33
Figura 2.1. Estrategia general de investigación del Capítulo 2	44
Figura 2.2 Distribución espacial de los grupos y subgrupos de presencia de pesticidas estimada y superficie relativa por grupo.....	58
Figura 2.3 Superficie por grupo y subgrupo de presencia de pesticidas	59
Figura 3.1. Estrategia general de investigación del Capítulo 3	69
Figura 3.2. Sitios de Interés para la Conservación categorizados por SNAP localizados en Soriano y Río Negro	71
Figura 3.3. Ecosistemas de bosque nativo y humedales.... ¡Error! Marcador no definido.	
Figura 3.4. Importancia de los ecosistemas de bosques y humedales para la conservación (BHIC).....	78
Figura 3.5. Dosis acumuladas de cada principio activo herbicida a los que están expuestos los ecosistemas de bosque nativo y humedales	81
Figura 3.6. Dosis acumuladas de cada principio activo insecticida a los que están expuestos los ecosistemas de bosque nativo y humedales	82
Figura 3.7. Nivel de aplicaciones que alcanzan los ecosistemas.....	83
Figura 3.8. Nivel de toxicidad y persistencia de los principios activos a los que están expuestos los ecosistemas.....	84
Figura 3.9. Nivel de movilidad de los principios activos a los que están expuestos los ecosistemas	85
Figura 3.10. Exposición de ecosistemas a pesticidas	86

Figura 3.11. Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental considerando su exposición a pesticidas (EPGAP).....	88
---	-----------

Índice de tablas

Tabla 1.1.....	25
Tabla 1.2.....	28
Tabla 2.1.....	47
Tabla 2.2.....	50
Tabla 2.3.....	53
Tabla 2.4.....	56
Tabla 3.1.....	73
Tabla 3.2.....	77
Tabla 3.3.....	87

Introducción general

La actividad agropecuaria es y ha sido propulsora de transformaciones masivas de la superficie terrestre a escala global (Pengue 2020), y los cambios en los usos y coberturas del suelo han sido reconocidos como una de las principales forzantes del cambio ambiental (Dias et al. 2022; Sleeter et al. 2018; Vitousek 1992). Estas modificaciones de usos y coberturas han alterado el funcionamiento del sistema biosfera y son la principal expresión de avance de usos antrópicos sobre coberturas naturales (Liu et al. 2020; Winkler et al. 2021), provocando la reducción de su superficie total (Kong et al. 2021; van Vliet 2019), fragmentando su distribución espacial (Bryan-Brown et al. 2020; Ma et al. 2023) y sometiendo a los ecosistemas a mayores presiones (Grantham et al. 2020; Wang y Gu 2021). El modelo productivo y de organización económica vigente ha generado impactos que requieren una evaluación integral de sus resultados, más allá de exclusivamente la dimensión de acumulación o crecimiento económico (Pengue 2021). Entre 1991 y 2021, la superficie agrícola mundial creció un 25% y la producción agrícola aumentó un 80% (FAO 2021), evidenciando mayores rendimientos por hectárea. Sin embargo, persisten grandes desafíos para la humanidad: garantizar la alimentación y erradicar la pobreza (Altieri y Nicholls 2000; Cooper et al. 2021; Sumner et al. 2022). Además de los problemas no resueltos vinculados al bienestar de la población, tampoco se han logrado revertir las tendencias de degradación de los ecosistemas y sistemas ambientales (Curtis et al. 2018; Fluet-Chouinard et al. 2023; Hartmann et al. 2022; UNEP 2007). Por este motivo, continúa siendo necesario generar conocimiento que permita evaluar el modelo productivo hegemónico desde una perspectiva crítica, y avanzar hacia nuevas estrategias para el desarrollo de las actividades antrópicas.

En este contexto de cambio ambiental global, la contaminación configura una de las amenazas más extendidas para los ecosistemas (de Souza Machado et al. 2018; Maximillian et al. 2019). Entre diversas sustancias y materiales contaminantes se destacan los pesticidas¹ (Tang et al. 2021), cuyo uso ha aumentado a la par de los procesos

¹ En este trabajo se utilizarán indistintamente los términos “pesticida/s” o “plaguicida/s” haciendo referencia a productos agroquímicos utilizados para eliminar especies de plantas, insectos y hongos/enfermedades reconocidas como “objetivo” debido a su impacto negativo para la producción. Este impacto negativo se evalúa desde el modelo productivo imperante, centrado en alcanzar mayores rendimientos de algún cultivo o bien primario específico. Según quien sea el interlocutor y cual sea su posicionamiento, se utilizan denominaciones alternativas como “fitosanitarios” o “remedios” (desde miradas productivistas) y “agrotóxicos” o “venenos” (desde visiones críticas). Esta decisión es motivada por fines operativos y de comprensión de lectores en general, sin desconocer ni negar la importancia crítica y política del uso de expresiones alternativas.

de intensificación productiva en la búsqueda por aumentar los rendimientos agrícolas con fines de acumulación. Se estima que un tercio de la producción agrícola mundial utiliza pesticidas (Tudi et al. 2021) y su uso se ha incrementado pronunciada y sostenidamente desde 1990, con América Latina entre los continentes que han evidenciado mayor tasa de crecimiento y uso de pesticidas por área de cultivo (FAO 2022).

Los pesticidas tienen efectos nocivos en los seres vivos por ingesta o contacto (Tudi et al. 2022), por la capacidad de ser bioacumulados (Gupta y Gupta 2020; Tongo et al. 2022), y por su persistencia en el ambiente (Bilal et al. 2019; Riedo et al. 2021). Numerosos estudios han aportado, para diversas regiones, evidencia de la presencia y los efectos adversos de los pesticidas en la salud humana (El-Nahhal y El-Nahhal 2021; Hassaan y El Nemr 2020; Kalyabina et al. 2021; Rani et al. 2021; TEEB 2015), los ecosistemas (Sanchez-Bayo et al. 2013), las aguas superficiales y subterráneas (Hildebrandt et al. 2008; Ippolito et al. 2012; Stehle y Schulz 2015; Szöcs et al. 2017) y los suelos (Kalia y Gosal 2011; Sun et al. 2018). Así, los pesticidas se destacan como una de las formas de contaminación que genera mayores impactos negativos para la salud y ecosistemas (FAO y IWMI 2017).

La estimación de la presencia de pesticidas en el paisaje y los impactos que generan son tareas de alta complejidad debido a que son una forma de contaminación difusa, a que existe una gran variedad en las técnicas de aplicación y en la fechas de aplicación, a que se suelen aplicar numerosos pesticidas y a que su composición es diversa. Los pesticidas están compuestos por uno o más principios activos, que son la sustancia que genera el efecto nocivo deseado en la/s especie/s objetivo, y en segundo lugar por otros ingredientes (antes denominados “ingredientes inertes”) como disolventes, coadyuvantes y conservantes (EPA 2024). Los términos “pesticida” y “principio activo” son habitualmente utilizados de forma indistinta por instituciones internacionales (OMS 2020), nacionales (DINACEA 2021) y en la literatura científica (Malaj et al. 2020; Wan 2015), ya que el principio activo es la sustancia que determina el uso y naturaleza del pesticida y, consecuentemente, su clasificación y regulaciones jurídicas asociadas. En esta tesis se utilizará la expresión “pesticidas” para referir a los productos de forma genérica, y “principio/s activo/s” para referir a herbicidas y/o insecticidas específicos.

Conocer la distribución espacial de los pesticidas es un desafío clave para avanzar en evaluaciones de exposición de la población humana y sistemas ambientales en general,

evaluaciones de impacto, monitoreos de calidad de agua y ambientes terrestres, mitigación de sus impactos en comunidades bióticas, y diseño e implementación de medidas de ordenamiento territorial. Generar aproximaciones robustas a su distribución espacial implica al menos tres grandes desafíos: 1) distinguir los usos y coberturas del suelo con alta resolución espacial y conceptual (que permita discriminar entre usos que aplican pesticidas), 2) conocer los principios activos que se utilizan en la producción agropecuaria y sus dosis aplicadas, y 3) comprender la movilidad de los pesticidas en el territorio tras su aplicación.

La identificación y clasificación de usos y coberturas del suelo es necesaria para espacializar y comprender las aplicaciones de pesticidas, y posteriormente analizar su alcance en superficies extensas. La teledetección es una herramienta de elevado potencial para generar información fiable, actualizada, y para grandes extensiones sobre los usos del suelo en cada zafra agrícola (Zhang et al. 2022). Diversos antecedentes (Asam et al. 2022; Luo et al. 2021; Mahdianpari et al. 2020; Pluto-Kossakowska 2021; Shetty 2019) reportan aplicaciones exitosas de clasificaciones de usos y coberturas del suelo considerando aspectos clave que se toman como referencia en este trabajo: la incorporación de series multitemporales, el uso de la plataforma Google Earth Engine (GEE) y contar con muestreos de campo de calidad. Las series temporales presentan ventajas para capturar la diversidad del comportamiento espectral entre etapas fenológicas de cada cultivo (Wardlow et al. 2007; Yi et al. 2020). Esto implica definir los momentos más representativos de las diferencias entre clases que buscan diferenciarse y tener la mayor simplicidad posible que permita mantener niveles aceptables de error, ya que la incorporación de información excesiva puede tener un efecto negativo en el ajuste del modelo y calidad de la clasificación (Colditz et al. 2011). La plataforma GEE, de acceso libre y gratuito, permite utilizar diversas colecciones de imágenes satelitales de alta resolución espacial y temporal, y de algoritmos en la nube que facilitan el tratamiento de numerosos datos (Gorelick et al. 2017). La plataforma ha sido ampliamente utilizada y con resultados exitosos en clasificaciones de uso del suelo (Liu et al. 2023; Liu et al. 2020; Sellami y Rhinane 2023; Sidhu et al. 2018; Tassi y Vizzari 2020), y en particular para distinguir cultivos agrícolas (Hastings et al. 2020; Luo et al. 2021; Marszalek et al. 2020; Shelestov et al. 2017). Las muestras de campo son necesarias para entrenar el algoritmo clasificador y para estimar el error de los resultados obtenidos (Li et al. 2014). Estas muestras deben ser representativas de los usos que buscan clasificarse y su cantidad

por clase dependerá de la amplitud de la superficie a clasificar y de la heterogeneidad de cada clase (Mellor et al. 2015).

Respecto al conocimiento de principios activos y dosis utilizadas, los antecedentes (VoPham et al. 2015b; Wan 2015) han avanzado en la obtención de información sobre aplicaciones de pesticidas mayoritariamente a partir de métodos indirectos, como la información de importaciones o ventas de pesticidas. Sin embargo, estas estrategias presentan como principales limitaciones la resolución espacial de la información que proveen, en general asociada a unidades administrativas de nivel intermedio (como municipios, condados o provincias) y de la asunción de dosis estándar que no necesariamente reflejan las prácticas agrícolas del área de estudio a abordar (Wan 2015; Zhu et al. 2021).

Los procesos de movilidad de pesticidas tras su aplicación y su destino ambiental presentan una alta variabilidad, dependiente de las propiedades fisicoquímicas de los principios activos, de su persistencia en distintas matrices ambientales, de la magnitud de las dosis, técnicas de aplicación utilizadas y su frecuencia, y de las características de los suelos (Helling 1971; Notario y Díaz 1998). Los análisis de movilidad con objetivos predictivos incorporan, además de las variables enumeradas, información sobre condiciones meteorológicas, como las precipitaciones y temperatura del aire (Gilbert y Edwin 2021). En los estudios de distribución de pesticidas con objetivos descriptivos y predictivos predomina el uso de modelos determinísticos, entre los que se destacan el Pesticide Root Zone Model (Carsel et al. 1985; Pérez-Indoval et al. 2021; Sadeghi et al. 1995) y el Soil Water Assessment Tool (Arnold y Fohrer 2005; Cambien et al. 2020; Rathjens et al. 2023). Las principales ventajas de estos modelos es que facilitan la integración de un elevado número de variables en el marco de un funcionamiento preestablecido, y que cuentan con aportes de importantes comunidades de usuarios. Sin embargo, tienen como limitantes la alta dependencia de la disponibilidad y la calidad de la información de base para todos los parámetros que consideran, y la baja resolución espacial de sus resultados. Por otro lado, trabajos que buscan conocer la distribución espacial de pesticidas para evaluar la exposición de objetos de interés (población, ecosistemas, sitios, etc.) han recurrido a la aplicación de modelos de tipo conceptual y espacialmente explícitos (Malaj, Liber, et al. 2020; Ochoa-Cueva et al. 2022; Vallero et al. 2010; Wan 2015; Zhu et al. 2021). Las fortalezas más notables de estos modelos son

la posibilidad de definir las variables a considerar según los objetivos de estudio, y la obtención de resultados de alta resolución espacial.

El estudio del uso y distribución de pesticidas en diversas regiones geográficas ha estado motivado por los impactos que generan en los ecosistemas (Brühl et al. 2021; Girones et al. 2020; Hladik et al. 2023; Joseph et al. 2020). La sustitución de coberturas naturales y el aumento de las presiones sobre los ambientes representan amenazas para los ecosistemas, y su conservación es un desafío de relevancia significativa en la actualidad (Maxwell et al. 2020). Las afectaciones derivadas del alcance de los pesticidas a ecosistemas incluyen la mortalidad de especies terrestres y acuáticas (Calatayud-Vernich et al. 2019; Dietrich et al. 2014; Mineau y Whiteside 2013), que puede impactar en el funcionamiento de las cadenas tróficas de las comunidades, además de desencadenar procesos de bioacumulación y biomagnificación (Tongo et al. 2022), efectos negativos en la biota del suelo (Atwood et al. 2018; Beaumelle et al. 2023) y la degradación de la calidad del agua (Ricart et al. 2010). La implementación de medidas de conservación que impidan o mitiguen estas afectaciones implican diversas dificultades. Entre las más destacables se identifica la complejidad de aislar los impactos negativos de los pesticidas con respecto a otros factores que inciden en el estado de los ecosistemas (Liess y Ohe 2005), los costos de implementar sistemas de monitoreo robustos que incluyan muestreos en múltiples matrices ambientales y especies bioindicadoras (Chow et al. 2020; Spycher et al. 2018), y la idea socialmente instalada sobre la dicotomía producción-conservación (Redpath et al. 2013) que repercute en la falta de voluntad política para la asignación de recursos a medidas que evalúen y potencialmente regulen las prácticas agrícolas. Tomando en cuenta este escenario, es pertinente elaborar propuestas operativas que sorteen las dificultades señaladas y permitan realizar estimaciones espacialmente explícitas de presencia de pesticidas en el territorio. Asimismo, es necesario evaluar la exposición de ecosistemas de interés y diseñar medidas adecuadas de gestión ambiental.

Desde fines del siglo XX y principios del siglo XXI los territorios rurales en el Uruguay experimentaron un conjunto de cambios en las dinámicas productivas y los usos del suelo (Achkar et al. 2011; Arbeletche y Guibert 2019; Bianco et al. 2021; Gazzano et al. 2019; Panario y Gutiérrez 2007). Entre ellos, resaltan por sus impactos el avance de la frontera agrícola y forestal, la intensificación agraria y la homogeneización del paisaje. Entre 2005 y 2022 las exportaciones de bienes agroindustriales aumentaron un 400% (Cortelezzi 2023) y las importaciones de herbicidas, insecticidas y fungicidas se incrementaron en un

449% (DGSA 2023). Al igual que muestra la tendencia regional, los grupos más importantes en volumen y valor de importación fueron los herbicidas e insecticidas (DGSA 2015, 2023). Este aumento está relacionado con el incremento de la superficie dedicada a la soja y forestación en Uruguay. Durante el período 2000-2007 ya se evidenciaba un comportamiento de crecimiento similar entre estos usos del suelo y el ingreso de glifosato importado (Céspedes-Payret et al. 2009), relación que continuó de manifiesto en años posteriores (DGSA 2023; DIEA 2023a).

Antecedentes nacionales han reportado la presencia e impactos de pesticidas en aguas y suelos (Hill y Clérici 2008; Kruk et al. 2022), en organismos vivos (Cantou et al. 2009; Carabio 2017; Pérez Parada 2021; Soutullo et al. 2020) y en la salud humana (Taran et al. 2012). Adicionalmente, se registró la presencia de pesticidas e impactos negativos en actividades productivas que no los utilizan (Ríos 2012). Es relevante profundizar en la distribución espacial de los pesticidas, particularmente en regiones agrícolas del país donde su uso es intensivo y en las que se ha reportado evidencia de diversos impactos ambientales. En Uruguay no hay estudios sistemáticos y abarcativos sobre el impacto de pesticidas en salud humana, y el único antecedente disponible de cobertura nacional reportó que los departamentos de Soriano y Rocha (reconocidos por la producción de cultivos de secano y arroceros) registraron las tasas más altas de casos de intoxicación en general y en contextos laborales (Taran et al. 2012), pese a que no son los departamentos de mayor población rural y densidad de población rural del país (INE 2023). Más allá de los avances relevantes en la comprensión de los impactos y presencia de pesticidas a escalas locales en distintas regiones geográficas del Uruguay, no se han generado aproximaciones para conocer la distribución espacial de los pesticidas en el territorio. Avanzar en estas aproximaciones resulta clave para la generación de información de base que apoye la gestión ambiental de la producción agropecuaria con foco en reducir y mitigar el alcance de contaminantes a los ecosistemas de interés para la conservación, en particular mediante la generación de medidas de ordenamiento territorial específicas y basadas en evidencia sobre las condiciones locales de distintas regiones del país.

Objetivos

El objetivo general de esta tesis fue aportar a la comprensión de la distribución espacial de los pesticidas y la exposición de los ecosistemas de bosque nativo y humedales en

Soriano y Río Negro, Uruguay. En ese marco se definieron los siguientes objetivos específicos:

1. Identificar y georreferenciar la dinámica espacial de usos y coberturas del suelo para las zafras agrícolas 2021-2023 en Soriano y Río Negro.
2. Determinar los principios activos y dosis utilizadas en las rotaciones agrícolas en Soriano y Río Negro en el período 2021-2023.
3. Estimar la presencia de pesticidas en Soriano y Río Negro con alta resolución espacial.
4. Estimar la exposición a pesticidas de bosques nativos y humedales en Soriano y Río Negro.
5. Evaluar la prioridad para la gestión ambiental de los ecosistemas de bosque nativo y humedales en Soriano y Río Negro, en base a su exposición a pesticidas y su importancia para la conservación.

Estrategia de investigación

La estrategia de investigación se estructuró en tres ejes principales (Figura 1). Inicialmente, se realizaron clasificaciones de usos y coberturas del suelo por medio de técnicas de teledetección, con el objetivo de identificar rotaciones agrícolas. Se generaron clasificaciones de usos y coberturas del suelo para cada zafra agrícola, se reclasificaron los usos agrícolas para georreferenciar los principales cultivos, y finalmente la información de las cuatro zafras fue integrada para identificar las rotaciones agrícolas presentes en el área de estudio. Se identificaron los principales principios activos y sus dosis para cada uso del suelo agrícola. Se realizaron consultas con ingenieros agrónomos, técnicos y productores para relevar principios activos utilizados y sus dosis para cada uso agrícola, y se analizaron los datos obtenidos para seleccionar los principios activos de mayor concordancia, obtener sus dosis medias y usos en que se aplican (Capítulo 1). En segundo lugar, se integraron las dosis de principios activos con las rotaciones, y se espacializó su presencia en el territorio. Las dosis totales de cada principio activo por rotación fueron estimadas, y relacionadas con sus propiedades físicoquímicas y características del terreno que inciden el transporte (Capítulo 2). Por último, se modeló la exposición de los ecosistemas a pesticidas y se identificaron zonas prioritarias para la conservación. Se implementó un modelo de transporte para el cálculo de pesticidas

acumulados para cada ecosistema, se clasificó la importancia de los ecosistemas para la conservación, y se integraron ambos resultados para generar grupos según relevancia para la gestión ambiental (Capítulo 3).

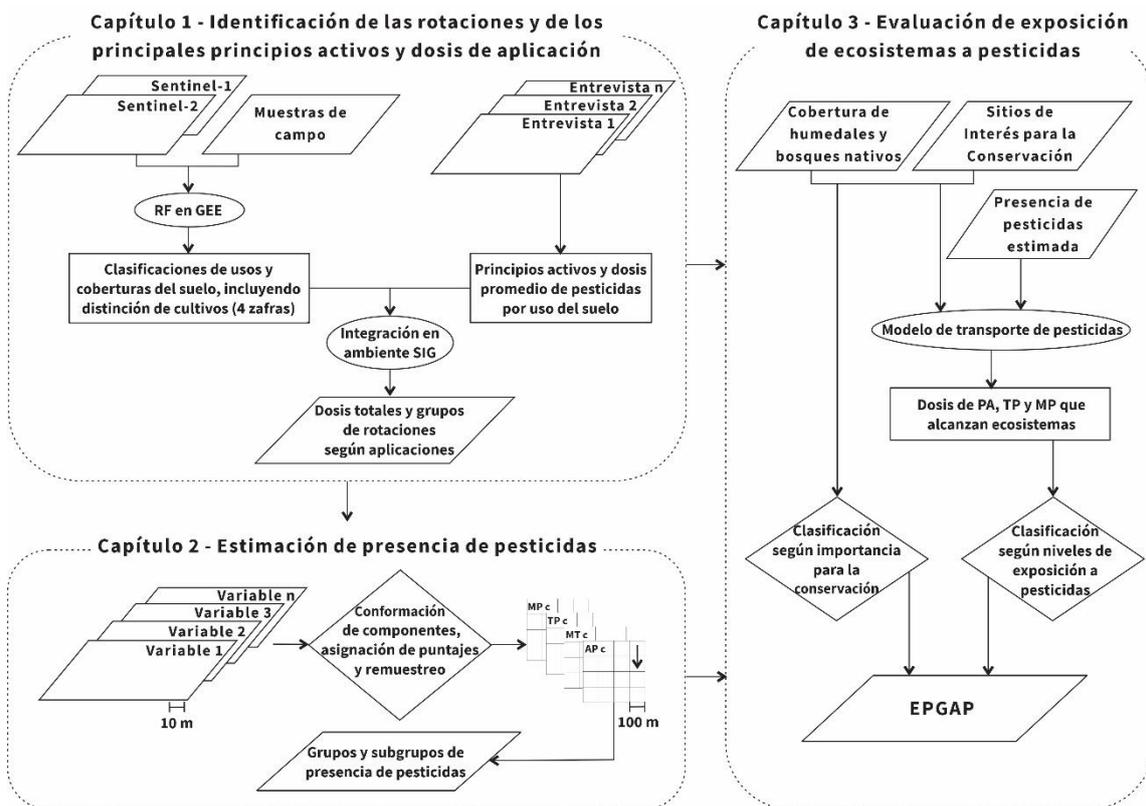


Figura 1. Estrategia general de investigación. RF: Random Forest, GEE: Google Earth Engine. MP c: Movilidad y persistencia de pesticidas a escala de celda, TP c: Toxicidad y persistencia de los principios activos a escala de celda, MT c: Características de movilidad de terreno a escala de celda, AP c: Aplicaciones de pesticidas a escala de celda, PA: Principios activos, EPGAP: Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental considerando su exposición a pesticidas. Variables 1 a Variable n: Variables utilizadas para construir los componentes de estimación de presencia.

Área de estudio

Los departamentos de Soriano y Río Negro ocupan una superficie de 18.290 km² (Figura 2), y están situados en el litoral oeste de Uruguay, dentro de la zona morfoestructural Cuenca sedimentaria del Oeste y Escudo cristalino (Panario et al. 2011). La región tiene una temperatura media anual de 17,8°C y precipitación media anual de 1214 mm

(INUMET 2023)². Los suelos dominantes en la zona de estudio son mayoritariamente aptos a muy aptos para la agricultura. Predominan los suelos profundos, franco-arcillosos y con alto contenido de materia orgánica, Brunosoles, seguidos de los Planosoles y Argisoles, y en el noreste los Vertisoles (suelos profundos, arcillosos y con alto contenido de materia orgánica) y los Litosoles (suelos poco profundos y arcillosos; CONEAT 1979). La aptitud de los suelos determina un gradiente de suroeste a noreste de mayor a menor aptitud agrícola, lo cual se relaciona con la transición de usos agrícolas intensivos a mayor presencia de ganadería y silvicultura.

El territorio comprendido por ambos departamentos cuenta con áreas pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP): área protegida Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, el Área de manejo de hábitats y/o especies el sitio Esteros y Algarrobales del Río Uruguay y los Humedales e Islas del Hum. Además, los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay integral los sitios RAMSAR (RAMSAR 2023). Por otra parte, una superficie significativa (30,4%) del área de estudio es considerada de interés para la conservación (Soutullo et al. 2014).

El área constituida por los departamentos de Soriano y Río Negro es reconocida como la principal región agrícola del Uruguay (Achkar et al. 2016; DIEA 2015). Más del 40% de los cultivos de verano de Uruguay, que incluyen soja y maíz (principales cultivos entre noviembre y mayo), y el 39% de los cultivos de invierno, como trigo, cebada y colza (principales cultivos entre junio y noviembre) se producen en esta región (DIEA 2021, 2023a). Adicionalmente, el 19,4% de la superficie de estos departamentos está declarada como de prioridad forestal, y ambos concentran el 15% de la forestación total del país (Arriaga 2021).

En síntesis, la región Litoral Oeste, y particularmente los departamentos de Soriano y Río Negro, emergen como un área de estudio relevante para el estudio de la presencia de pesticidas en el territorio, y la exposición de ecosistemas asociada.

² Es relevante señalar que el período analizado (2021-2023) estuvo marcado por una sequía, donde las precipitaciones estuvieron por debajo de la media según informó el Instituto Nacional de Meteorología (INUMET) en 2023. Los años 2022 y 2023 mostraron un gradiente de aumento de precipitación de suroeste a noreste, de 787 a 1383 mm y de 885 a 1457 mm respectivamente (INUMET 2023). Esta sequía impactó significativamente la producción agrícola, particularmente durante la zafra de verano 2022/2023 (MGAP 2022).

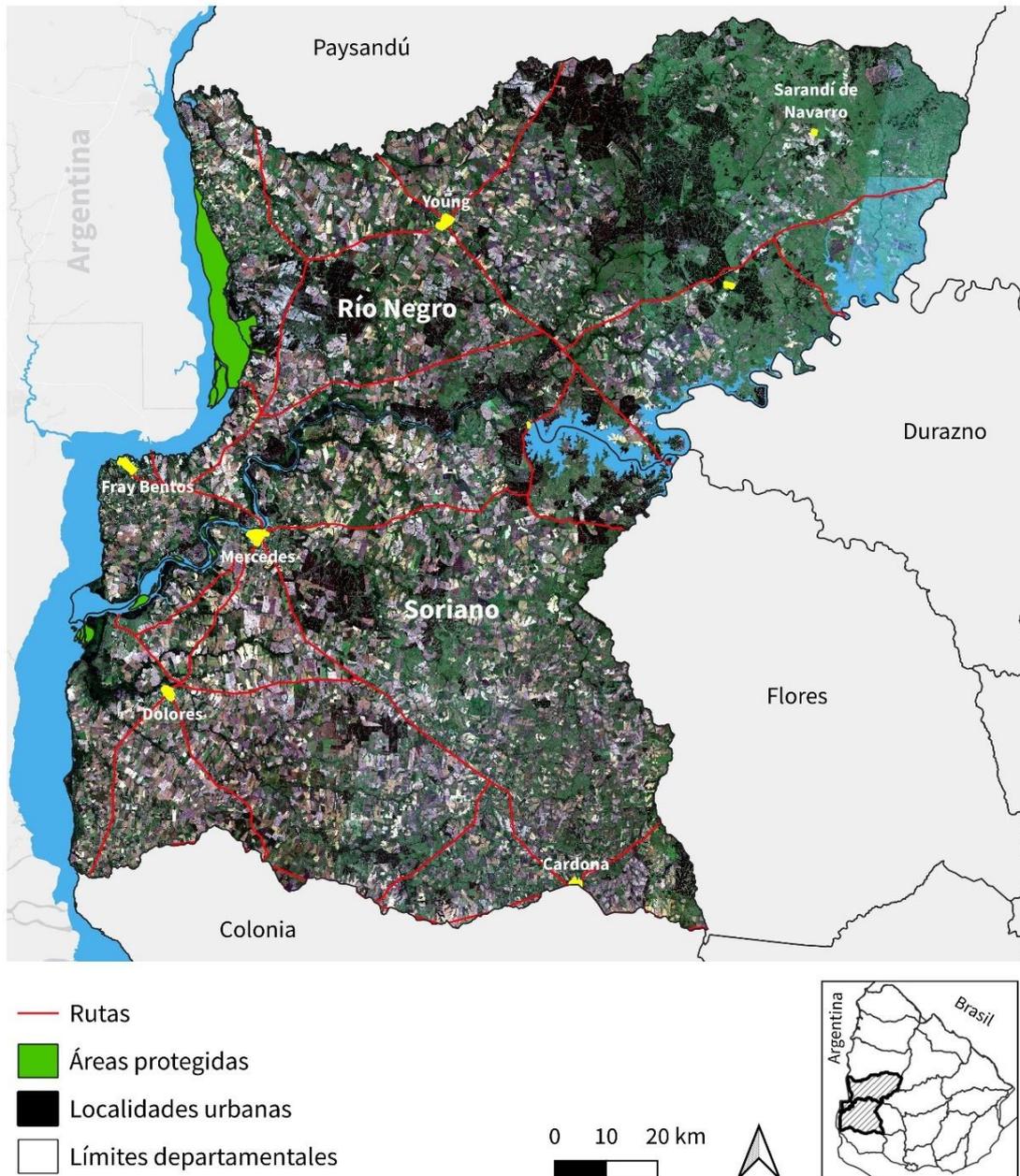


Figura 2. Área de estudio. Ubicación de Soriano y Río Negro en Uruguay. Imagen satelital (Sentinel-2 MSI) en color verdadero, que muestra el área de estudio durante noviembre 2023.

Organización de la tesis

La tesis se organiza en 3 capítulos en modalidad de artículos científicos, que son precedidos de una introducción general al problema de estudio y la tesis, y que finaliza con conclusiones generales en las que se analizan de forma integrada los capítulos de la tesis.

Capítulo 1: el objetivo principal de este capítulo fue *identificar y georreferenciar la dinámica espacial de usos y coberturas del suelo del área de estudio y determinar los principios activos y dosis utilizadas en las rotaciones agrícolas* (objetivos específicos 1 y 2). Para cumplir este objetivo se realizaron clasificaciones de usos y coberturas del suelo para cada zafra agrícola del periodo de estudio, luego se reclasificó la clase agrícola entre principales cultivos de verano o invierno, se relevaron principales principios activos y dosis de aplicación a través de consultas con técnicos en el área de estudio, y se espacializaron las rotaciones y aplicaciones asociadas. Las preguntas de investigación que guiaron este capítulo fueron: ¿Cuáles son los principales usos y rotaciones agrícolas en el área de estudio? ¿Cómo se distribuyen espacial y temporalmente las aplicaciones de pesticidas?

Capítulo 2: el objetivo principal de este capítulo fue *estimar la presencia de principios activos en el área de estudio* (objetivo específico 3). Para cumplir este objetivo se integraron datos de aplicaciones de pesticidas y su distribución espacial (Capítulo 1) con variables de movilidad de los principios activos, su toxicidad y persistencia, y variables de terreno que inciden en la movilidad del agua por escorrentía. La pregunta de investigación que guió este capítulo fue: ¿Cuáles son las zonas de mayor presencia de pesticidas?

Capítulo 3: el objetivo principal de este capítulo fue *estimar la exposición a pesticidas de ecosistemas prioritarios para la conservación y evaluar la prioridad para la gestión ambiental de los ecosistemas de bosque nativo y humedales en base a su exposición a pesticidas y su importancia para la conservación* (objetivos específicos 4 y 5). Para cumplir este objetivo se georreferenciaron los bosques nativos y humedales del área de estudio (Capítulo 1), se estimó el alcance de los principios activos a los ecosistemas de interés, se sintetizaron variables de importancia de los ecosistemas para la conservación y en base a ambas dimensiones se jerarquizaron aquellos más relevantes para la gestión ambiental de ecosistemas en función de su exposición a pesticidas. Las preguntas de investigación que guiaron este capítulo fueron: ¿Qué niveles de exposición a pesticidas tienen los ecosistemas del área de estudio? ¿Cuáles son los ecosistemas de mayor importancia para la conservación y más expuestos a pesticidas?

Capítulo 1 – Rotaciones agrícolas y uso de pesticidas en Soriano y Río Negro

1.1. Introducción

Entre 1991 y 2021, la superficie agrícola mundial creció un 25% y la producción agrícola aumentó un 80% (FAO 2021). Los cambios tecnológicos en la agricultura (incluyendo los insumos químicos) han dado lugar a mayores rendimientos y a un uso más intensivo de la tierra con fines comerciales. Simultáneamente, la aplicación de pesticidas ha experimentado un crecimiento continuo, siendo utilizados por un tercio de la producción agrícola mundial (Tudi et al. 2021). El creciente uso de estos productos se ha convertido en motivo de preocupación debido a sus repercusiones ambientales. Numerosos estudios han aportado pruebas sustanciales de la presencia y los efectos adversos de pesticidas en la salud humana (El-Nahhal y El-Nahhal 2021; Hassaan y El Nemr 2020; Kalyabina et al. 2021; Rani et al. 2021; TEEB 2015), los ecosistemas (Malaj, Liber, et al. 2020; Sanchez-Bayo et al. 2013), las aguas superficiales y subterráneas (Hildebrandt et al. 2008; Ippolito et al. 2012; Stehle y Schulz 2015; Szöcs et al. 2017) y los suelos (Kalia y Gosal 2011; Sun et al. 2018). En síntesis, el uso de pesticidas constituye una problemática ambiental que demanda atención.

Las aplicaciones de pesticidas se producen en distintas áreas de la superficie terrestre, actuando potencialmente como fuentes de emisión/propagación a otras partes del territorio. Estimar la distribución espacial de estas áreas fuente de pesticidas es relevante para la gestión ambiental, y representa un desafío debido a su complejidad. La heterogeneidad de estas fuentes de contaminación difusa requiere datos de aplicación georreferenciados que cubran regiones extensas y continuas, que se actualicen periódicamente y que proporcionen un alto nivel de detalle para el seguimiento y posibles acciones de mitigación (Malaj, Liber, et al. 2020; Ozdogan et al. 2010). Un reto importante reside en la ausencia de datos oficiales actualizados a escala local sobre los principios activos y la cantidad de pesticidas utilizados. Los enfoques actuales suelen basarse en datos procedentes de censos agrícolas, informes sobre el volumen de importación y ventas de pesticidas, y en unidades espaciales de gran superficie (Wan 2015; Zhu et al. 2021). Por ejemplo, en casos de estudio de Estados Unidos, Wan (2015) se basa en datos de uso de atrazina a escala de condado (unidades administrativas que van

de 624 a 15.439 km²), mientras que VoPham et al. (2015a) emplean unidades espaciales de encuestas estatales (2,59 km²). En consecuencia, los resultados generados suelen ser aproximaciones a escalas espaciales con limitaciones para la vigilancia y el control a escala local.

La falta de datos oficiales actualizados que abarquen toda la superficie agrícola también representa un obstáculo para el seguimiento de los cultivos y la aplicación de pesticidas (Peña-Barragán et al. 2011). La creación de bases de datos que incluyan tipos y rotaciones de cultivos con una alta resolución conceptual (diferenciación de cultivos), espacial (a escala de explotación o lote) y temporal (zafra agrícola) es una tarea compleja, ya que las definiciones sobre elección de cultivos y fecha de siembra son variables entre productores y los ciclos de crecimiento suelen ser cortos (oscilan entre 5 y 7 meses). La teledetección es una herramienta valiosa para generar información fiable sobre el uso de la tierra durante cada temporada agrícola (Weiss et al. 2020; Whitcraft et al. 2015; Zhang et al. 2022). La obtención remota de datos de alta resolución espacial y temporal ha facilitado avances en el monitoreo agrícola (Beriaux et al. 2021) y la clasificación de cultivos, aprovechando imágenes de sensores ópticos (Belgiu y Csillik 2018; Rahman et al. 2019), imágenes de microondas (Radar de Apertura Sintética; Orynbaikyzy et al. 2019) y diversos índices espectrales (Bellón et al. 2017; Kobayashi et al. 2020). En múltiples regiones se han logrado resultados satisfactorios mediante aproximaciones que abarcan distintas resoluciones conceptuales, escalas geográficas, bandas espectrales y series temporales. Varios ejemplos notables de clasificación de cultivos implican el uso de combinaciones de bandas espectrales ópticas y radar (Orynbaikyzy et al. 2019). Entre ellos, Liu et al. (2023) clasificaron con éxito los cuatro cultivos principales en un área de 7149 km² en China, alcanzando exactitudes globales de entre 90 y el 96 % usando bandas del óptico (Sentinel-2) y radar (Sentinel-1). Woźniak et al. (2022) realizaron clasificaciones en Polonia que incluyeron 15 tipos de cultivos en una zona de 180.000 km², empleando imágenes SAR (Sentinel-1) y logrando una exactitud global de entre 85 y 89%. La inclusión de tecnología radar resulta particularmente ventajosa en zonas propensas a nubosidad frecuente, proporcionando información de superficie, mientras que las bandas del espectro óptico facilitan la identificación de tipos de cultivo y su estado (Joshi et al. 2016). Las series temporales permiten captar aspectos del comportamiento de los cultivos utilizando datos de múltiples imágenes (Yi et al. 2020). Esta estrategia requiere el uso de un número adecuado de imágenes, ya que una inclusión excesiva puede

afectar negativamente el ajuste del modelo y calidad de la clasificación (Colditz et al. 2011; Löw et al. 2013). Además, los datos de referencia utilizados para el entrenamiento y la validación de las clasificaciones tienen una importancia primordial. Las investigaciones realizadas en zonas con datos oficiales sobre usos y coberturas del suelo cuentan con la ventaja de poseer fuentes de información georreferenciada que abarcan múltiples períodos (Asam et al. 2022). Por el contrario, otros contextos requieren estudios de campo específicos, orientados a proyectos de investigación particulares (You et al. 2021). La ausencia de muestras de campo sistemáticas impone mayores exigencias en términos de tiempo y recursos a los equipos de investigación, y dificulta la ejecución de estudios históricos. En resumen, la precisión en la selección de bandas e imágenes, considerar el compromiso entre la simplicidad y complejidad del modelo de clasificación, definir las series temporales a considerar y contar con datos de campo constituyen aspectos fundamentales para clasificar con precisión los usos agrícolas.

América del Sur, Central y Norte integran la segunda región con mayor tasa de crecimiento y uso de pesticidas por superficie cultivada (FAO 2023). Dentro de esta amplia región, los procesos de intensificación productiva han cobrado impulso en la Cuenca del Plata, ya que la agricultura en Uruguay, Argentina, Brasil, Paraguay y Bolivia aumentó en un 81% la superficie cultivada y en un 156% el volumen de producción (FAO 2021). Uruguay ha experimentado cambios significativos en su dinámica productiva y en el uso de la tierra desde principios de la década de 2000 (Achkar et al. 2011; Bianco et al. 2021; Céspedes-Payret et al. 2007; Gazzano et al. 2019), alineándose con las tendencias regionales y globales. Estos cambios incluyen la intensificación y expansión agrícola, la homogeneización del paisaje, el crecimiento de monocultivos transgénicos y de la forestación (Borsani et al. 2010; Díaz et al. 2018).

En las últimas dos décadas se registró un aumento sustancial en el uso de insumos en la agricultura (fertilizantes, pesticidas y semillas), empleando técnicas para aumentar la productividad (Paolino et al. 2014), y las importaciones de herbicidas, insecticidas y fungicidas reportaron aumentos significativos (DGSA 2023). Junto a estos cambios, existe evidencia creciente de la presencia e impactos negativos de los pesticidas para la población y los sistemas ambientales (Taran et al. 2012), ecosistemas y organismos no-objetivo (Carabio 2017; Hill y Clérico 2008; Kruk et al. 2022; Pareja et al. 2021; Ríos 2012; Rodríguez-Bolaña et al. 2023; Soutullo et al. 2020). Adicionalmente, la evidencia empírica sugiere que los pesticidas afectan también áreas de protección ambiental, como

se observa en el caso de los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay (Pérez Parada 2021).

Según FAO (2018), Uruguay enfrenta importantes desafíos debido a la información inadecuada sobre el uso de pesticidas y la carencia de información confiable sobre la magnitud de los sitios contaminados. A pesar de los esfuerzos para mejorar la disponibilidad de datos a través de la investigación y de acciones gubernamentales (Gelós 2020; OAN 2023), persiste la necesidad de ampliar el conocimiento sobre este tema. Los datos oficiales sobre usos del suelo y aplicaciones de pesticidas en el país carecen del detalle cualitativo y cuantitativo necesario para estimar con precisión el comportamiento espacial de estos productos. Los Censos Generales Agropecuarios (DIEA 2001, 2014), las encuestas agropecuarias y la información de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos (MGAP 2013) presentan diversas limitaciones que incluyen la antigüedad de los datos (censos), su baja resolución espacial y temporal (censos y encuestas) y el acceso restringido (planes). Las clasificaciones oficiales de usos y coberturas del suelo ofrecen una resolución conceptual de poco detalle, lo que dificulta la identificación de cultivos específicos y rotaciones, y/o resolución temporal insuficiente para captar la dinámica agrícola intraanual³. En este contexto, la aplicación de estrategias de seguimiento por teledetección basadas en muestras de campo presenta un gran potencial para el seguimiento de los cultivos, el análisis de la dinámica agrícola en zonas extensas, el apoyo a la ejecución de políticas públicas (por ejemplo, el control de la aplicación de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos) y la facilitación de la planificación territorial basada en evidencia.

El objetivo principal de este capítulo fue estimar la distribución espacial de las fuentes de pesticidas en los departamentos de Soriano y Río Negro durante el período 2021-2023. En este capítulo se abordaron los objetivos específicos 1 y 2 de la tesis: *Identificar y georreferenciar la dinámica espacial de usos y coberturas del suelo para las zafras agrícolas 2021-2023 en Soriano y Río Negro y Determinar los principios activos y dosis utilizadas en las rotaciones agrícolas en Soriano y Río Negro en el período 2021-2023.*

³ La Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA), Ministerio de Ambiente, proporciona información sobre usos y coberturas del suelo con las características mencionadas anteriormente (<https://www.ambiente.gub.uy/geoservicios/>). La Dirección General de Recursos Naturales (DGRN), Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, elabora información sobre usos y coberturas del suelo con alta resolución conceptual pero baja resolución temporal (<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/>).

El cumplimiento de estos objetivos implicó: i) establecer una metodología para clasificar los cultivos por zafra e identificar rotaciones en el área de estudio durante el período, ii) definir las aplicaciones usuales de pesticidas en relación al uso del suelo; y iii) distinguir el rol de las distintas rotaciones como fuentes de pesticidas. Las fuentes de datos utilizadas en este estudio incluyen series temporales de Sentinel-2 y Sentinel-1 de 2021, 2022 y 2023, muestras de campo de cuatro zafras y consultas con usuarios⁴ del área de estudio.

1.2. Materiales y métodos

La estrategia de investigación consistió en relacionar los cultivos, pasturas y la forestación con sus aplicaciones de pesticidas, identificar rotaciones agrícolas y agruparlas según su uso de pesticidas (Figura 1.1). La estrategia integró las siguientes acciones: 1) la generación de clasificaciones generales de usos/coberturas del suelo para crear una máscara de usos agrícolas y forestación, 2) la reclasificación de los usos agrícolas generados en la parte 1, con foco en los cultivos y usos principales (soja, maíz, trigo, cebada, colza, pasturas, cultivos de cobertura y forrajes) y la forestación, 3) la identificación y definición de las rotaciones agrícolas durante las cuatro zafras 2021-2023, 4) la recopilación de información mediante entrevistas con usuarios clave sobre los principios activos utilizados con mayor frecuencia y la cantidad de aplicaciones, 5) la espacialización de las aplicaciones, vinculando los principios activos con las rotaciones agrícolas; y 6) la categorización de las áreas fuente de pesticidas agrupando las rotaciones en función de sus aplicaciones.

Los departamentos de Soriano y Río Negro forman parte de una región históricamente agrícola del Uruguay, con participación significativa de la agricultura de secano, forestación y ganadería intensiva del país (DIEA 2023b). Es ampliamente reconocida como la principal región agrícola de Uruguay y la de mayor potencial agrícola (DIEA 2015). Aproximadamente el 50,7% de su superficie total (equivalente a 931.838 hectáreas) se considera apta o muy apta para la agricultura (CONEAT 1979). Más del 40% de los cultivos de verano de Uruguay, que incluyen soja y maíz (principales cultivos entre noviembre y mayo; DIEA 2021), así como el 39% de los cultivos de invierno, como trigo, cebada y colza (principales cultivos entre junio y noviembre; DIEA 2023), se

⁴ En esta investigación, el término “Usuarios” comprende a los agrónomos, técnicos y productores que definen y gestionan el uso de pesticidas en el área de estudio.

producen en estos departamentos. Adicionalmente, Soriano y Río Negro concentran el 15% de la forestación total del país, y el 19,4% de su superficie está designada como de prioridad forestal (Arriaga 2021).

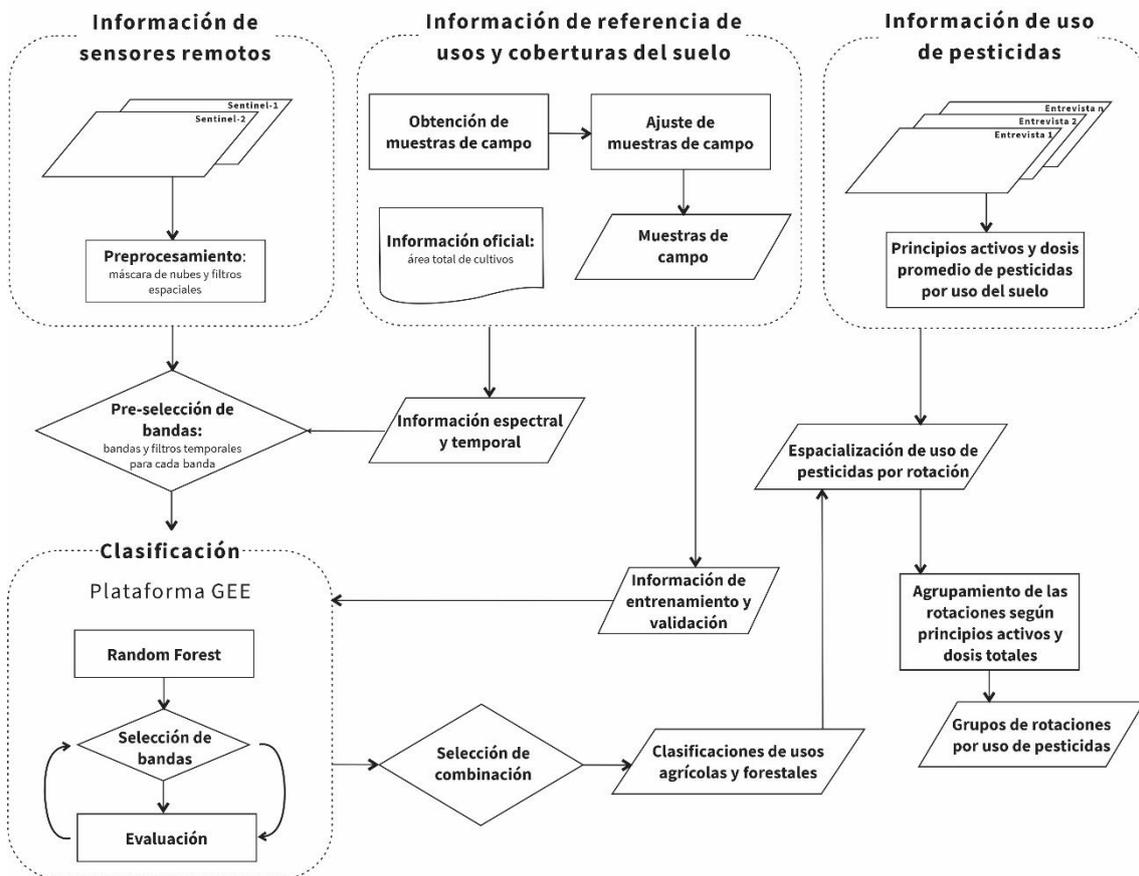


Figura 1.1 Estrategia general de investigación del Capítulo 1. GEE: Google Earth Engine.

1.2.1. Clasificación de usos del suelo y rotaciones agrícolas

Se realizaron clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales (Abida et al. 2022; Y. Li et al. 2022; Shelestov et al. 2017) mediante el uso de la plataforma Google Earth Engine (GEE; Gorelick et al. 2017), con imágenes Sentinel-2 *Multi Spectral Instrument* (MSI) y Sentinel-1 *Synthetic Aperture Radar Ground Range Detected* (SAR GRD). El criterio de selección de las fechas de estas imágenes consideró el calendario agrícola (Figura 1.2). La etapa de preprocesamiento de imágenes satelitales incluyó, para todas las bandas de Sentinel-2 MSI nivel 2A y Sentinel-1 SAR GRD, la corrección atmosférica aplicada para minimizar las distorsiones por interferencia de la atmósfera terrestre en las

mediciones de radiancia (Liang y Wang 2019), la eliminación del ruido térmico (debido a variaciones no deseadas en los valores de captados de radiación térmica; Stasolla y Neyt 2018), la calibración radiométrica para que la información sea proporcional a la cantidad de radiación reflejada o emitida por la superficie terrestre (Lamquin et al. 2019), la corrección del terreno que compensa la distorsión generada por el relieve y la topografía (Vanonckelen et al. 2015), y la aplicación de una máscara de nubes que permitió hasta un 5% de píxeles nublados.

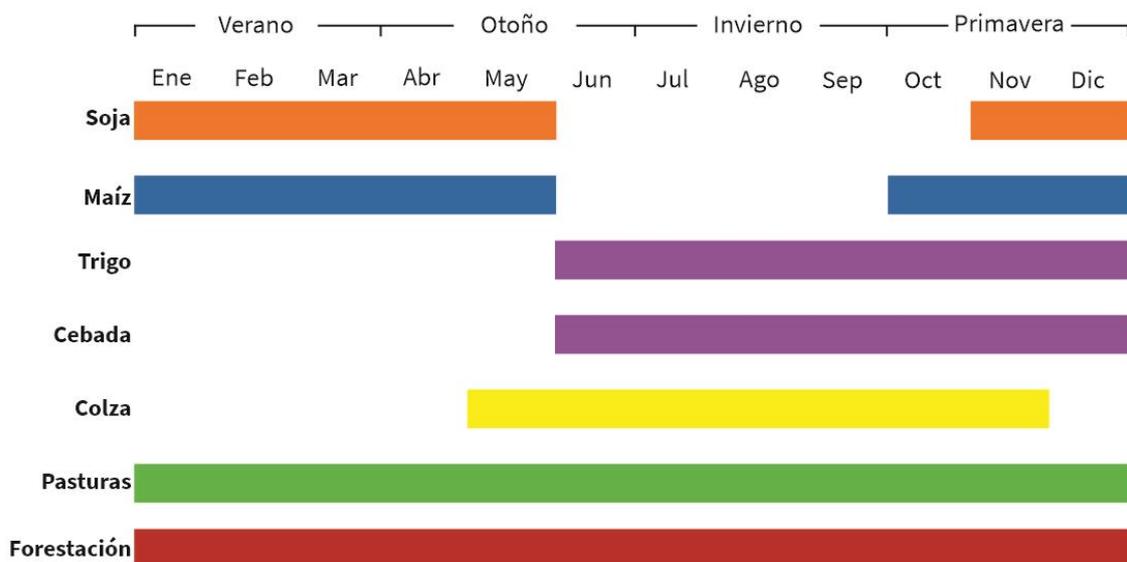


Figura 1.2 Calendario anual típico de los principales cultivos de verano (soja y maíz), invierno (trigo, cebada y colza), pasturas y forestación en la región de estudio. Cada color hace referencia a un uso del suelo que constituyen las clases posteriormente utilizadas para la clasificación de imágenes satelitales. Los cultivos de trigo y cebada están representados con el mismo color pues constituyen una única clase. Elaborado en base a entrevistas con usuarios.

Las muestras de campo (puntos de verificación de usos del suelo georreferenciados mediante observación directa; Figura 1.3) fueron obtenidas durante salidas de campo en marzo de 2022, noviembre de 2022, marzo de 2023 y noviembre de 2023. En cada una de ellas se registraron 450 puntos. Las fechas de realización de estas salidas fueron planificadas para coincidir con los momentos óptimos de distinción visual de los cultivos.

Para la diferenciación de los cultivos de primera⁵ y de segunda⁶ durante la zafra de verano 2021/2022, también se realizó una clasificación de la zafra invierno 2021, centrada únicamente en distinguir entre usos agrícolas y otros usos y coberturas del suelo. Esta distinción fue relevante para la posterior estimación de la aplicación de pesticidas, ya que los cultivos de primera y segunda presentan importantes diferencias en principios activos y dosis aplicadas. Los resultados de las clasificaciones de usos del suelo se trabajaron en un Sistema de Información Geográfica (SIG), desarrollado para definir las rotaciones en el área de estudio durante el período.

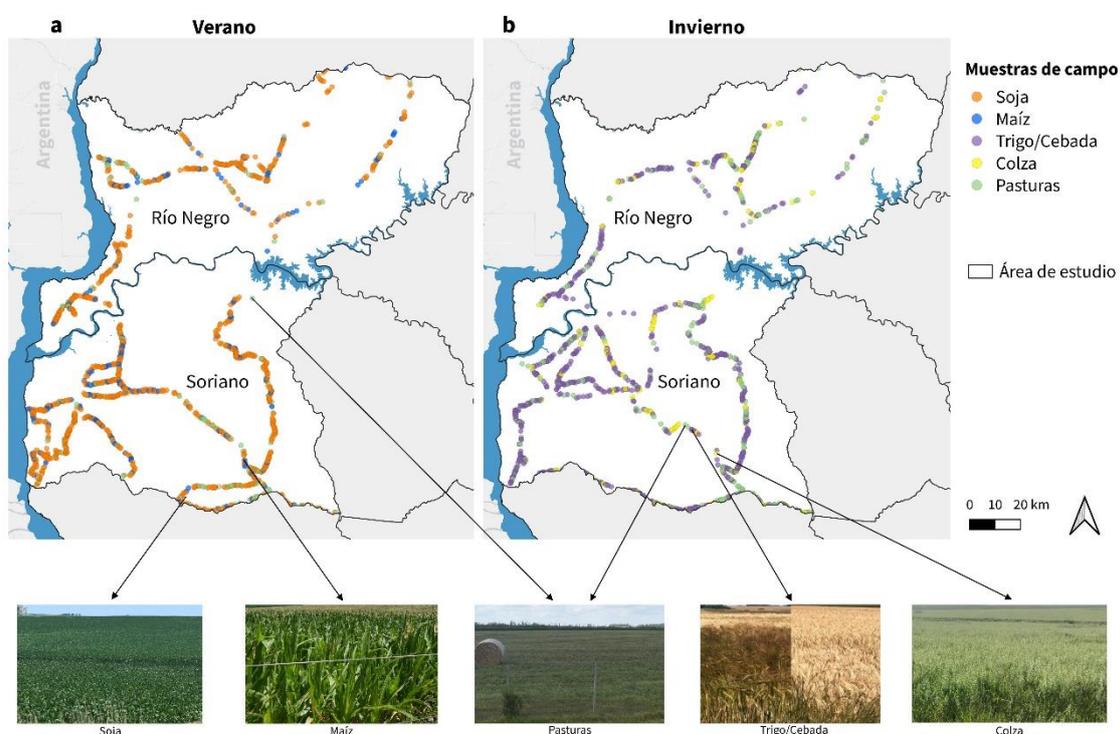


Figura 1.3 Localización de las muestras de campo de usos agrícolas recogidas durante los veranos 2021/2022 y 2022/2023 (a) y los invierno 2022 y 2023 (b), utilizadas para entrenar y evaluar las clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales. Se agregan imágenes tomadas en campo que ejemplifican la apariencia de los usos agrícolas considerados.

⁵ Cultivos de verano que no fueron precedidos por un cultivo de invierno durante la zafra anterior. En las pasturas no se controlan especies objetivo con frecuencia como en la producción de cultivos y en las demás coberturas no se aplican pesticidas. En consecuencia, sobre las plantaciones inmediatamente posteriores a estos usos y coberturas se realiza una mayor aplicación de principios activos antes de la siembra.

⁶ Cultivos de verano que fueron precedidos por un cultivo de invierno durante la zafra anterior.

1.2.1.1. Máscaras de usos agrícolas y forestación

Inicialmente, se realizaron clasificaciones generales para las zafras de verano 2021/2022, invierno 2022, verano 2022/2023 e invierno 2023, incluyendo las siguientes clases: agua, humedales, bosque nativo, campo natural, forestación, agricultura (cultivos y pasturas), áreas urbanas e infraestructuras, y suelo desnudo. Estas clasificaciones incorporaron bandas del espectro visible, infrarrojo cercano (NIR), infrarrojo de onda corta (SWIR) y medianas mensuales del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). Las muestras de campo recogidas durante cada zafra se distribuyeron aleatoriamente para su uso entre muestras de entrenamiento (70%) y de validación (30%). Tras las clasificaciones generales, se generaron seis máscaras de usos agrícolas y forestación: una para cada período a analizar, una quinta de agosto 2021 para identificar cultivos de primera en verano 2021/2022 y una sexta clasificación de mayo 2024 con foco en usos forestales, para identificar la superficie plantada en invierno 2023⁷.

1.2.1.2. Clasificación de cultivos

Para establecer los parámetros de clasificación de los cultivos, se realizaron 21 entrevistas a usuarios de pesticidas⁸ en el área de estudio entre febrero de 2022 y mayo de 2023. Adicionalmente, se consultaron fuentes secundarias (Calistro 2015; Fassio et al. 2015) para complementar la información sobre las fechas más habituales de siembra, emergencia, crecimiento y cosecha de los cultivos en el área de estudio a lo largo del año. Se realizó un análisis exploratorio del comportamiento de los cultivos en el área, utilizando muestras de campo para ajustar la selección de bandas espectrales y ventanas temporales de interés. El objetivo de esta etapa fue identificar empíricamente los períodos de mayor distinción entre cultivos, ya que las fechas teóricas de siembra presentan una

⁷ La clasificación adicional de cobertura forestal es relevante para distinguir la superficie donde se sembró forestación y, consecuentemente, se aplicaron pesticidas en el período de estudio.

⁸ Los académicos de referencia en el campo, agrónomos, técnicos y productores entrevistados (usuarios de pesticidas) fueron seleccionados teniendo en cuenta la diversidad en términos de distribución geográfica dentro de la región de estudio. Los usuarios no eran productores individuales, tenían un mínimo de 5 años de experiencia laboral en la zona de estudio y cumplían uno o más de los siguientes criterios: a) trabajan para empresas que gestionan al menos 5000 ha para la producción, b) trabajan para empresas que prestan asistencia a los productores, o c) gestionan más de dos propiedades individuales en la zona de estudio que suman al menos 2000 ha.

amplia variabilidad, dependiendo de la rotación (cultivo de primera/segunda), las condiciones climáticas y las decisiones individuales de cada productor.

Como indicador del comportamiento fenológico de los cultivos se utilizó la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación, cuantificada mediante cálculos de NDVI por píxel. Este índice es un estimador eficaz de la productividad primaria (Tucker y Sellers 1986; Zhao et al. 2022) y permite una aproximación a los estados fenológicos de la cubierta vegetal (Wang et al. 2016). Finalmente, se ajustaron las ventanas temporales previamente definidas en función del comportamiento teórico de los cultivos, de acuerdo con el comportamiento temporal del NDVI registrado por cada uso de interés en la región de estudio (Figura 1.4).

Las clasificaciones de usos agrícolas para las zafras de invierno y verano se ejecutaron empleando el algoritmo Random Forest (RF; Breiman 2001; Pelletier et al. 2016; Shetty 2019). Estas clasificaciones incluyeron las siguientes clases: soja, maíz, trigo y cebada, colza y pasturas (que agrupó pasturas sembradas, cultivos de cobertura y forrajes). El punto de partida fueron las ventanas temporales de mayor diferenciación entre usos, derivados de patrones temporales NDVI y bandas de las regiones visibles, borde rojo, NIR y SWIR. Inicialmente, esto incluyó valores mínimos, máximos y la mediana para cada banda. Las clasificaciones se realizaron de forma iterativa, y la importancia relativa de cada banda se evaluó utilizando la métrica de importancia de Gini para definir el conjunto de bandas empleadas en las clasificaciones. Esta métrica se basa en la impureza de Gini para determinar las divisiones óptimas de la muestra en cada nodo para la agrupación (Mahdianpari et al. 2020; Menze et al. 2009).

Para evaluar la calidad de cada clasificación, se estimó la exactitud global mediante el uso de una matriz de confusión (Ting 2017). La matriz de confusión es ampliamente utilizada (Comber et al. 2012) ya que permite evaluar la exactitud y error de cada clase, proporcionando información sobre la dificultad de diferenciación, y distinguiendo entre errores de omisión (proporción de píxeles que pertenecen a una clase, pero fueron omitidos) y errores de comisión (proporción de píxeles asignados a una clase incorrecta, es decir, incluidos incorrectamente). Esta información se sintetizó en métricas de exactitud del productor (Ec. 1.1) y exactitud del usuario (Ec. 1.2):

$$(Ec. 1.1) \quad EP = 1 - ErrO$$

$$(Ec. 1.2) \quad EU = 1 - ErrC$$

donde *ErrO* es el error de omisión y *ErrC* el error de comisión.

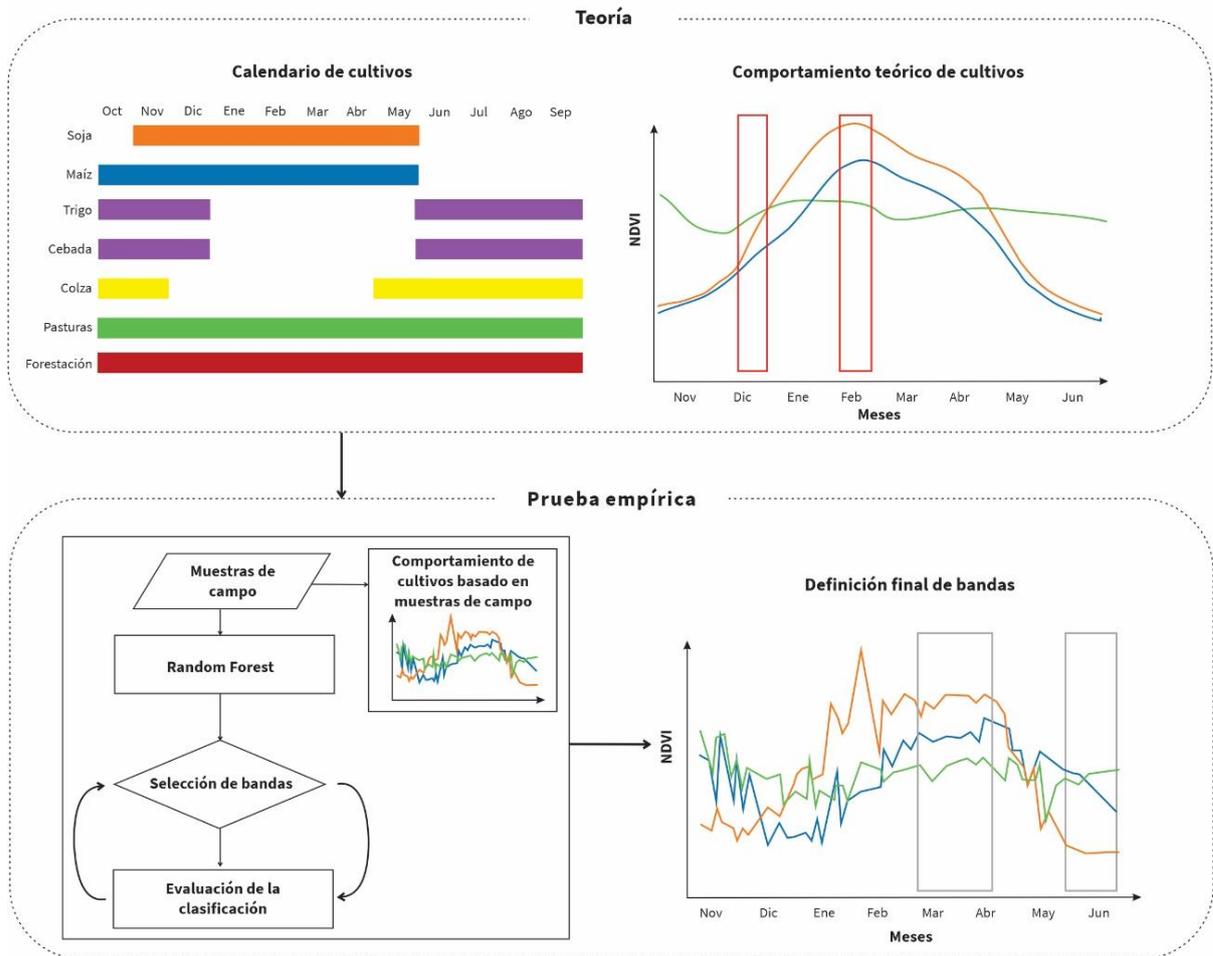


Figura 1.4 Diagrama de flujo para la selección de bandas, utilizando como ejemplo ilustrativo los cultivos de verano. Teoría: calendario de cultivos, comportamiento temporal teórico típico de los cultivos. Prueba empírica: definición final de bandas. Los cuadros rojos indican las ventanas temporales definidas en la etapa inicial en función del comportamiento teórico típico de los cultivos. Los cuadros grises indican las ventanas temporales seleccionadas en función del comportamiento de las muestras de cultivos.

1.2.2. Estimación de uso de pesticidas

La identificación de los principios activos y dosis aplicadas en cada uso del suelo se basó en las entrevistas realizadas a los usuarios de pesticidas (Anexo 1.1). Las áreas urbanas, el bosque nativo, los pastizales naturales y los humedales no fueron considerados como fuentes de pesticidas, ya que estas áreas no reciben aplicaciones habituales o sistemáticas.

La selección de principios activos se basó en varios factores, incluyendo su frecuencia de mención en las entrevistas, su importancia para la gestión ambiental (*importante* y *muy importante*, según OAN 2023), y sus volúmenes de importación en el país (DGSA 2023). La determinación de las aplicaciones de pesticidas para cada cultivo implicó identificar las rotaciones en la zona, así como los principios activos y dosis aplicadas. Posteriormente se establecieron valores medios de las dosis de principios activos, expresadas en gramos por hectárea (g/ha) de principio activo.

Para los usos forestales, se consideraron las superficies cuya plantación y emergencia se produjo dentro del período de estudio (2021-2023). Las empresas forestales que gestionan mayor superficie en Soriano y Río Negro están regidas por las pautas de uso de pesticidas descritas en las Políticas de Pesticidas del FSC (por ejemplo, FSC-POL-30-001; FSC 2017), y en ello basan sus declaraciones sobre aplicaciones. Durante el ciclo de plantación forestal (mínimo 8 años), la aplicación de pesticidas se concentra en el primer año (preemergencia y emergencia) y por fuera de este período se aplica según necesidades variables, por lo general en respuesta a plantas e insectos específicos. Las plantaciones forestales plantadas entre 2021 y 2023 fueron identificadas mediante el procesamiento de imágenes satelitales. Tanto para la forestación visible durante el periodo de estudio como para las pasturas sembradas que persistieron a lo largo de las cuatro zafas consideradas, sólo se tuvieron en cuenta las aplicaciones iniciales.

La información relativa a las clasificaciones de usos del suelo y las aplicaciones de pesticidas para cada uso y rotación se sistematizó y procesó en ambiente SIG. Las cantidades totales de aplicación por principio activo para cada rotación (Ec. 1.3) se calcularon sumando los volúmenes de principio activo aplicados a cada uso del suelo (Ec. 1.4) que constituye la rotación:

$$(Ec. 1.3) \quad TPA_i = \sum CPA_{ix}$$

$$(Ec. 1.4) \quad CPA_i = \sum D_{ix} \times S_x$$

donde TPA es la cantidad total de principio activo i utilizado en la rotación (g/ha), CPA es la cantidad total utilizada del principio activo i en cada uso del suelo x que compone la rotación (g/ha); D es la dosis de aplicación del principio activo i en el uso x (g), y S la superficie ocupada por el uso x (ha).

Por último, para analizar los tipos de uso de pesticidas (principios activos y magnitud de dosis), se recurrió a un análisis de conglomerados (*clusters*) utilizando el método K-medias (Hartigan y Wong 1979; Suzuki y Shimodaira 2006) en el software R (R Core Team 2022). Esta agrupación permitió un examen exhaustivo de las aplicaciones por rotación, ofreciendo una alternativa más sólida al análisis de cantidades de principios activos diferentes con dosis disimiles y sin una ponderación específica.

1.3. Resultados

1.3.1. Usos agrícolas y rotaciones en Soriano y Río Negro

Las combinaciones de bandas e índices espectrales que permitieron obtener clasificaciones con mayor precisión y las mejores distinciones de usos agrícolas entre zafras incluyeron: seis bandas para verano 2021/2022, siete bandas para invierno 2022, ocho bandas para verano 2022/2023 y ocho para invierno 2023 (Anexo 1.2).

La clasificación de los usos de verano alcanzó mayor precisión cuando se basó únicamente en Sentinel-2 y estadísticos del NDVI. Los valores mínimos de NDVI entre diciembre/febrero y entre mayo/julio fueron significativos, correspondiendo principalmente a la siembra, la emergencia y el periodo de floración temprana de la soja, y a la madurez tardía y la cosecha, respectivamente. Para la clasificación de usos agrícolas de invierno 2022, los valores medios y mínimos de la banda roja, junto con la mediana del NDVI entre mediados de septiembre y octubre y el VV de Sentinel-1 en octubre, desempeñaron un papel clave en la distinción entre clases. Esta ventana temporal corresponde al periodo de máxima radiación fotosintéticamente activa absorbida por las hojas de los cultivos, diferenciando con eficacia los cultivos de las pasturas. En el caso del invierno siguiente (2023), los intervalos de NDVI fueron ajustados utilizando el valor mínimo entre junio y agosto, e incorporando el uso de la banda de borde rojo.

Las clasificaciones alcanzaron exactitudes globales superiores al 91% en todos los casos (Tabla 1.1). Las clases de soja y trigo/cebada mostraron la mayor exactitud del usuario (93% a 96%) y la clase de pasturas presentó el rango de error más amplio de todos los cultivos, con una exactitud del productor que osciló entre el 51% y el 100%.

Tabla 1.1 Exactitud de las clasificaciones de usos agrícolas para las zafras de verano 2021/2022, invierno 2022, verano 2022/2023 e invierno 2023. La Exactitud global (EG), exactitud del usuario (EU) y exactitud del productor (EP) muestran la fracción de píxeles (mínimo de 0 y máximo de 1) clasificados correctamente en cada clasificación. EG expresa la proporción de píxeles correctamente asignados a cada clase. EU expresa los píxeles correctamente asignados a una clase con respecto a la totalidad de píxeles asignados a esa clase y se calcula mediante la ecuación $EU = 1 - ErrC$, donde $ErrC$ es el error de comisión. EP expresa el número de píxeles correctamente asignados a una clase con respecto a la totalidad de píxeles pertenecientes a esa clase y se calcula mediante la ecuación $EP = 1 - ErrO$ donde $ErrO$ es el error de omisión.

Clasificación	Métricas de exactitud		
	EU	EP	EG
Verano 21/22			
Soja	0,96	0,94	
Maíz	0,91	0,82	0,92
Pasturas	0,75	1	
Invierno 22			
Trigo/Cebada	0,96	0,93	
Canola	0,9	0,94	0,91
Pasturas	0,54	0,51	
Verano 22/23			
Soja	0,93	0,98	
Maíz	0,89	0,54	0,92
Pasturas	0,9	0,79	
Invierno 23			
Trigo/Cebada	0,93	0,95	
Canola	0,87	0,82	0,91
Pasturas	0,88	0,85	

Se detectó un gradiente ascendente de noreste a suroeste en la superficie dedicada a la agricultura (Figura 1.5). En todas las zafras, el noreste del departamento de Río Negro presentó la menor superficie agrícola, junto a parches dispersos en el centro-norte y noreste de Soriano y el oeste de Río Negro, asociados a la actividad forestal en suelos de prioridad forestal (DGRN 2021). Por el contrario, en todas las zafras, la mayor superficie agrícola se encontró en el oeste del departamento de Soriano.

Se definieron un total de 195 secuencias de rotación (Anexo 1.3), que abarcaban cultivos (durante las cuatro zafras agrícolas, tres, dos o una de ellas), pasturas (ciclos estacionales, anuales o más largos, forraje, forraje o cobertura) y forestación. Las pasturas, forrajes, o cultivos de cobertura se integraron frecuentemente en las rotaciones junto con los cultivos, aunque en algunos casos se mantuvieron durante ciclos anuales o más largos. En

rotaciones que incluyeron forestación, esta cobertura fue el único uso durante todo el período o fue exclusivo en zafra posterior a su plantación (debido a la longitud de sus ciclos).

1.3.2. Uso de pesticidas en Soriano y Río Negro

Los principios activos utilizados y las dosis aplicadas de acuerdo con lo reportado por los usuarios consultados presentaron altos niveles de homogeneidad en el área de estudio (Tabla 1.2). Entre los 29 principios activos mencionados por los entrevistados, seis fueron identificados como de uso muy frecuente por el 100% (glifosato, 2,4-D, cletodim, flumetsulam, clorantraniliprole y fipronil), tres por el 90% (S-metolaclor, triflumurón y flumioxazin), y cinco por el 78% (clopiralid, paraquat, fluroxipir-meptyl, bifentrina y tiametoxam). A partir de esta información, fueron considerados los 9 pesticidas más utilizados: i) los herbicidas glifosato, 2,4-D, flumioxazin, S-metolaclor, cletodim y flumetsulam, y ii) los insecticidas triflumuron, clorantraniliprole y fipronil. Debido a la frecuencia de uso reportada por los usuarios, fueron excluidos de la consideración los principios activos fungicidas y otros principios activos herbicidas e insecticidas.

El glifosato destacó como único principio activo utilizado en todos los usos identificados, y también registró las dosis de aplicación más elevadas (en ningún caso por debajo de 1440 g/ha por zafra). Los usos mayoritarios del glifosato y el S-Metolaclor según los usuarios consultados es en prácticas de barbecho químico para la soja y el maíz y mantenimiento postemergencia. El 2,4-D se utiliza para controlar las “malezas” de hoja ancha en el maíz y los cultivos de invierno, mientras que el flumioxazin se aplica en la soja, el trigo y la cebada. El flumetsulam se utiliza para controlar las “malezas” de hoja ancha en pasturas, forrajes y cultivos de cobertura. El cletodim controla las gramíneas y se utiliza mayoritariamente en cultivos de soja, trigo y cebada. El triflumurón se utiliza en soja y cultivos de invierno, y el clorantraniliprole en soja y maíz, ambos aplicados para controlar insectos como *Pseudaletia adultera*, *Spodoptera frugiperda* y *Anticarsia gemmatilis*. El fipronil se utiliza para el control de hormigas, especialmente en plantaciones de forestación.

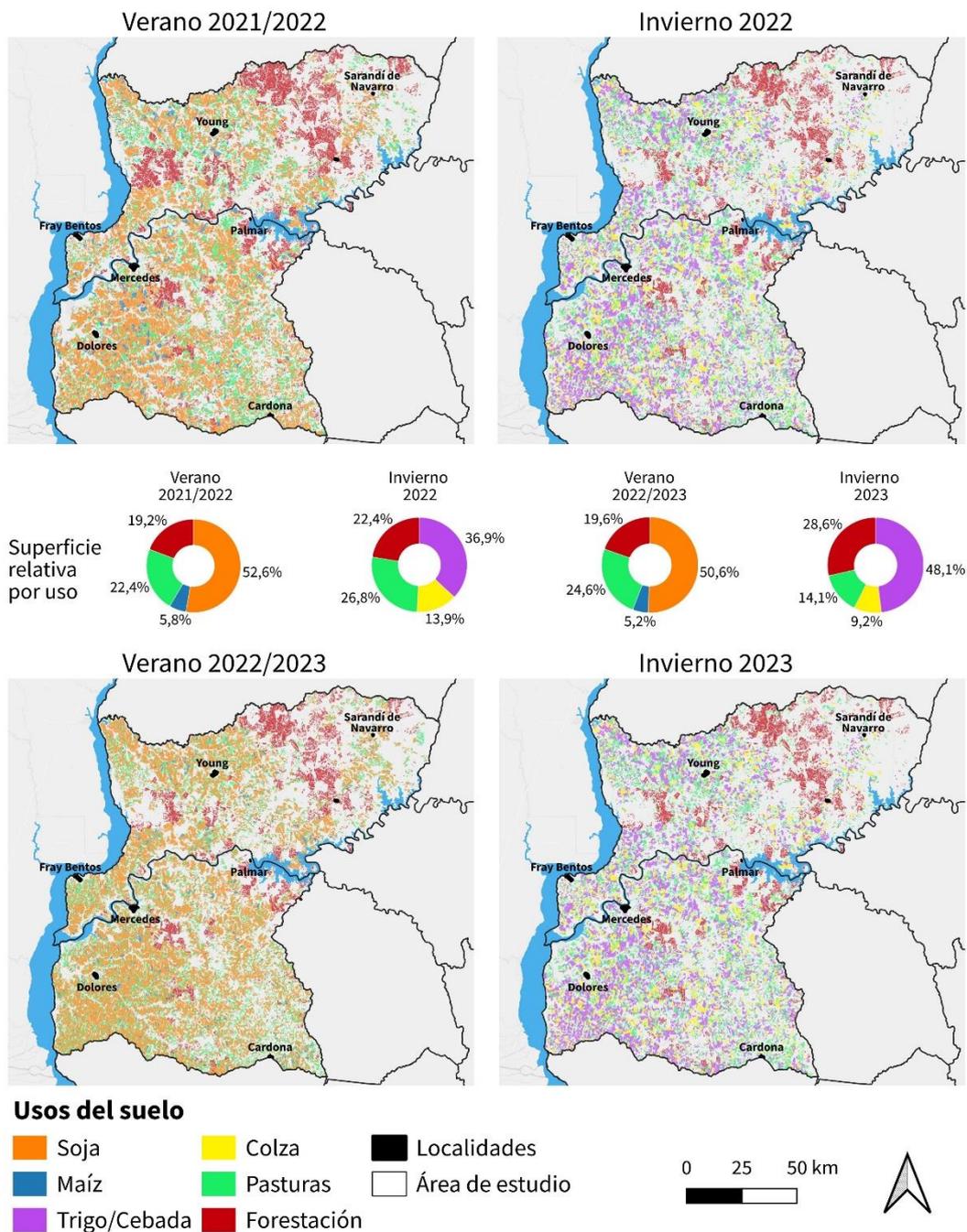


Figura 1.5 Distribución espacial y superficie relativa de los usos agrícolas de las zafas de verano 2021/2022 (a), invierno 2022 (b), verano 2022/2023 (c) e invierno 2023 (d).

Las pasturas, cultivos de cobertura y forrajeros (*Festuca*, *Dactylis*, *Lotus*, *Avena*, *Trifolium*, *Vicia*, *Lolium*) y la forestación tienen una mayor simplicidad y uniformidad en las aplicaciones de pesticidas, según lo reportado por los usuarios. Las pasturas y cultivos de cobertura más comunes compartieron el glifosato y el flumetsulam como principios activos utilizados con mayor frecuencia. Además del glifosato, la forestación utilizó

fipronil para el control de hormigas, que según los usuarios consultados es un insecto poco frecuente en la agricultura en la zona de estudio.

Tabla 1.2 Promedio de aplicaciones (g/ha) de principios activos por cultivo y por zafra según consultas a usuarios de Soriano y Río Negro. Soja 1 y Maíz 1: cultivos de primera (no fueron precedidos por un cultivo de invierno). Soja 2 y Maíz 2: cultivos de segunda (fueron precedidos por un cultivo de invierno). Glif: Glifosato, Flumi: Flumioxazin, S-Met: S-Metolaclo, Clet: Cletodim, Flume: Flumetsulam, Trif: Triflumurón, Clor: Clorantraniliprole, Fipro: Fipronil. \pm : indica la media de variaciones.

Uso	Glif	2,4-D	Flumi	S-Met	Clet	Flume	Trif	Clor	Fipro
Soja 1	2880 \pm 960	0* \pm 920	72 \pm 24	1200 \pm 240	240 \pm 72	0 \pm 0	96 \pm 36	12 \pm 2	0 \pm 0
Soja 2	1680 \pm 960	0* \pm 690	0 \pm 0	0 \pm 0	240 \pm 72	0 \pm 0	96 \pm 36	12 \pm 2	0 \pm 0
Maíz 1	2400 \pm 960	480 \pm 240	0 \pm 0	960 \pm 240	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	20 \pm 0	0 \pm 0
Maíz 2	1920 \pm 960	480 \pm 240	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	20 \pm 0	0 \pm 0
Trigo	1920 \pm 480	480 \pm 96	48 \pm 0	0 \pm 0	192 \pm 24	0 \pm 0	48 \pm 24	0 \pm 0	0 \pm 0
Cebada	1920 \pm 480	720 \pm 144	72 \pm 24	0 \pm 0	192 \pm 24	0 \pm 0	48 \pm 24	0 \pm 0	0 \pm 0
Colza	1680 \pm 480	480 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	48 \pm 24	0 \pm 0	0 \pm 0
Pasturas	1440 \pm 480	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	60 \pm 24	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
Forestación**	3840 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	6000 \pm 0

*En el caso de las variedades de soja Enlist, se utiliza una media de 576 g/ha de 2,4-D.

**Sólo para la superficie cuyo período de emergencia (posterior a la siembra y germinación) estuvo comprendido entre 2021 y 2023.

La distribución espacial del uso de pesticidas mostró un gradiente decreciente de oeste a este, con mayor uso en el departamento de Soriano en comparación con Río Negro (Figura 1.6 y 1.7), siguiendo el patrón espacial identificado previamente en los cultivos (Figura 1.5). El glifosato tuvo la mayor superficie de distribución, cubriendo el 100% de la superficie agrícola, ya que es aplicado en todos los usos. Por otro lado, el fipronil tuvo la menor distribución (14,3% de la superficie agrícola).

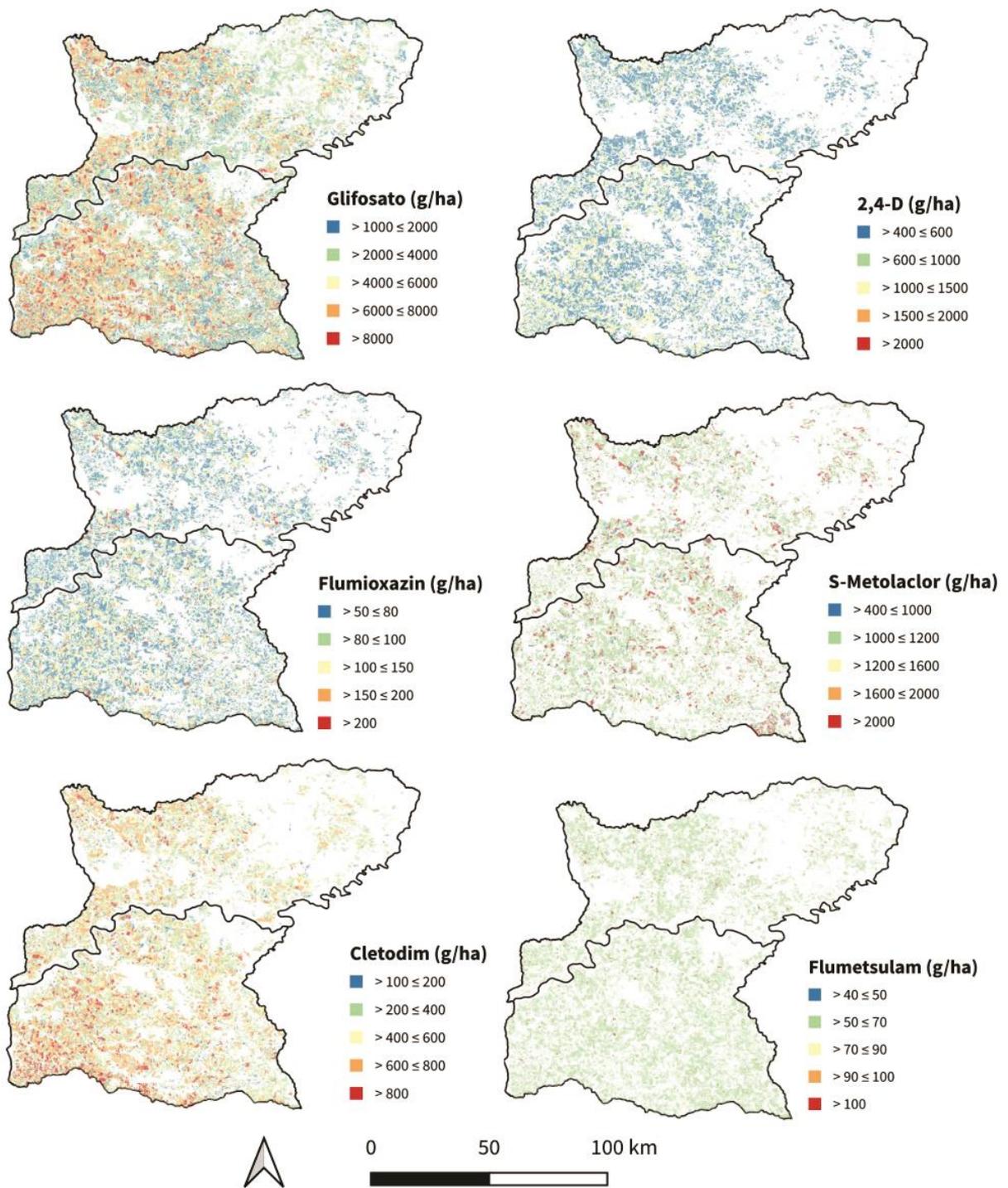


Figura 1.6 Distribución espacial del uso total de los principios activos herbicidas (g/ha) en el periodo 2021-2023

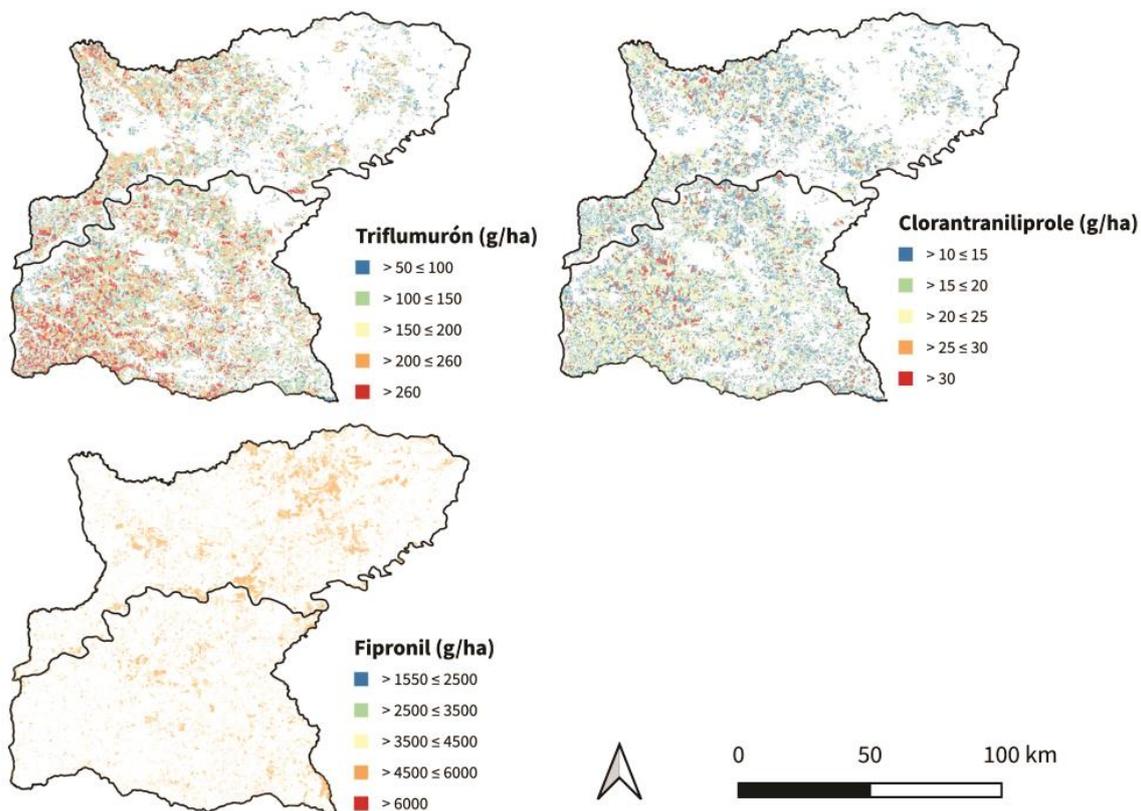


Figura 1.7 Distribución espacial del uso total de los principios activos insecticidas (g/ha) en el periodo 2021-2023

1.3.3. Uso de pesticidas por rotación

Se diferenciaron cinco grupos de zonas agrícolas (Figura 1.8) en función de sus patrones de rotación y uso de pesticidas (principios activos y cantidades). Tres grupos contienen rotaciones de cultivos y pasturas (1-3), mientras que los otros dos también incorporaron forestación (4-5).

Entre los grupos con rotaciones de cultivos y pasturas, el Grupo 1 se distribuyó en toda el área de estudio (Figura 1.9) y comprendió rotaciones con aplicaciones en dos zafra agrícolas o menos, o tres zafra agrícolas con colza y pasturas. Este grupo registró el menor uso de glifosato (promedio de 3621,8 g/ha), no utiliza fipronil, y está entre los de menor uso en el resto de los principios activos considerados. El Grupo 2 también está ampliamente distribuido dentro de Soriano y Río Negro, pero con mayor concentración en la región oeste. Contiene rotaciones donde hubo aplicaciones en tres zafra agrícolas y/o dos cultivos de primera. Esta composición diversa y más intensiva que el Grupo 1, da lugar a un elevado uso de 2,4-D, clorantraniliprole y flumetsulam (medias por rotación de 1038,3 g/ha, 22,8 g/ha y 38,3 g/ha respectivamente) en comparación a los demás

grupos, e intermedio de flumioxazin, S-Metolaclor, cletodim y triflumurón. El Grupo 3 registró un gradiente decreciente de oeste a este, con mayor concentración en la región sur del área de estudio (Soriano). Este grupo está integrado por rotaciones con aplicaciones en las cuatro zafras agrícolas, e incluyen al menos un cultivo de primera. Sus rotaciones tienen usos elevados de múltiples principios activos: valores máximos de 2,4-D (1118,3 g/ha), flumioxazin (88,8 g/ha), S-Metolaclor (1455,3 g/ha), triflumurón (149,1 g/ha), clorantraniliprole (29,9 g/ha) y flumetsulam (43,4 g/ha), y entre los dos mayores de glifosato (7787,2 g/ha) y cletodim (347,2 g/ha).

Respecto a los grupos que contienen usos forestales, el Grupo 4 se caracterizó por valores medios de dosis menores que el 5, a excepción del fipronil en que ambos grupos tienen medias de 6000 g/ha. La distribución espacial del Grupo 4 coincide con regiones de mayor presencia forestal, con mayor concentración en el noreste-este y oeste de Río Negro, y en segundo lugar en el centro de Soriano. Sus rotaciones tienen los valores más bajos de aplicaciones de principios activos no utilizados en forestación: 2,4-D (423,5 g/ha), flumioxazin (18,3 g/ha), S-Metolaclor (183,5 g/ha), cletodim (115,8 g/ha), triflumurón (50,8 g/ha), clorantraniliprole (10,6 g/ha) y flumetsulam (21,2 g/ha), mientras que sus aplicaciones de glifosato se ubican en valores intermedios con respecto a los demás grupos (media de 6494,1 g/ha). Especialmente, el Grupo 5 se restringe a parches aislados y dispersos por toda el área de estudio, consecuente con lo poco usual del pasaje de áreas con usos agrícolas intensivos a usos forestales. Las rotaciones que integran este grupo destacan por sus valores elevados en el uso de glifosato (9249,2 g/ha) y cletodim (348,9 g/ha), e intermedios de los demás principios activos.

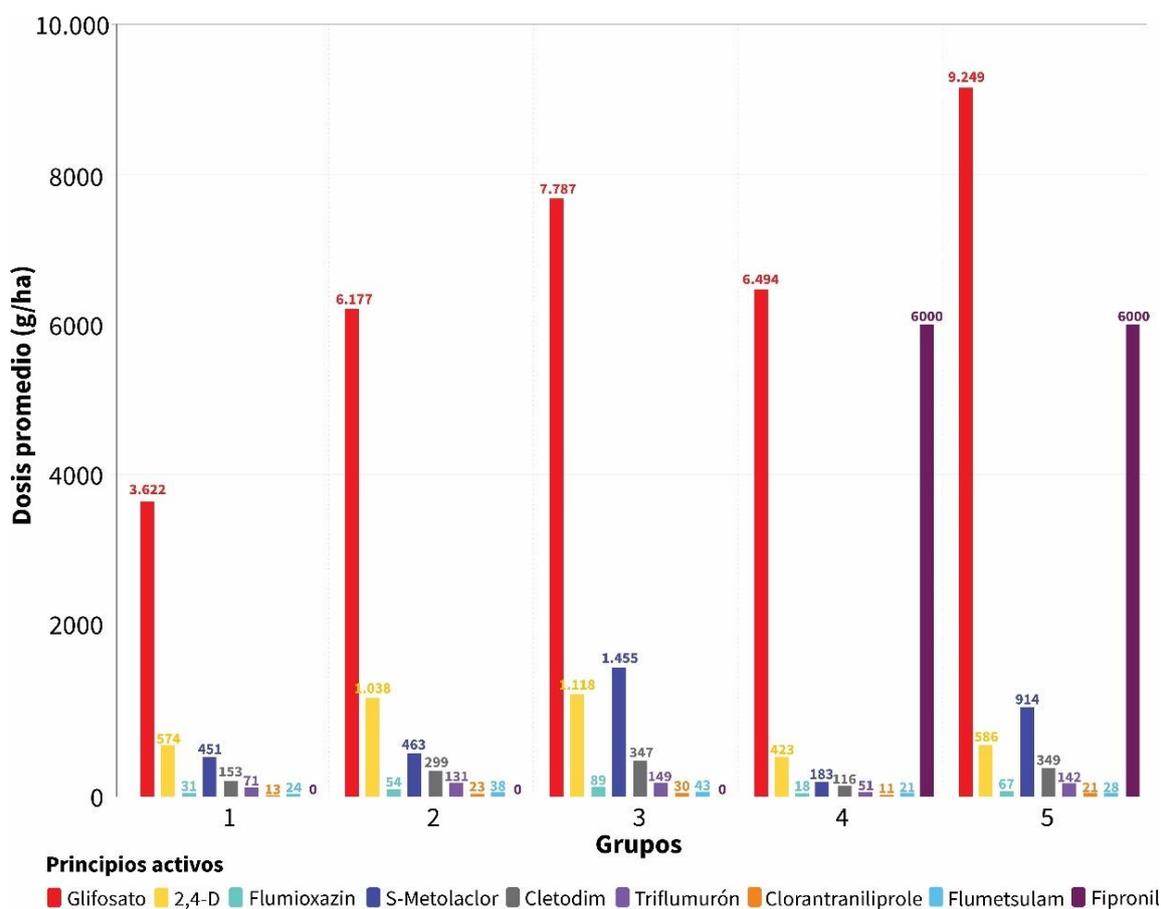


Figura 1.8 Dosis medias (g/ha) de aplicación de cada principio activo por grupo de rotaciones agrícolas.

Los grupos de aplicación de pesticidas constituyen cinco zonas con un uso similar de principios activos y dosis durante el período 2021-2023 (Figura 1.9). El glifosato fue el principio activo con mayores dosis utilizadas en todos los grupos, mientras que los insecticidas tuvieron las menores dosis (a excepción del fipronil, presente en los grupos 4 y 5). El Grupo 3 registró las mayores dosis de aplicación en seis de los nueve principios activos considerados, mientras que el Grupo 4 concentró las menores dosis en siete de ellos.

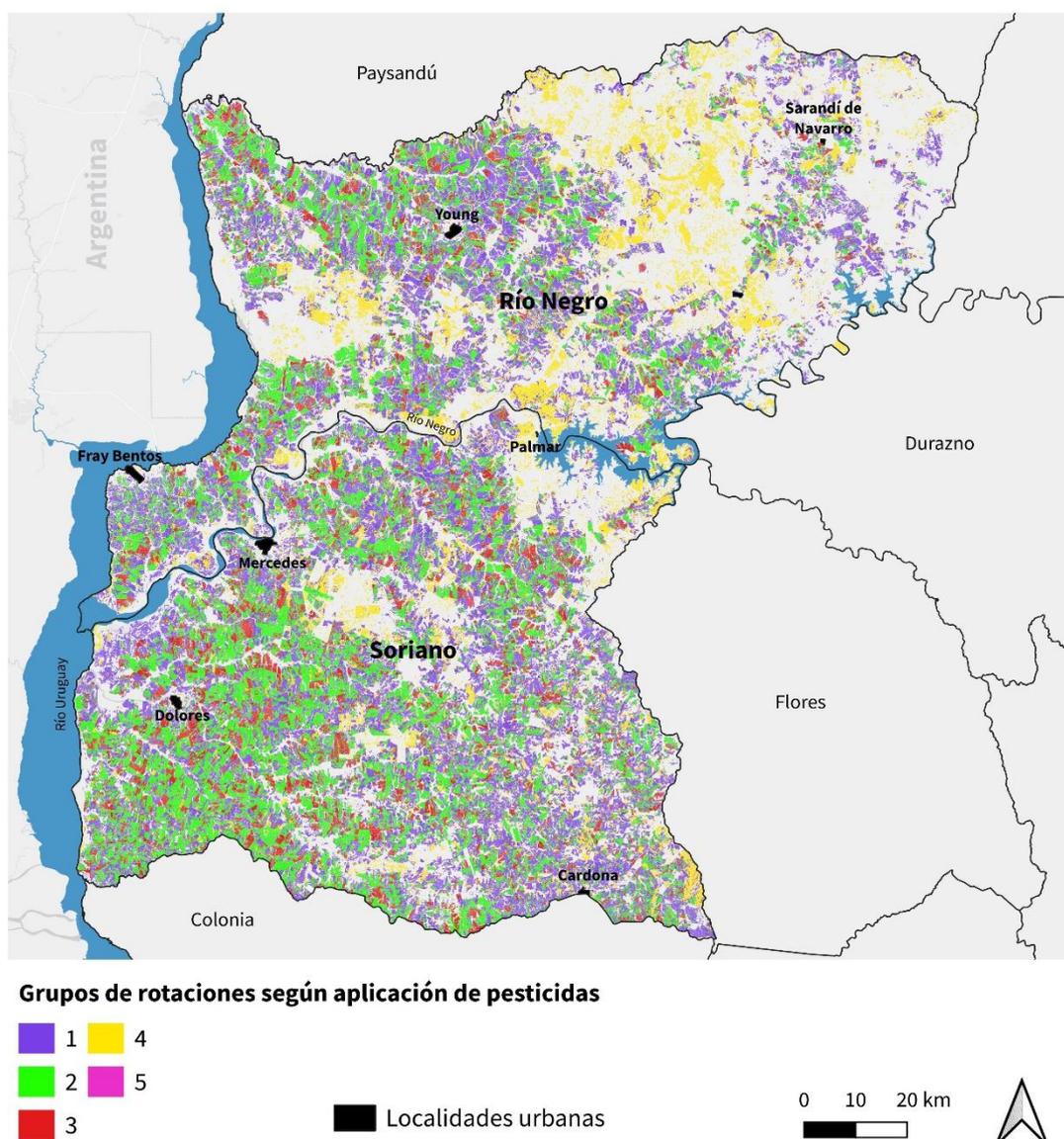


Figura 1.9 Grupos de aplicaciones de pesticidas según los principios activos y las dosis utilizadas por rotación (zafras agrícolas de verano 2021/2022, invierno 2022-verano 2022/2023 e invierno 2023) en Soriano y Río Negro.

1.4. Discusión

El uso de pesticidas a nivel global plantea amenazas significativas para la salud humana, los ecosistemas (Tudi et al. 2021), el agua y los suelos (Rasool et al. 2022). Para abordar este problema es necesario comprender la distribución espacial de los pesticidas, punto de partida para diseñar medidas de control y mitigación. La estimación del uso de pesticidas a través de métodos indirectos, como las ventas o las importaciones, presenta desafíos a escala local debido a la baja resolución de las fuentes de información. Esta limitante se suma a las suposiciones sobre el uso de principios activos sin verificación

por parte de expertos locales y las aplicaciones generalizadas basadas únicamente en las dosis sugeridas. Los informes oficiales publicados en general no especifican qué principios activos se utilizan, en qué cantidades y dónde se aplican.

La estrategia de clasificación de las rotaciones agrícolas, incluida la definición del método de clasificación, la evaluación y selección de bandas e índices espectrales y la selección de intervalos temporales críticos, condujo a clasificaciones con una exactitud global superior al 91%. La exactitud específica de cada clase también mostró valores elevados, en particular para la soja y el trigo/cebada (la exactitud del usuario osciló entre 93% y 96%), que son los cultivos más extendidos en Soriano y Río Negro. Estos niveles de exactitud son concordantes con estudios anteriores que lograron clasificaciones con una exactitud global de entre 86% y 95% utilizando productos del espectro óptico, radar e índices espectrales, y muestras de campo obtenidas de fuentes oficiales (Ajadi et al. 2021; Kordi y Yousefi 2022). La combinación de información procedente del espectro óptico, microondas y los índices de vegetación permite diferenciar eficazmente los tipos de cobertura y fases fenológicas, lo que subraya su potencial para la identificación de cultivos. En contextos geográficos donde no hay disponibilidad de bases de datos de campo exhaustivas y actualizadas, la recolección de muestras independientes es una estrategia robusta, más allá de la inversión de tiempo y recursos que demanda.

La selección de las bandas espectrales para la clasificación de usos agrícolas es decisiva ya que representan la información de base para los algoritmos clasificadores. Las mejores combinaciones de bandas varían según el calendario de usos del suelo, las condiciones climáticas y los contextos geográficos. Partir de una selección que incluya una amplia gama de bandas e índices con diferentes ventanas temporales, resulta eficaz para definir un modelo de clasificación más sencillo. La selección final de bandas capturó la importancia de los valores NDVI y de las bandas de borde rojo para la clasificación estival, lo que refleja su significativa contribución a la identificación de los cambios en la concentración de clorofila en la vegetación (Kang et al. 2021).

En cuanto a los usos que representaron el mayor desafío para la clasificación, las pasturas mostraron sistemáticamente los mayores errores de clasificación, tanto en invierno como en verano. Esto puede atribuirse a la heterogeneidad de esta clase, que abarca varias gramíneas, leguminosas (por ejemplo, *Festuca*, *Trifolium*, *Medicago sativa*) y cultivos de cobertura (por ejemplo, *Avena*). Desagregar esta clase y evaluar el comportamiento

fenológico de cada pastura y cultivo de cobertura es una alternativa a explorar para alcanzar mayores niveles de exactitud. La presencia de otros cultivos zafrales con pequeñas superficies en el período analizado (por ejemplo, girasol y sorgo, con un total de 10.000 ha y 55.000 ha, respectivamente, en todo Uruguay según OPYPA, 2022) puede haber afectado la calidad de la clasificación. La clasificación de verano 2022/2023 alcanzó una precisión global del 92%. Para ello requirió incorporar un mayor número de bandas en el modelo y arrojó una superficie total de cultivo mayor que lo esperado. Esta zafra se vio gravemente afectada por la sequía que comenzó en 2020, con precipitaciones un 30% por debajo de la media anual histórica. Si bien la siembra de cultivos de verano en 2022/2023 aumentó en comparación con 2021/2022, se estima que en el país 350.584 ha de cultivos fueron abandonadas o utilizadas para pastoreo (DIEA 2023a). Dado que el maíz es un cultivo más sensible al déficit hídrico que la soja (Nguyen et al. 2023), la sequía 2022/2023 puede haber afectado en mayor medida al maíz y determinó mayores niveles de confusión con otras clases en esa zafra.

La selección de las ventanas temporales resultó fundamental para optimizar los resultados de la clasificación. Las bandas espectrales que cubrían períodos relativamente amplios (de uno a tres meses) arrojaron mejores resultados que los intervalos más cortos o los intentos de captar momentos específicos del cultivo (por ejemplo, inicio de la temporada de siembra, emergencia). Estos resultados evidencian la variabilidad de los momentos de plantación de un mismo cultivo dentro del área de estudio. Esta situación sugiere que basarse únicamente en un calendario teórico como referencia presenta serias limitaciones porque no capta la heterogeneidad de las decisiones individuales adoptadas por los productores (tomando en cuenta características particulares del predio y sus usos previos, proyecciones climáticas, proyecciones comerciales y de rentabilidad de los productos, entre otros motivos). La mayor exactitud por clase que se alcanzó para el cultivo de soja se podría deber a una menor variabilidad intraclase, ya que se trata de un cultivo muy estandarizado en términos de prácticas agrícolas (Gaboardi et al. 2023). Esto puede haberse reflejado en una menor variabilidad intraclase, y permitido una mayor exactitud de la clasificación para este cultivo. En el caso del maíz, a pesar de la homogeneidad de su sistema de producción, el error detectado puede estar asociado a cantidades similares de cultivos de primera y segunda, dando lugar a una mayor confusión en la clasificación debido a una fenología de cultivo más dispersa.

Se identificó una alta uniformidad de aplicaciones de principios activos en los principales cultivos del área de estudio, y los de mayor frecuencia de uso reportada para los usos del suelo considerados fueron: glifosato (único principio activo utilizado en todos los cultivos y el más frecuentemente aplicado), 2,4-D, flumioxazin, S-Metolaclor, cletodim, triflumurón, clorantraniliprole, flumetsulam y fipronil. Los nueve principios activos son reconocidos como *muy importantes* para la gestión ambiental por el Ministerio de Medio Ambiente de Uruguay, excepto el fipronil, que fue categorizado como *importante* (OAN 2023). Tres de estos principios activos son de ecotoxicidad alta (clorantraniliprole, fipronil y triflumurón), cinco de ecotoxicidad moderada (glifosato, 2,4-D, S-Metolaclor, flumioxazin y cletodim), mientras que el flumetsulam presenta ecotoxicidad baja (Lewis et al. 2016). Estos indicadores destacan la necesidad de establecer medidas de gestión específicas, que deberían diseñarse sobre la base de sistemas sólidos de seguimiento y evaluación de la presencia de pesticidas en el agua, el suelo y los ecosistemas.

La agrupación de rotaciones sintetizó la información sobre los pesticidas de uso más frecuente y extendido en la zona de estudio y simplificó el análisis de sus aplicaciones. Este resultado proporciona información valiosa para la toma de decisiones relativas al monitoreo y/o regulación del uso de pesticidas, tanto espacial como temporalmente (por zafra o rotación agrícola). Sin embargo, existen otros pesticidas utilizados en zonas más restringidas o en ocasiones menos frecuentes que deberían abordarse a escala local para conocer su distribución e impactos en el ambiente y la salud humana. En la zona y periodo de estudio considerados, se ha distinguido el grupo de rotaciones que resulta de mayor interés considerar en esta planificación. El Grupo 3 (aplicaciones en las cuatro zafra agrícolas, y con rotaciones que incluyen al menos un cultivo de verano) destacó por valores de cantidad máxima en la mayoría de los principios activos (aplicaciones con cantidades entre 22% y 103% por encima de la media de las rotaciones), lo que permite definirlos como áreas de mayor importancia para el análisis de la presencia e impactos de pesticidas. Agrupar las rotaciones en función de la importancia de los principios activos, considerando su toxicidad y persistencia en diversas matrices, mejorará el diseño de las redes de seguimiento y apoyará los estudios específicos de impacto ambiental. Además, incluir pesticidas que no son frecuentes pero que en determinadas condiciones específicas llegan a ser muy utilizados (por ejemplo, temporadas agrícolas con regímenes pluviométricos anómalos) ayudará a alinear con mayor precisión los diseños de seguimiento con las prácticas agrícolas. Incluso, en estudios locales debería evaluarse la

inclusión en el análisis de pesticidas con uso prohibido en Uruguay pero que han sido detectados en la zona de estudio por Teixeira de Mello et al. (2023), como la atrazina.

Un estudio de presencia de pesticidas realizado en la cuenca del Río San Salvador (ubicada en el departamento de Soriano) en 2022 y 2023, detectó siete de los nueve principios activos considerados en esta investigación (Teixeira de Mello et al. 2023). Las muestras de agua contenían glifosato, su metabolito AMPA, metolacloro, clorotraniliprole y 2,4-D. En las muestras de peces se detectaron metolacloro, triflumurón y flumetsulam. Los bivalvos contenían fipronil y metolacloro, y el polen clorotraniliprole y triflumurón. Otro estudio realizado en arroyos de las cuencas del Río Negro y Río Uruguay detectó 2,4-D y metolacloro en muestras de agua (Pérez Parada 2021). Adicionalmente, el trabajo de Soutullo et al (2020) realizado el año anterior al período de estudio de este trabajo también detectó glifosato y AMPA en varias muestras de suelo en el departamento de Río Negro (Soutullo et al. 2020). Los resultados obtenidos en esta investigación sobre la aplicación de pesticidas en tierras agrícolas concuerdan con los antecedentes citados previamente y que analizaron la presencia de residuos de pesticidas en diversos compartimentos ambientales del área de estudio.

La integración de las características de los pesticidas (magnitud de dosis, toxicidad, persistencia y propiedades fisicoquímicas que inciden en la movilidad de los principios activos) en el análisis de agrupación encierra un gran potencial para identificar las zonas expuestas. Esta integración plantea importantes retos debido a la necesidad de integrar parámetros medidos en diferentes unidades y escalas, y la definición de importancia relativa de las variables en función de los objetivos del estudio, pero emerge como una estrategia potencialmente útil que requiere una mayor evaluación en futuras investigaciones.

1.5. Conclusiones del capítulo

Se logró espacializar con alta resolución espacial el uso de pesticidas en cultivos, pasturas y forestación en la principal región agrícola de Uruguay, identificando los principios activos más utilizados y sus valores medios de dosis. Este estudio aporta una secuencia metodológica para estimar la distribución espacial de pesticidas que puede ser implementado en otros contextos geográficos y productivos.

La aplicación de técnicas de teledetección permitió identificar las rotaciones agrícolas de la zona de estudio con una exactitud global que osciló entre el 91% y el 92%. Las bandas y los índices derivados de los productos Sentinel-2 utilizando intervalos de tiempo entre 45 y 90 días, demostraron ser los más informativos para distinguir los cultivos, en particular las estadísticas de rojo, borde rojo, SWIR y NDVI. El análisis realizado en SIG, categorizando las secuencias de rotación (por principio activo y cantidad de aplicación), permitió sintetizar los patrones dominantes de uso de pesticidas.

Los resultados aportan a la comprensión de la distribución espacial de los pesticidas en el área de estudio. El uso generalizado de numerosos principios activos alerta sobre el riesgo de contaminación en esta región agrícola del Uruguay. La generación de información de alta resolución espacial y conceptual sobre el uso de pesticidas es el paso inicial para evaluar la exposición de las poblaciones y los ecosistemas a sus impactos.

Finalmente, la aproximación utilizada posibilita generar información georreferenciada de base que permita monitorear las medidas de gestión ambiental existentes, y evaluar la sustentabilidad de las prácticas agrícolas.

Capítulo 2 – Distribución espacial de pesticidas en Soriano y Río Negro

2.1. Introducción

Estimar la distribución espacial de los pesticidas representa un gran desafío debido a su procedencia difusa (desde tierras agrícolas) y la diversidad de formas, dosis de aplicación y principios activos aplicados (Malaj et al. 2020b). La estimación de la distribución espacial requiere datos georreferenciados de las aplicaciones (principios activos y dosis) que abarquen regiones extensas y continuas, que se actualicen periódicamente y que proporcionen un alto nivel de detalle para el seguimiento y posibles acciones de mitigación (Malaj et al. 2020a; Ozdogan et al. 2010). Esta situación determina que aproximarse a conocer los principios activos y dosis utilizadas requiere del diseño de estrategias para la obtención de estos datos, mediante métodos indirectos o relevamientos de uso en campo.

Comprender la distribución espacial de los pesticidas es un problema de alta complejidad debido a múltiples factores: la diversidad de principios activos utilizados en la producción agropecuaria (Nagy et al. 2020), el comportamiento diferencial de los productos en su interacción con la biota, agua y suelo (Mörtl et al. 2016; Pionke y Chesters 1973), y las características del terreno que determinan diferencias en la movilidad de los principios activos (Tiryaki y Temur 2010). En la producción agropecuaria se aplica una gran diversidad de principios activos, y de productos que combinan más de un principio activo y otros componentes, sustancias que pasan a estar disponibles en el ambiente trascendiendo la superficie de aplicación o la especie objetivo (Bish et al. 2021). Las técnicas de aspersión por vía terrestre y aérea no son totalmente efectivas y presentan distintos niveles de pérdida de pesticidas hacia áreas no objetivo, que dependen de las condiciones meteorológicas y prácticas agrícolas de aplicación. En este proceso, los principios activos pasan a localizarse en diversos compartimentos, y según sus propiedades fisicoquímicas y las características del terreno pueden alcanzar múltiples destinos ambientales (Rice et al. 2007).

Las variables más relevantes para evaluar la importancia de los principios activos para la gestión ambiental son sus propiedades toxicológicas, de persistencia y aquellas que aportan información sobre su movilidad o potencial destino ambiental (Lewis et al. 2016;

OMS 2020). La diversidad de principios activos, y su uso extendido y disperso en el territorio, determinan que conocer su distribución espacial sea un problema complejo, situación que ha conducido a múltiples aproximaciones para su estimación.

El uso de modelos determinísticos es uno de los principales abordajes implementados para evaluar la distribución espacial de pesticidas y su movilidad, como el Pesticide Root Zone Model (PRZM; Carsel et al. 1985; Pérez-Indoval et al. 2021; Sadeghi et al. 1995), el Water Erosión Prediction Project (WEPP; Saia et al. 2013; Savabi et al. 2011), el Pesticide Emission Assessment at Regional and Local scales (PEARL; Faúndez Urbina et al. 2020; Leistra et al. 2001) y el Soil Water Assessment Tool (Arnold y Fohrer 2005; Cambien et al. 2020; Rathjens et al. 2023). Estos modelos se basan en la simulación del comportamiento hidrológico y requieren como entradas mínimas los valores de los principales reservorios y flujos de agua en la superficie terrestre (agua en el suelo, precipitación, escorrentía, evapotranspiración), y las características del suelo en detalle (textura, densidad aparente, capacidad de campo, conductividad, contenido de materia orgánica por estrato, entre otras) para luego modelar su movimiento y posible destino ambiental. La aplicación de los modelos más utilizados, en particular el SWAT, tiene como principales limitantes la imposibilidad de ingresar datos de uso de pesticidas a escala de unidad productiva, y la obtención de resultados de baja resolución espacial.

Debido a las limitaciones previamente mencionadas de los modelos determinísticos, y frente a la necesidad de avanzar en el conocimiento de las relaciones entre las aplicaciones de pesticidas y sus potenciales impactos en el ambiente a nivel regional y con alta resolución espacial, estimar la presencia de pesticidas de forma espacialmente explícita en base a información generada con teledetección, consultas en campo y selección de variables clave se posiciona como una estrategia prometedora. La estimación de las zonas de mayor presencia de pesticidas debe integrar información sobre aplicaciones y, a la vez, sobre la recepción de principios activos desde otras áreas. El desarrollo de una estrategia con estas características presenta como primer desafío conocer las aplicaciones por cultivos y rotaciones, y posteriormente el poder definir la movilidad de los principios activos según sus características fisicoquímicas y las condiciones del terreno. El uso de herramientas de teledetección, aprovechando la amplia disponibilidad y accesibilidad de información de sensores en plataformas satelitales, ha demostrado aptitud muy alta para la identificación de las rotaciones agrícolas (Pluto-Kossakowska 2021). A partir de estudios experimentales se ha logrado identificar las variables de mayor importancia en

la movilidad de los pesticidas, documentando los parámetros de movilidad de la amplia mayoría de principios activos utilizados en las actividades agropecuarias (Lewis et al. 2016). Asimismo, múltiples investigaciones concuerdan en las principales variables del terreno que inciden en la movilidad de pesticidas vía flujos de escorrentía e infiltración (Chen et al. 2021; Edmonds et al. 1998; Guzha et al. 2018; Shanshan et al. 2018; Troldborg et al. 2021; Wu et al. 2011; Zhang et al. 2021), lo cual ha permitido identificar y ordenar jerárquicamente las de mayor importancia para favorecer la movilidad de los pesticidas y evaluar su destino ambiental. Tomando como punto de partida las relaciones empíricas halladas en los trabajos previamente mencionados y a los efectos de avanzar en la generación de información a mayor escala, con mayor capacidad descriptiva y de utilidad a escalas locales, la estimación de presencia de pesticidas espacialmente explícita es una alternativa de alta potencialidad.

En las últimas dos décadas, el agro uruguayo ha asistido a procesos de intensificación productiva sin precedentes (Gazzano et al. 2019), con un aumento sustancial en el uso de insumos en la agricultura (DIEA 2023b; Paolino et al. 2014). En particular, el uso de pesticidas se ha incrementado significativamente en el país (DGSA 2015, 2023). Sin embargo, la información acerca de su uso a escala predial y regional, y la magnitud de los sitios afectados por sus impactos, es insuficiente (FAO 2018). Asimismo, ha habido sucesivas modificaciones en la normativa de aplicaciones, que mostró voluntad de flexibilizar los registros de aplicaciones por parte de los productores (resoluciones ministeriales 672/022 y 959/022). Paralelamente, también se han llevado adelante iniciativas para fortalecer los sistemas de monitoreo y generación de datos a través de la investigación y acciones gubernamentales (Gelós 2020; OAN 2023), pero persiste la necesidad de ampliar el conocimiento sobre el ingreso de pesticidas en los sistemas ambientales. Indagar en la distribución espacial de las aplicaciones y presencia de pesticidas en el territorio es un tema central para avanzar en el conocimiento sobre las fuentes difusas de contaminación de origen agropecuario.

El objetivo de este capítulo fue generar una estimación espacialmente explícita de la presencia de pesticidas en los departamentos de Soriano y Río Negro para el período 2021-2023, abordando el objetivo específico 3 de la tesis (*Estimar la presencia de pesticidas en Soriano y Río Negro con alta resolución espacial*). El cumplimiento del objetivo general implicó: i) la identificación y espacialización de principios activos, sus

dosis aplicadas y características de toxicidad y persistencia, ii) la consideración de las propiedades físicoquímicas de los principios activos y características del terreno que inciden en la movilidad de los productos, iii) la integración de la información de aplicaciones, movilidad y terreno en cada sitio con las aplicaciones de áreas adyacentes cuenca arriba que potencialmente aporten a otros sitios, iv) la definición de zonas según la magnitud de presencia de pesticidas estimada.

2.2. Materiales y métodos

La presencia de pesticidas en cada unidad espacial (celda) integra información sobre las aplicaciones realizadas en cada celda, la permanencia/movilidad de los principios activos en la celda, y el aporte que pueda recibir de celdas adyacentes aguas arriba. En base a esto, la estrategia para la estimación de presencia de pesticidas a escala de celda (Figura 2.1) se basó en la construcción de 4 componentes que indican la magnitud de la dosis y la permanencia/movilidad en cada celda. Posteriormente, se asignaron puntajes a cada componente en base a su incidencia en la importancia y movilidad de los principios activos, se integraron los valores y, en base a su comportamiento, se agruparon las celdas de toda el área de estudio según niveles de presencia de pesticidas. El procesamiento y análisis de la información de los cuatro componentes y su integración fue realizada en ambiente SIG.

Los departamentos de Soriano y Río Negro, localizados en la región Litoral Oeste del Uruguay, se destacan por su actividad agrícola intensiva ya que concentran la mayor proporción (superior al 39%) de la superficie de cultivos intensivos de verano e invierno del país, principalmente de soja, maíz, trigo, cebada y colza. Adicionalmente, la forestación que ocupa aproximadamente el 15% de la superficie total de los dos departamentos (Arriaga 2021; DIEA 2023b, 2023a, 2023c) representa un uso importante. La localización de estas actividades productivas en la zona se explica, entre otros factores, por sus condiciones geofísicas.

Las pendientes de esta región de la Cuenca sedimentaria del Oeste (Panario et al. 2011) son mayoritariamente de formas planas ($\geq 0,01\% < 10\%$), y onduladas al noreste del área de estudio ($\geq 10\% < 34\%$; Panario et al. 2011). Los suelos dominantes son muy aptos para la agricultura, profundos, franco-arcillosos y con alto contenido de materia orgánica.

Predominan mayoritariamente los suelos Brunosoles, y los suelos asociados Argisoles y Planosoles, y específicamente en la zona noreste los Vertisoles (suelos profundos, arcillosos y con alto contenido de materia orgánica) y los Litosoles (suelos superficiales y arcillosos; CONEAT 1979).

2.2.1. Estimación de la presencia de pesticidas: aplicaciones y movilidad

En base a la georreferenciación de aplicaciones por rotación generada en el Capítulo 1, se clasificó el área de estudio según los principios activos utilizados y la magnitud de las dosis totales (Componente 1). Adicionalmente, se seleccionaron y evaluaron variables indicativas de la importancia de los principios activos (toxicidad y persistencia – Componente 2), de las propiedades fisicoquímicas (Componente 3) y de las características del terreno que inciden en su movilidad (Componente 4). Posteriormente se realizó un remuestreo de las variables consideradas generando una base de datos a escala de celda de 100 x 100 m (1 hectárea), para sintetizar la información de manera operativa sin comprometer la resolución espacial. Se identificaron las combinaciones únicas de los cuatro componentes y se definieron grupos cualitativos para cada una de ellas según la cantidad de pesticidas utilizados (principios activos y dosis), toxicidad y persistencia de los principios activos, características de movilidad de los principios activos y características de terreno que inciden en la retención o movilidad de los productos vía escorrentía. Debido a la imposibilidad de determinar valores estrictos que ponderaran cada componente, se decidió jerarquizar el Componente 1 (determinante excluyente de la presencia de pesticidas por celda) e interpretar el comportamiento de las combinaciones de los cuatro componentes presentes en el área. Se consideró únicamente este flujo frente a la diversidad de formas de transporte de pesticidas en base a la concordancia reportada por los antecedentes respecto a su rol relevante en la movilidad de contaminación difusa de origen agrícola (Kreuger 1998; Neumann et al. 2002; Verlicchi y Ghirardini 2021).

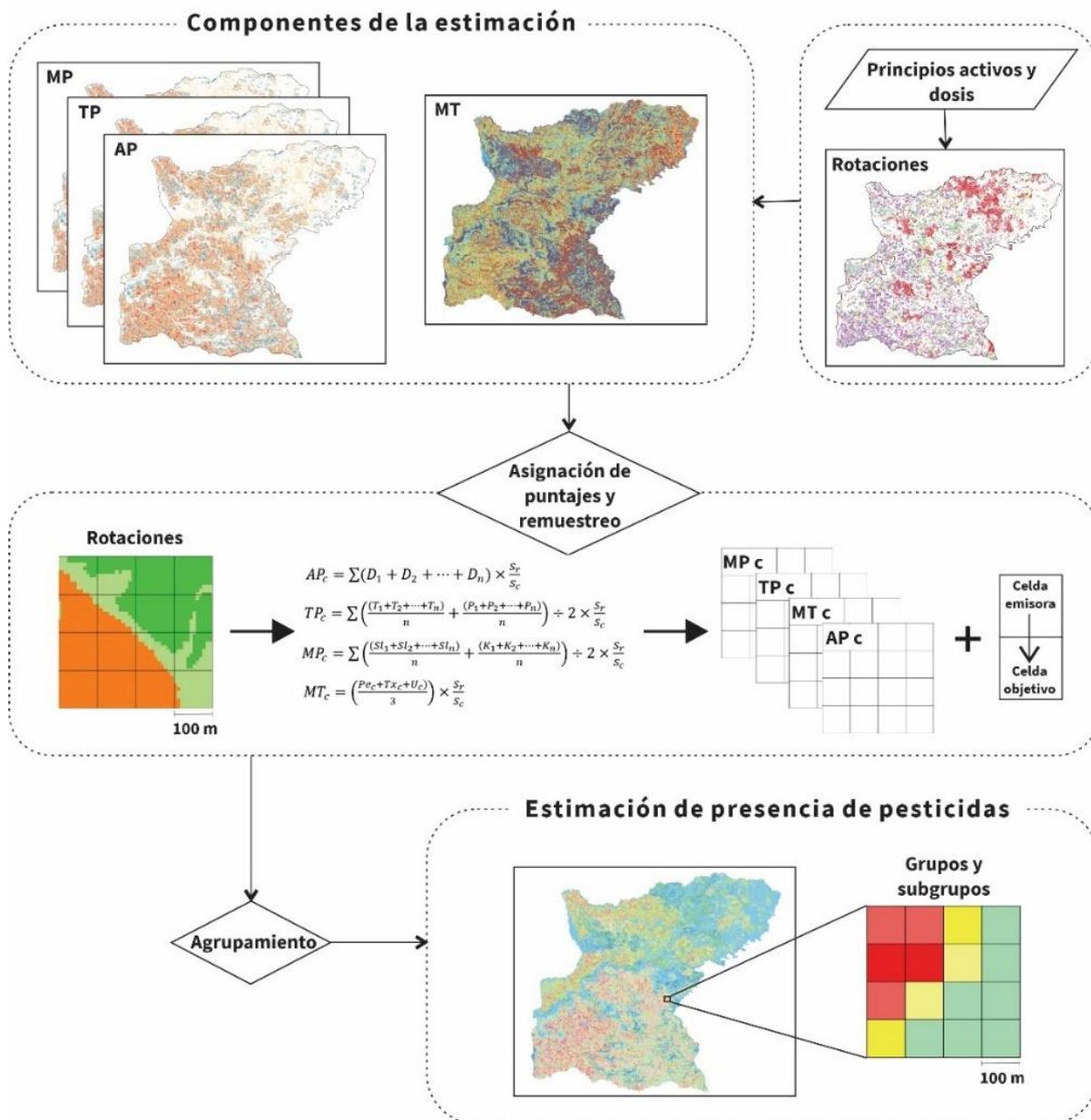


Figura 2.1. Estrategia general de investigación del Capítulo 2. *AP*: Aplicación de pesticidas (Componente 1), *TP*: Toxicidad y persistencia de los principios activos (Componente 2), *MP*: Propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos (Componente 3), *MT*: Características de movilidad de terreno (Componente 4), *T*: Toxicidad, *P*: Persistencia, *Sl*: Solubilidad, *K*: Coeficiente de adsorción, *Pe*: Pendiente, *Tx*: Textura del suelo, *U*: Usos y coberturas del suelo, *D*: Dosis del principio activo, S_r : Superficie de la rotación en celda, S_c : Superficie de celda, AP_c : Aplicaciones de principios activos a escala de celda, TP_c : Toxicidad y persistencia de los principios activos a escala de celda, MP_c : Propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos a escala de celda, MT_c : Características de movilidad de terreno a escala de celda.

2.2.1.1. Componente 1: Aplicación de pesticidas

La magnitud de las dosis de pesticidas indica presencia e intensidad de uso del principio activo por unidad de superficie. Estos valores, que resumen la dosis “base” por hectárea (g/ha), fueron establecidos a partir de entrevistas con usuarios en el área de estudio (ver Capítulo 1). Los valores de aplicaciones se espacializaron a partir de su asociación con los usos del suelo que aplican pesticidas (cultivos, pasturas y forestación), y fueron calculados como totales de principio activo por hectárea por rotación.

Debido a que las magnitudes de las dosis aplicadas varían en términos absolutos entre principios activos, la categorización de aplicaciones de nivel inferior, medio y superior (establecidos a partir de los valores medios reportados en el área de estudio) es variable (decenas a miles de gramos) y dependiente del principio activo considerado. Por este motivo, previo a la incorporación de esta información a la grilla, la cantidad de cada principio activo por rotación fue normalizada entre 0 y 1 (Ec. 2.1). Este procedimiento evitó la sobre o infravaloración de la magnitud de las dosis.

$$(Ec. 2.1) \quad D_{1n} = \frac{D_1x - D_1 \min}{D_1 \max - D_1 \min}$$

donde D_{1n} es la cantidad de principio activo por rotación normalizado, D_1x es la dosis de aplicación del principio activo, $D_1 \min$ es la dosis mínima de aplicación del principio activo por rotación, y $D_1 \max$ es la dosis máxima de aplicación del principio activo por rotación.

En síntesis, la aplicación de pesticidas para cada celda objetivo (AP_c) se calculó mediante la siguiente ecuación (Ec. 2.2):

$$(Ec. 2.2) \quad AP_c = \sum(D_{1n} + D_{2n} + \dots + D_{nn}) \times \frac{S_r}{S_c}$$

donde D es el valor normalizado (0-1) de la dosis de cada principio activo utilizado en la rotación r , S_r es la superficie ocupada por la rotación dentro de la celda c , y S_c es la superficie de la celda. Los valores finales de AP_c son adimensionales y se distribuyen entre 0 y 9.

2.2.1.2. Componente 2: toxicidad y persistencia de los principios activos

Las características toxicológicas de los pesticidas indican la capacidad de estos productos de generar efectos adversos sobre los organismos vivos (Casida 2009). El uso de los parámetros persistencia y toxicidad permite establecer relaciones ordinales entre principios activos según su impacto posible en seres vivos. La toxicidad aguda oral es ampliamente utilizada como indicador de la peligrosidad de las sustancias para distintos taxones (OMS 2020). Se expresa como la dosis letal de la sustancia requerida para matar a la mitad de la población en que se prueba (DL50, también conocido como *LD50* por su sigla en inglés), y es una estimación estadística de la masa del principio activo (mg) por unidad de masa corporal (kg). En el caso de organismos acuáticos se evalúa de la misma forma, pero en lugar de dosis se expresa como concentración letal por vía de administración (CL50, también conocido como *LC50* por su sigla en inglés, expresada en mg/l). Se consideraron los datos de toxicidad para mamíferos, peces de agua dulce y abejas, tres taxones ampliamente utilizados para la descripción de ecotoxicidad de los principios activos (Badii y Landeros 2007; Gillespie et al. 2011; Lewis et al. 2016; Naciones Unidas 2023; OAN 2023; Pretty y Hine 2005). La persistencia se expresa como el tiempo que tarda en degradarse la mitad de la cantidad original del plaguicida (DT50) en una determinada matriz, medida que da cuenta de cuanto perdura el principio activo (Lewis et al. 2016). Se consideraron las persistencias en matriz agua y suelo, obtenidas principalmente de la *Base de Datos de Propiedades de Pesticidas* (conocida como PPDB por sus siglas en inglés, Lewis et al. 2016). Estos compartimentos ambientales son de relevancia para la consideración de retención o movilidad de pesticidas en el terreno de la región agrícola considerada.

Se asignaron puntajes entre 1 (baja) y 3 (alta) a la toxicidad y persistencia, en base a umbrales definidos en los antecedentes (Tabla 2.1), y posteriormente se integraron a cada celda utilizando sus promedios. La toxicidad y persistencia para cada celda (TP_c) se calculó mediante la siguiente ecuación (Ec. 2.3):

$$(Ec. 2.3) \quad TP_c = \sum \left(\frac{(T_1 + T_2 + \dots + T_n)}{n} + \frac{(P_1 + P_2 + \dots + P_n)}{n} \right) \times \frac{1}{2} \times \frac{S_r}{S_c}$$

donde T y P son los valores de puntajes (1-3) de toxicidad y persistencia de cada principio activo utilizado en la rotación r , S_r es la superficie ocupada por la rotación dentro de la celda, S_c es la superficie de la celda, y n es el número de principios activos aplicados en

la rotación r . Los valores finales de TP_c son adimensionales y se distribuyen entre 0 y 3, dado que en cada celda es posible encontrar coberturas donde no se apliquen pesticidas.

Tabla 2.1. Valores (V) de toxicidad y persistencia de los principios activos incorporadas en la estimación de presencia de pesticidas y puntajes (P) asignados para su consideración. Valores bajos indican menor interés para la gestión ambiental (menor toxicidad, menor persistencia) y valores altos indican mayor interés para la gestión ambiental (mayor toxicidad, mayor persistencia).

Variable	Unidades	V	P	Basado en*
Toxicidad en mamíferos (DL50)	mg/kg	> 2000	1	(Lewis et al. 2016; Naciones Unidas 2023)
		$\geq 100 \leq 2000$	2	
		< 100	3	
Toxicidad en peces (CL50)	mg/l	> 100	1	(Lewis et al. 2016)
		$\geq 0,1 \leq 100$	2	
		< 0,1	3	
Toxicidad en abejas (DL50)	mg/kg	> 100	1	(Lewis et al. 2016)
		$\geq 1 \leq 100$	2	
		< 1	3	
Persistencia en agua (DT50)	Días	< 30	1	(INTAGRI 2017; Kerle et al. 1996; Lewis et al. 2016)
		$\geq 30 \leq 100$	2	
		> 100	3	
Persistencia en suelo (DT50)	Días	< 30	1	(FAO 2000; INTAGRI 2017; Lewis et al. 2016)
		$\geq 30 \leq 100$	2	
		> 100	3	

*Información de base utilizada para definir los puntajes asignados.

2.2.1.3. Componente 3: Propiedades fisicoquímicas de los principios activos

Se han identificado diversas propiedades fisicoquímicas de los principios activos que inciden en su movilidad y destino ambiental, según su afinidad con distintas matrices (Rice et al. 2007). Los parámetros más utilizados para evaluar estas propiedades son el coeficiente de adsorción en suelo (K_{oc}) y la solubilidad. El K_{oc} expresa cuan tendiente es el principio activo a ser retenido en la matriz suelo y, por ende, estar menos disponible para ser movilizado por procesos de transporte (Lewis et al. 2016). Valores bajos de K_{oc} indican menor capacidad de adsorción en suelo del principio activo. Por otro lado, la solubilidad en agua expresa la masa del principio activo (mg) que puede disolverse por volumen de agua (1 litro). Es un parámetro frecuentemente utilizado para evaluar el

destino ambiental de los pesticidas, debido a su asociación con la movilidad a través del agua (Elias y Bernot 2017; Freitas et al. 2022).

Se asignaron puntajes entre 1 (baja) y 3 (alta) a la solubilidad y K_{oc} según umbrales definidos en base a la bibliografía (Tabla 2.2), y se sintetizaron con sus promedios. La movilidad de principios activos para cada celda (MP_c) se calculó mediante la ecuación Ec. 2.4:

$$(Ec. 2.4) \quad MP_c = \sum \left(\frac{(Sl_1+Sl_2+\dots+Sl_n)}{n} + \frac{(K_1+K_2+\dots+K_n)}{n} \right) \times 0,5 \times \frac{S_r}{S_c}$$

donde Sl y K son los puntajes (1-3) de solubilidad y K_{oc} de cada principio activo utilizado en la rotación r , S_r es la superficie ocupada por la rotación dentro de la celda, S_c es la superficie de la celda y n es el número de principios activos aplicados en la rotación. Los valores finales de MP_c son adimensionales y se distribuyen entre 0 y 3, dado que en cada celda es posible encontrar coberturas donde no se apliquen pesticidas.

2.2.1.4. Componente 4: Características del terreno

La movilidad de los pesticidas en el paisaje se asocia principalmente con los procesos de escorrentía y erosión de suelos (Verlicchi y Ghirardini 2021). Para la evaluación de las características de terreno se analizó la pendiente, la textura del suelo y los usos/coberturas del suelo, variables frecuentemente utilizadas en estudios de escorrentía y su capacidad de transporte de sustancias (Chen et al. 2021; Mahmoud y Alazba 2015).

La pendiente es una variable central para comprensión de la dirección y la magnitud del flujo de agua de escorrentía (Shanshan et al. 2018). Este parámetro permite una primera aproximación a la capacidad de una unidad de superficie para retener o movilizar agua, sedimentos y otros materiales o sustancias. Para la definición de categorías de esta variable se estimaron las pendientes a partir de un Modelo Digital de Terreno de 90 m de resolución espacial (NASA 2006), y se consideraron los rangos interpretativos utilizados por los antecedentes (Edmonds et al. 1998; Mahmoud y Alazba 2015; Panario et al. 2011; Troldborg et al. 2021).

La textura del suelo es un parámetro asociado con el potencial de escorrentía y los procesos de infiltración del agua en el suelo, y numerosos antecedentes han establecido criterios para su interpretación (Edmonds et al. 1998; Panario et al. 2011; Rasool et al. 2022; Satheeshkumar et al. 2017; Troldborg et al. 2021; USDA 2009). Se trabajó con información de textura elaborada por CONEAT (1979) y se utilizaron los rangos propuestos por Panario et al. (2011), que agrupa las clases texturales en términos de textura liviana, media o pesada.

Los usos y coberturas del suelo inciden en el potencial de escorrentía y en la movilidad de principios activos de uso agrícola (Prosser et al. 2020). Diversos estudios han establecido magnitudes relativas del impacto de los diferentes usos y coberturas en la magnitud del flujo de agua que se moviliza por escorrentía, reduciendo o propiciando su movilidad (Chen et al. 2021; Guzha et al. 2018; Mahmoud y Alazba 2015; Shanshan et al. 2018; Zhang et al. 2021). En base a estos antecedentes se estableció como generalidad que a mayor proporción de cobertura vegetal y presencia de canopeos heterogéneos existe mayor capacidad de reducir la escorrentía, mientras que suelos desprovistos de cobertura, con cobertura vegetal degradada o con vegetación dispuesta en geometrías lineales propician mayores coeficientes de escorrentía potencial. Para categorizar esta variable se utilizó como información de base las clasificaciones de usos y coberturas del suelo generadas mediante técnicas de teledetección (ver Capítulo 1).

Se asignaron puntajes entre 1 y 5 a las variables pendientes, textura del suelo y usos y coberturas del suelo siguiendo los criterios definidos en la bibliografía (Tabla 2.2), y se sintetizaron en un único valor a partir de sus promedios. La movilidad de terreno para cada celda objetivo (MT_c) se calculó mediante la siguiente ecuación (Ec. 2.5):

$$(Ec. 2.5) \quad MT_c = \left(\frac{Pe_c + Tx_c + Uc_c}{3} \right) \times \frac{S_r}{S_c}$$

donde Tx , P y UC son los de puntajes (1-5) de textura del suelo, pendientes, y usos del suelo de la celda c , S_r es la superficie ocupada por la rotación dentro de la celda y S_c es la superficie de la celda. Los valores finales de MT_c son adimensionales y se distribuyen entre 1 y 5.

Tabla 2.2 Valores (V) de propiedades fisicoquímicas de movilidad y características del terreno incorporadas en la estimación de presencia de pesticidas, y puntajes (P) asignados para su consideración. C_o : celda objetivo de las aplicaciones de pesticidas. C_e : celda emisora de pesticidas. Valores bajos indican menor propensión a la ocurrencia del proceso de interés (retención o movilidad según corresponda) y valores altos indican lo inverso (permanencia en el caso de C_o y movilidad en el caso de C_e). SD: Suelo desnudo, Agri: Usos agrícolas, F: Forestación, CN: Campo natural, BN: Bosque nativo, H: Humedales, Ag: Agua.

Variable	Unidades	V C_o	P C_o	V C_e	P C_e	Basado en*
Solubilidad en agua	mg/l	≥ 500	1	≤ 50	1	(FAO 2000; INTAGRI 2017; Lewis et al. 2016)
		$\geq 50 < 500$	2	$\geq 50 < 500$	2	
		≤ 50	3	≥ 500	3	
Coeficiente de adsorción en suelo (K_{oc})		≤ 100	1	> 1000	1	(FAO 2000; Gillespie et al. 2011; INTAGRI 2017; Jackson et al. 2009; Lewis et al. 2016; National Center for Biotechnology Information 2024)
		$> 100 \leq 1000$	2	$> 100 \leq 1000$	2	
		> 1000	3	≤ 100	3	
Pendiente	%	≥ 10	1	$< 0,5$	1	(Edmonds et al. 1998; Mahmoud y Alazba 2015; Panario et al. 2011; Troldborg et al. 2021)
		$\geq 6 < 10$	2	$\geq 0,5 < 2$	2	
		$\geq 2 < 6$	3	$\geq 2 < 6$	3	
		$\geq 0,5 < 2$	4	$\geq 6 < 10$	4	
		$< 0,5$	5	≥ 10	5	
Textura del suelo	Términos de textura	Pesada	1	Liviana	1	(Edmonds et al. 1998; Panario et al. 2011; Rasool et al. 2022; Satheeshkumar et al. 2017; Troldborg et al. 2021; USDA 2009)
		Media	3	Media	3	
		Liviana	5	Pesada	5	
Usos/coberturas		SD	1	BN, H, Ag	1	(Chen et al. 2021; Guzha et al. 2018; Mahmoud y Alazba 2015; Shanshan et al. 2018; Zhang et al. 2021)
		Agri	2	CN	2	
		F	3	F	3	
		CN	4	Agri	4	
		BN, H, Ag	5	SD	5	

*Información de base utilizada para definir los puntajes asignados.

2.2.1.5. Integración de componentes, estimación de presencia de pesticidas y evaluación de resultados

La evaluación de la presencia de pesticidas en cada celda implicó incorporar al análisis de las aplicaciones la capacidad de la celda de retener los principios activos y la capacidad de las celdas adyacentes de aportarle principios activos. Considerando que las propiedades de los principios activos y características del terreno que determinan la retención de pesticidas son inversas a las que determinan la movilidad, se utilizaron

valores inversamente proporcionales a los puntajes asignados (Tabla 2.2), según se considerara la celda como objetivo (sitio de aplicación) o como emisora (fuente de pesticidas para otras celdas). Los valores más elevados implican mayores condiciones para la presencia de pesticidas en la celda.

Asumiendo la complejidad de integrar variables de diferente naturaleza (magnitudes de dosis de pesticidas por rotación, toxicidad y persistencia, propiedades fisicoquímicas de los principios activos que inciden en su movilidad y características del terreno), se identificaron todas las combinaciones posibles generadas por los cuatro componentes, y se agruparon mediante un análisis cualitativo/conceptual para establecer con criterio ordinal los grupos de presencia por celda objetivo. A continuación, para definir las zonas de mayor presencia final se relacionaron las celdas objetivo con las celdas emisoras cuenca arriba, y posteriormente se reagruparon según el comportamiento de los cuatro componentes de la celda objetivo y las celdas emisoras asociadas. Posteriormente, los resultados de la estimación de presencia de pesticidas se categorizaron en cinco grupos basados en el componente 1 (de aplicaciones) siguiendo un criterio ordinal (sin presencia de pesticidas, presencia baja, presencia intermedia, presencia alta y presencia muy alta), y se desagregaron en subgrupos según los componentes 2, 3 y 4 (toxicidad y persistencia, movilidad de principios activos, y características del terreno).

La evaluación de los resultados de presencia de pesticidas en el área de estudio consideró como referencia los datos de pesticidas en agua, peces y bivalvos obtenidos en trece sitios de muestreo localizados en la cuenca del río San Salvador (suroeste del área de estudio, departamento de Soriano), relevados por Teixeira et al (2023). Se extrajeron los valores de presencia de pesticidas para cada cuenca de drenaje de los sitios de muestreo, delimitadas utilizando un modelo digital de terreno (MDT), y se analizaron sus valores con respecto a los resultados de las muestras en agua.

2.3. Resultados

2.3.1. Dosis y movilidad de los pesticidas

Las 195 rotaciones identificadas en el área de estudio presentan diversos patrones de aplicación en términos de principios activos utilizados y en la magnitud de sus dosis (ver Capítulo 1). Los principios activos más utilizados en términos de superficie son el

glifosato (100% de la superficie agrícola), triflururón (65,3%) y cletodim (63,8%). Las dosis mínimas y máximas de cada principio activo por rotación (acumulado de las cuatro zafras consideradas) fueron disímiles entre rotaciones, variando entre un 87 y 100% según la cantidad de zafras con usos productivos y qué usos se realizaron. Los valores máximos de magnitud de dosis de cada principio activo aplicado reflejan la heterogeneidad entre magnitudes, y la imposibilidad de comparar sus valores absolutos de forma directa. El máximo de glifosato por rotación (4 zafras) fue de 11040 g/ha, de 2,4-D 2160 g/ha, de flumioxazin 204 g/ha, de S-Metolaclo 2400 g/ha, de cletodim 864 g/ha, de triflururón 288 g/ha, de clorantraniliprole 40 g/ha, de flumetsulam 120 g/ha y de fipronil 6000 g/ha.

Los principios activos utilizados en la producción agropecuaria del área de estudio presentan toxicidad variable, mayoritariamente clasificada como baja y media (Tabla 2.3). El pesticida utilizado que reporta mayor toxicidad es el insecticida fipronil (para mamíferos y abejas), seguido por el triflururón (para peces). Tres de los principios activos (el insecticida clorantraniliprole y los herbicidas cletodim y 2,4-D) se ubicaron en un segundo orden de complejidad, ya que presentan toxicidad intermedia para al menos dos grupos de taxones, mientras que dos de ellos (flumioxazin y S-Metolaclo) lo fueron para al menos uno. Por último, los compuestos restantes (glifosato y flumetsulam) son de toxicidad baja en general. Respecto a la persistencia en suelo y agua, el flumetsulam es el de mayor complejidad entre los reportados en el área de estudio debido a su persistencia media-alta en agua y suelo, seguido por el clorantraniliprole de alta persistencia en matriz suelo y por el fipronil.

Las propiedades de los principios activos que inciden en su afinidad con las partículas del suelo o el agua también registraron valores disímiles (Tabla 2.3), lo cual determina que los pesticidas ampliamente utilizados en el área se distinguen claramente por tres perfiles. El 2,4-D y flumetsulam fueron los principios activos de mayores condiciones para la movilidad por escorrentía. Inversamente, el triflururón y flumioxazin evidenciaron una mayor afinidad con la matriz suelo. Por último, el glifosato y cletodim presentan afinidad significativa con ambas matrices.

Tabla 2.3. Valores (V) y puntajes (P) de toxicidad (DL50 en mg/kg y CL50 en mg/l) en mamíferos, abejas y peces, persistencia en agua y suelo (DT50 en días), coeficiente de adsorción (K_{oc}) y solubilidad (mg/l) de cada principio activo considerado. Glif: Glifosato, Flumi: Flumioxazin, S-Met: S-Metolaclo, Clet: Cletodim, Flume: Flumetsulam, Trif: Triflururón, Clor: Clorantraniliprole, Fipro: Fipronil. Interpretación de puntajes asignados: 1: Bajo, 2: Medio, 3: Alto.

	Glif		2,4-D		Flumi		S-Met		Clet		Flume		Trif		Clor		Fipro	
Toxicidad	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P
Mam	>2000	1	>300	2	>5000	1	>2000	1	1133	2	>5000	1	>5000	1	>5000	1	92	3
Abe	>100	1	>100	1	>200	1	>200	1	200	1	>100	1	>200	1	4	2	0,006	3
Pec	>100	1	100	2	2,3	2	1,2	2	25	2	>300	1	0,03	3	2	2	0,3	2
Persistencia	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P
Agua (días)	9,9	1	7,7	1	2	1	9	1	7	1	183	3	2,6	1	23,5	1	54	2
Suelo (días)	6,4	1	28,8	1	17,6	1	23,17	1	3	1	45	2	22	1	204	3	65	2
Propiedades	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P	V	P
K_{oc}	1424	3	39,3	1	889	2	200	2	8000	3	28	1	2967	3	362	2	825	2
Sol (mg/L)	100000	3	24300	3	0,786	1	480	2	5450	3	5650	3	0,04	1	0,88	1	3,78	1

El cálculo y espacialización del componente 4 (movilidad de terreno) evidenció que en el área de estudio predominan condiciones intermedias de movilidad/retención, mayoritariamente con puntajes de 3 (pendiente media 2,6%), y que la proporción de superficie con características del terreno que propician movilidad baja, media y alta, es relativamente similar entre departamentos (pendientes con puntajes 1 y 2 de celdas emisoras representan entre 35% y 39% de la superficie departamental, pendientes de puntaje 3 entre 2% y 6% 59% de la superficie y pendientes de puntajes 4 y 5 mayores a 6% entre 1,5% y 5% de la superficie departamental). Las pendientes del área de estudio se asocian mayoritariamente con relieves de llanuras y lomadas. El 35% de la superficie total del área de estudio presentó pendientes de puntaje 1 y 2 (menores al 2%) y el 59% de 3 (entre 2 y 6%). Las geoformas se distribuyen de manera relativamente homogénea entre norte y sur, predominando las lomadas en Río Negro con pendiente media de 2,8%, y las lomadas suaves en Soriano con pendientes medias de 2,32%, ambas geoformas con puntajes de 3 asignados. Los suelos del área de estudio son mayoritariamente de textura limosa, donde el 57.9% presentó puntaje de 3, mientras que las texturas arcillosas (puntaje de 5 para celdas emisoras) y arenosas (puntaje de 1 para celdas emisoras) se distribuyen sobre 23,4% y 18,6% de la superficie respectivamente. En Río Negro los suelos con puntajes de 3 (textura media) dominan en un 59% de la superficie, mientras que los de

puntaje 5 para celdas emisoras (pesados) lo hacen en un 26% y los de puntaje 1 (livianos) en 15%. En Soriano la distribución es similar, pero con mayor paridad entre suelos de puntaje 1 y 5 (textura media un 56% de la superficie departamental, liviana 23% y pesada 21%).

Durante el período analizado, en más del 50% del área de estudio se registró al menos una zafra con usos agrícolas (cultivos de invierno, verano, pasturas) que se asocian con coeficientes de escorrentía altos (considerando geometrías lineales usuales en su disposición, o suelo desnudo durante la rotación) y consecuentemente, con puntajes asignados superiores a 4 (celdas emisoras). Las coberturas con puntajes de 1 (bosque nativo, humedales y agua) se distribuyeron en el 7% del área de estudio, y las coberturas de puntajes intermedios en 35% del área.

En síntesis, las características del terreno que inciden en la movilidad potencial se comportan de forma heterogénea, pero en general las pendientes y texturas del suelo presentan aptitudes intermedias, mientras que los usos mayoritarios muestran aptitudes intermedias a altas para propiciar la movilidad de los pesticidas por escorrentía.

2.3.2. Estimación de presencia de pesticidas

Los resultados de la estimación de presencia de pesticidas permitieron categorizar el área de estudio en cinco grupos (a partir del componente 1), que informan sobre la magnitud de la presencia de pesticidas a escala de celda, y 17 subgrupos (incorporando los componentes 2, 3 y 4; Tabla 2.4). Las áreas pertenecientes al Grupo 1 de presencia de pesticidas no reciben aplicaciones de forma directa ni de celdas adyacentes. Las áreas del Grupo 2 (de nivel inferior) están expuestas a dosis con puntajes de 0,84 en promedio, mostrando que recibieron ingresos de menor cantidad de principios activos o dosis de aplicación muy por debajo de las dosis medias. Estas áreas reciben dosis de aplicaciones de nivel inferior de forma directa, o no tienen aplicaciones directas, pero están expuestas a las de unidades espaciales adyacentes que drenan hacia ellas. El Grupo 3 (de nivel intermedio) agrupa áreas donde se aplican dosis que promedian un puntaje de 2,3, y el Grupo 4 (de nivel superior) por dosis que promedian 3,64. Por último, las zonas con presencia de pesticidas del Grupo 5 (de nivel superior) reciben directamente aplicaciones de nivel superior y, simultáneamente, reciben las dosis de nivel superior emitidas por celdas cuenca arriba (puntaje medio de 4,54).

Las zonas con presencia de pesticidas de nivel inferior e intermedio mostraron mayor heterogeneidad en las propiedades de los principios activos utilizados (sintetizado en cuatro subgrupos dentro de cada grupo), mientras que las celdas sin presencia de pesticidas y de presencia elevada a superior tuvieron un comportamiento menos variable (sintetizado en tres subgrupos dentro de cada grupo). El componente 2 (toxicidad y persistencia) tuvo una variación de 66% en el Grupo 2 (presencia de pesticidas de nivel inferior), mientras que en los Grupos 3 y 4 (presencia de nivel intermedio y elevado) lo hizo en menos de un 12%. Los puntajes del componente 3 (movilidad de los principios activos), con medias por grupo entre 0,67 y 2,13, y cuyo valor máximo registrado es de 2,17 de un máximo posible de 5, expresa la inexistencia de celdas que concentren aplicaciones exclusivas de principios activos con solubilidad y K_{oc} altos. Las propiedades fisicoquímicas de movilidad de pesticidas muestran un comportamiento similar entre grupos, variando en un 61% en el Grupo 2 y menos de 14% en los de mayor presencia. Respecto al componente 4 (de movilidad de terreno), la media del área de estudio mostró características generales intermedias de retención/movilidad (media de 3,2 en un máximo posible de 5), pero con alta variabilidad en todos los grupos (entre 26% y 44%).

Las zonas de presencia de pesticidas elevada a superior (Grupos 4 y 5) comprenden el 16,7% de la superficie del área de estudio (Figura 2.2), con mayor concentración en el departamento de Soriano que en Río Negro (25,7% y 8,2% de la superficie departamental respectivamente). Las regiones de presencia intermedia presentan una configuración similar, ya que abarcan el 17,7% del área de estudio, y tienen mayor importancia relativa en Soriano (21,2% del departamento) que en Río Negro (14,5%). La superficie de presencia de nivel inferior se distribuye en proporciones similares entre departamentos (38,5% de Río Negro, 36,1% de Soriano y 37,3% de la superficie total), mientras que las zonas sin presencia de pesticidas totalizan un 28,2% del área de estudio y tienen una participación mayor en Río Negro que en Soriano (38,9% y 17% de la superficie departamental, respectivamente).

Tabla 2.4 Grupos de presencia y subgrupos que los componen, ordenados de menor a mayor según nivel de importancia. Sg: Subgrupo, AP: Puntaje promedio de aplicaciones de pesticidas (componente 1, 0-9), TP: Puntaje promedio de toxicidad y persistencia (componente 2, 0-3), MP: Puntaje promedio de propiedades de movilidad de los principios activos (componente 3, 0-3), MT: Puntaje promedio de características del terreno (componente 4, 0-5).

Grupo	Sg	Descripción	AP	TP	MP	MT	
1	Sin presencia de pesticidas	1.1	Terreno de retención media/baja, sin presencia de pesticidas	0	0	0	2,3
		1.2	Terreno de retención media, sin presencia de pesticidas	0	0	0	3,3
		1.3	Terreno de retención alta, sin presencia de pesticidas	0	0	0	4,19
2	Presencia de pesticidas de nivel inferior	2.1	Terreno de retención media, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel inferior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/baja y de movilidad media/alta	0,62	0,66	2.21	3,23
		2.2	Terreno de retención media/baja, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel inferior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	1,35	1,59	1.28	3,11
		2.3	Terreno de retención media, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel inferior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/baja y de movilidad media/alta	0,43	0,57	2.36	4,2
		2.4	Terreno de retención alta, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel inferior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	0,81	1,11	1.92	4,18
3	Presencia de pesticidas de nivel intermedio	3.1	Terreno de retención media/baja, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel medio, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	3,21	1,38	1.04	2,27
		3.2	Terreno de retención intermedia, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel medio, y con principios activos de toxicidad y persistencia media y de movilidad media/baja	1,65	0,94	1.74	3,22
		3.3	Terreno de retención intermedia, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel medio, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	2,89	1,43	1.05	3,02
		3.4	Terreno de retención alta, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel medio, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	1,86	1,6	1.22	4,11
4	Presencia de pesticidas de nivel elevado	4.1	Terreno de retención media/baja, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel elevado, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	3,86	1,38	1	2,28
		4.2	Terreno de retención intermedia, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel elevado, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	3,7	1,37	1.02	2,99
		4.3	Terreno de retención alta, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel elevado, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	2,94	1,33	1.13	4,03
5	Presencia de pesticidas de nivel superior	5.1	Terreno de retención media/baja, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel superior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	4,57	1,38	0.95	2,27
		5.2	Terreno de retención media, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel superior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	4,53	1,38	0.95	2,95
		5.3	Terreno de retención alta, que recibe una cantidad de pesticidas de nivel superior, y con principios activos de toxicidad y persistencia media/alta y de movilidad media/baja	4,39	1,39	0.87	4,02

Los subgrupos que abarcan más superficie en los grupos de presencia de nivel inferior (Grupo 2) e intermedio (Grupo 3) son el 2.1 y 3.3, y en los grupos de presencia elevada (Grupo 4) a superior (Grupo 5) el 4.2 y 5.2 (Figura 2.3). Las áreas pertenecientes a los subgrupos 3.3, 4.2 y 5.2 están expuestas a principios activos con mayores niveles de toxicidad y persistencia, mientras que el subgrupo 2.1 está expuesto a compuestos de mayor movilidad y por tanto a menor posibilidad de permanencia en la celda (Tabla 2.4).

A excepción del subgrupo 2.1, estos grupos tienen características de movilidad de pesticidas media/baja, y las características de movilidad de terreno son de naturaleza intermedia excepto en el caso del subgrupo 3.3 que indica mayor retención potencial de los productos (Tabla 2.4). En síntesis, el Grupo 5 puede considerarse el de mayor complejidad debido a su presencia de pesticidas muy alta, y entre ellos se distingue el subgrupo 5.2 debido a su extensión, condiciones de retención intermedias y principios activos de toxicidad y persistencia media/alta.

Los resultados de presencia obtenidos reportan concordancia con los resultados de las muestras de agua, peces y bivalvos de los 13 sitios de muestreo analizados por Teixeira et al (2023) en la cuenca del San Salvador. Se identificaron al menos dos de los principios activos considerados en muestras de agua en el 100% de las campañas. Se destaca el S-Metolaclor⁹ identificado en todos los sitios en todas las campañas, y el insecticida clorantraniliprole en el 100% de los sitios en un 75% de las campañas. En tercer lugar, el glifosato y su principal producto de degradación AMPA se detectó en todas las campañas de muestreo, presente en entre un 61% y 100% de los sitios. Los sitios de muestreo donde se detectaron más de cuatro principios activos considerados en este trabajo se corresponden con cuencas de drenaje con más de un 30% de su superficie de los Grupos 4 y 5, de presencia de pesticidas de nivel elevado y superior.

⁹ Teixeira de Mello et al (2023) reportaron presencia de metolaclor, que puede deberse al uso de S-Metolaclor o metolaclor, ya que el tipo de análisis utilizado no diferencia entre ambos principios activos cuyas propiedades son similares. Tomando en cuenta que el S-Metolaclor fue identificado en consultas con usuarios como ampliamente utilizado en el área de estudio y que está entre los 10 principios activos más importados en el Uruguay (mientras que el metolaclor está entre los primeros 35), se incluyeron estos valores como una aproximación a la presencia del S-Metolaclor.

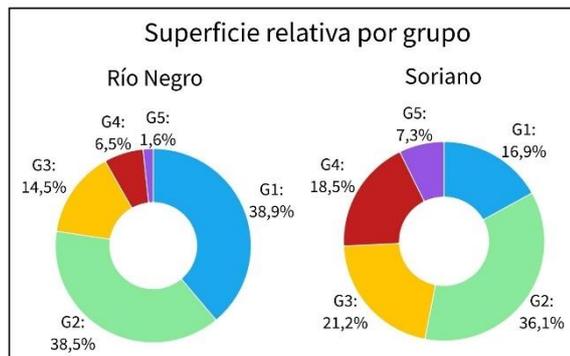
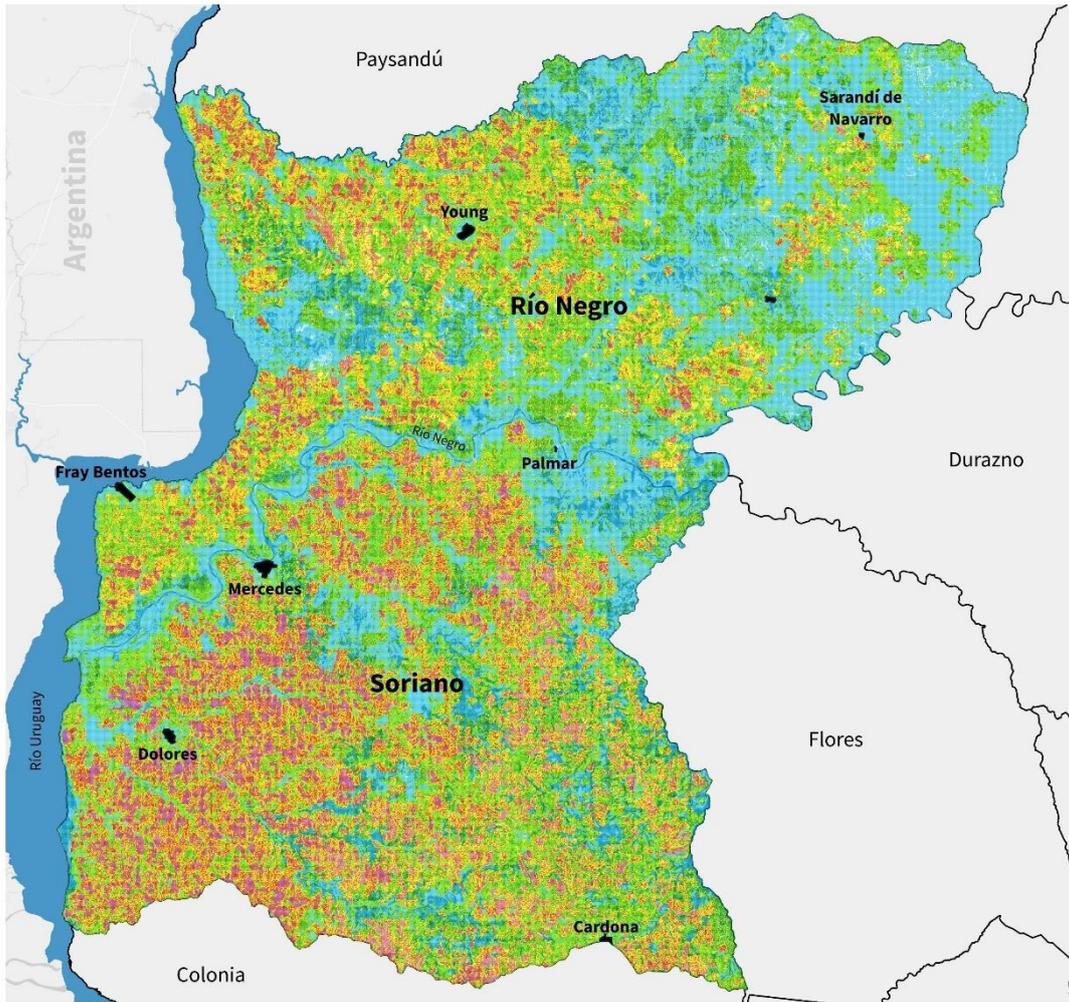


Figura 2.2 Distribución espacial de los grupos (5) y subgrupos (17) de presencia de pesticidas estimada, y superficie relativa por grupo según departamento. Los grupos informan sobre la cantidad de pesticidas que recibe la celda y los subgrupos complementan la información e informan sobre las dosis de aplicaciones, toxicidad y persistencia de los principios activos, propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos y características del terreno que inciden en la movilidad.

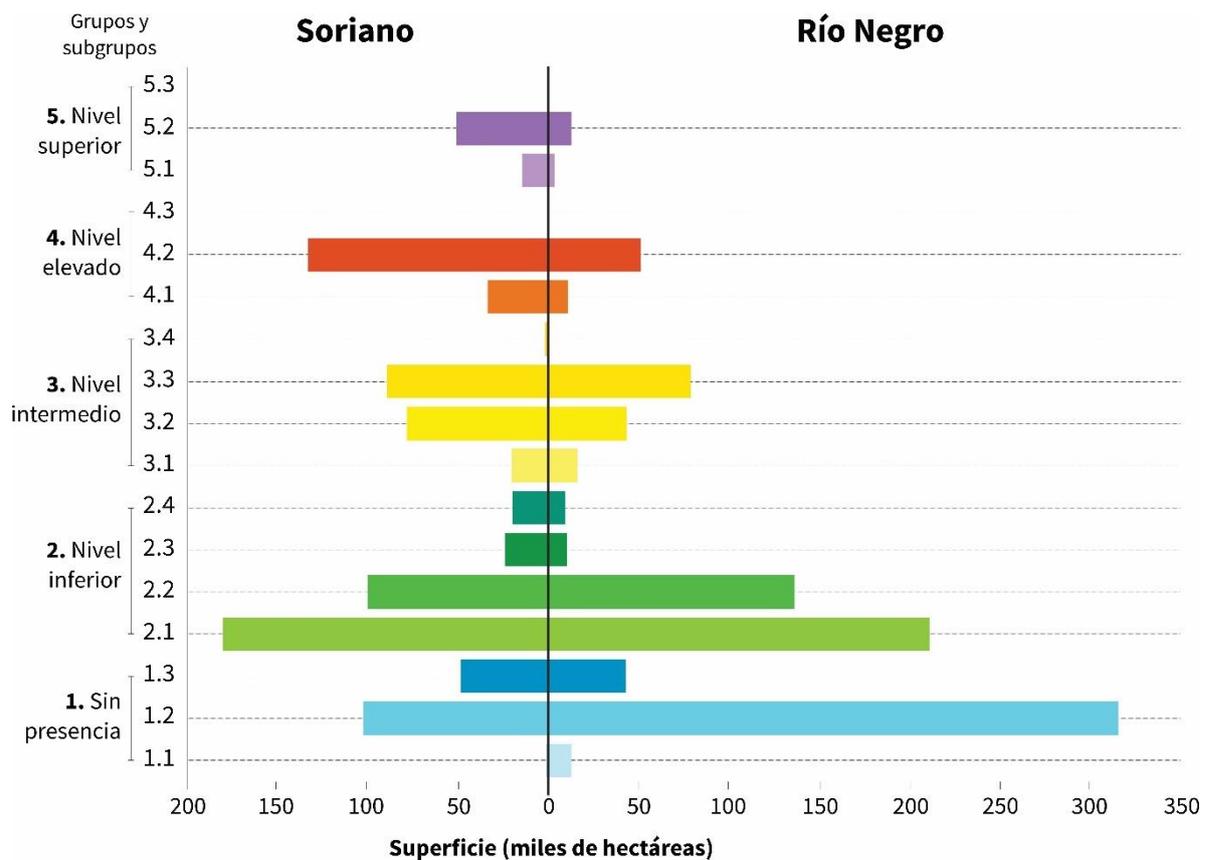


Figura 2.3 Superficie (miles de ha) por grupo y subgrupo de presencia de pesticidas en Soriano y Río Negro.

2.4. Discusión

La estimación de presencia de pesticidas sintetizó información sobre niveles de aplicaciones, características de toxicidad, persistencia, propensión a la movilidad de los principios activos y condiciones del terreno de forma integrada. El abordaje espacialmente explícito implementado permitió establecer una relación ordinal entre áreas en función de la presencia de pesticidas, y representa un insumo de base para los análisis de exposición y evaluaciones de impacto.

La presencia de pesticidas depende de las aplicaciones y de posteriores procesos de transporte y retención (Silburn 2020). Las aplicaciones dependen de los usos del suelo, de las prácticas y técnicas agrícolas, y la movilidad depende de las propiedades de los principios activos utilizados y su interacción con el ambiente tras su aplicación (proceso diferencial y dependiente de las formas de relieve, características del suelo y usos y coberturas del suelo, entre otros; Elias et al. 2018; Elias y Bernot 2017a; Zhang et al.

2000). Por ende, la estimación de presencia de pesticidas en el territorio es compleja y configura un desafío que ha sido abordado en diversos estudios desde las Ciencias Ambientales (Girones et al. 2020; Joseph et al. 2020; Malaj, et al. 2020). En este trabajo se enfatizó la etapa de relevamiento de información local sobre las aplicaciones de pesticidas, la identificación rotaciones agrícolas para espacializarlas, y la definición de variables clave para estimar la importancia y movilidad de principios activos en el terreno. Esta información fue integrada para estimar umbrales presencia de pesticidas, que incorporó también el transporte de productos entre superficies (unidades espaciales) adyacentes. La estrategia del agrupamiento cualitativo de las variables se basó en la dificultad de integrarlas matemáticamente sin bases experimentales robustas en condiciones locales. Esta aproximación demostró tener una alta capacidad descriptiva y posibilitó generar una estimación ordinal de las zonas donde existen condiciones para la ocurrencia de pesticidas. Se logró regionalizar el área de estudio según niveles de presencia de pesticidas, y se analizó el comportamiento y la distribución espacial de cada componente utilizado para la estimación. En síntesis, el abordaje implementado permitió abarcar la complejidad del comportamiento espacial de pesticidas en el área de estudio mediante el uso de un número reducido de variables e integrarlas mediante una aproximación cualitativa, con alto potencial para el análisis relativo a las condiciones del área de estudio.

En Soriano y Río Negro se realizan usos agrícolas altamente intensivos, hecho que se evidencia en las numerosas rotaciones identificadas y sus niveles de aplicación de pesticidas. Este panorama complejo se ha puesto de manifiesto en numerosos antecedentes nacionales que han presentado hallazgos de presencia e impactos ambientales de pesticidas en diversas matrices y especies dentro del área de estudio (Pérez Parada 2021; Ríos 2012; Soutullo et al. 2020). En el mismo sentido, los resultados del presente trabajo son concordantes con el análisis de presencia de pesticidas en la cuenca del Río San Salvador conducidos en el mismo período de estudio. El análisis de Teixeira de Mello et al. (2023) destacó la amplia distribución de glifosato y S-Metolaclor en matriz agua y, aunque presentan persistencia baja, están disponibles debido a sus altas dosis (en el orden de los miles de gramos). Tres principios activos considerados por Teixeira de Mello et al. (2023) son de toxicidad y persistencia bajas en términos relativos (glifosato, flumioxazin y S-Metolaclor) no obstante, su uso extendido en el espacio e intensivo en cantidad por unidad de superficie hace que estén frecuentemente disponibles

en diversos compartimentos ambientales. La evidencia disponible sugiere que existen efectos de la exposición sistemática en el largo plazo (Pascale y Laborde 2020), motivo por el que los principios activos de alto uso requieren atención particular, incluso si su toxicidad y persistencia son bajas (OMS 2020).

La distribución espacial de los pesticidas se asocia fuertemente a la aptitud agrícola de los suelos, reflejando un gradiente ascendente suroeste-noreste en el nivel de presencia estimada. También se identificó un gradiente creciente desde las zonas altas del paisaje hacia las zonas bajas en las condiciones de terreno que propician la retención de los pesticidas y su presencia. Estos gradientes indican que las zonas con mayor presencia de ecosistemas naturales (el oeste de ambos departamentos y las áreas adyacentes a cursos de agua; Achkar et al. 2015; DGF 2018) coexisten con los usos que realizan aplicaciones más intensivas de compuestos contaminantes. La presencia simultánea de prácticas agrícolas intensivas y ecosistemas naturales trae consigo tensiones latentes, que pueden derivar en problemas para la toma de decisiones e implementación de estrategias de conservación (Redpath et al. 2013). El área de estudio preserva superficies significativas de humedales y bosque nativo, y la evidencia empírica de las afectaciones existentes (ej: Ernst et al. 2018; Soutullo et al. 2020) señala la necesidad de integrar la información sobre usos del suelo y prácticas agrícolas con sus impactos ambientales. Profundizar en la comprensión de las posibles relaciones causales entre las actividades productivas y los insumos que utilizan y la integridad de ecosistemas a través de estudios de caso, es clave para poder diseñar medidas de gestión efectivas.

La integración de magnitudes de aplicaciones de pesticidas con variables de movilidad y de terreno permitió alcanzar con un manejo acotado de variables resultados de alto valor descriptivo, y con utilidad para la toma de decisiones y la definición de localización de monitoreos ambientales y estudios de impacto ambiental. Incorporar más variables sobre los principios activos y el terreno a la estimación podría contribuir a una comprensión más ajustada de los procesos complejos que experimentan los pesticidas en/entre matrices y flujos de transporte tras su aplicación (Helling 1971; Kerle et al. 1996). Debido al incremento de la resistencia de especies objetivo a pesticidas (Bras et al. 2022), se ha incrementado el uso de productos (en magnitud y diversidad) y se ha impulsado la elaboración de nuevas formulaciones comerciales (Ofosu et al. 2023; Varah et al. 2019). Este contexto demanda profundizar en el conocimiento del comportamiento de principios activos combinados según las formulaciones comerciales disponibles en el contexto

nacional, debido a que sus mezclas pueden incidir en su afinidad con distintas matrices y en su destino ambiental (Weisner et al. 2021).

Para avanzar en el conocimiento del comportamiento de los pesticidas es necesario avanzar en dos escalas: local y regional. Por un lado, se debería avanzar en la comprensión de mecanismos subyacentes al proceso de retención y movilidad de pesticidas en el paisaje mediante estudios experimentales y empíricos a escala local. Estos abordajes facilitarían la incorporación de variables a la estimación de presencia de pesticidas, la inclusión de información más detallada sobre principios activos, y la consideración de otras vías de transporte (Bish et al. 2021; Byass y Lake 1977; Ward et al. 2000). Por otro lado, los estudios regionales que trascienden el detalle local son estratégicos para generar diagnósticos amplios, que detecten tendencias y patrones espaciales generales, y brinden elementos para la planificación de políticas públicas (Pignati et al. 2017).

La zonificación de la presencia de pesticidas con alta resolución espaciotemporal permitiría incrementar la eficacia y eficiencia en el diseño de monitoreos ambientales y de medidas de ordenamiento ambiental del territorio (Ripa et al. 2006). Por ejemplo, tomando en cuenta los niveles de uso y presencia de pesticidas podrían ajustarse los sitios de monitoreo de calidad del agua, a los efectos de avanzar en un sistema que considere la diversidad geofísica de las cuencas hidrográficas, pero también los usos antrópicos. Este tipo de información podría complementar abordajes como el realizado por Mazzeo et al. (2024), incorporando variables de contaminación difusa de origen agropecuario al análisis de cuencas.

Junto con los fertilizantes y otras formas de contaminación difusa, los pesticidas requieren el diseño de medidas de ordenamiento territorial extendidas en el territorio que abarquen escalas locales y regionales (Fleming et al. 2022). Sin embargo, establecer este tipo de medidas en la principal región agrícola de un país agroexportador, puede generar tensiones. Reconociendo las complejidades políticas y económicas que implicaría la reducción o limitación del aprovechamiento de la tierra con fines productivos, Uruguay debe profundizar el conocimiento sobre el estado actual de los usos, aplicaciones, movilidad y destino de pesticidas, asumiendo el Estado el rol de garante de la protección del ambiente (establecido como de interés general en el Artículo 47 de la Constitución), y la definición de lineamientos en consecuencia.

Planificar e implementar acciones que tiendan a disminuir la dependencia de la producción agropecuaria al uso de agroquímicos, incluidos los pesticidas, resulta estratégico para reducir sus impactos (Gaboardi et al. 2023; Hu 2020), ya que apunta directamente a los ingresos de estos productos a los sistemas ambientales. Este tipo de acciones deben tomar en cuenta dos dimensiones: un mayor control y regulación de los principios activos y dosis que se utilizan en distintas regiones geográficas del país y, simultáneamente, el desarrollo de alternativas para el manejo y control de aquellas especies que inciden negativamente en la producción agrícola. Respecto al control y la regulación de las aplicaciones, un esquema similar al de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos (MGAP 2018) puede ser una solución operativa a evaluar e implementar. Los Planes mencionados surgieron debido a los impactos negativos de las prácticas agrícolas, reflejados en procesos severos de erosión hídrica de los suelos (Ley 15.239). Incorporar un esquema donde se registren anticipadamente las aplicaciones planificadas, dónde los técnicos de entidades gubernamentales puedan plantear reparos o modificaciones tendientes a limitar el uso de pesticidas, e implementar estrategias de control activo que trasciendan las denuncias por uso inadecuado, podría marcar un rumbo diferente respecto a la presencia de estos contaminantes en los territorios rurales. Más allá de las regulaciones y medidas frente al uso actual de pesticidas, el Estado debe cumplir un rol activo en el desarrollo de alternativas al uso de agroquímicos en la producción agropecuaria (Schmitt et al. 2017).

Regular el uso y distribución de pesticidas en el territorio demanda la aplicación de medidas de diferente alcance y escala. La normativa nacional, a través de la Ley 18.308 de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible (Poder Legislativo 2008) prevé la gestión diferencial del territorio a partir de la definición de criterios de localización de actividades económicas y de áreas bajo regímenes diferenciales, según objetivos de interés (sociales, económicos, ecológicos). Este marco posibilita pautar zonas donde permitir (y donde restringir) determinadas actividades agrícolas para minimizar sus impactos negativos. Un antecedente relevante en materia de instrumentos de ordenamiento a escala departamental es el Plan de Ordenamiento Rural de Canelones (Intendencia de Canelones 2018), particularmente por su proceso de elaboración (con instancias de participación y negociación) y definición de zonas diferenciadas con usos y prácticas agrícolas reguladas en base a criterios ambientales, sociales y productivos. Por otro lado, entre las medidas puntuales, de alcance local, y de posible aplicación en el

marco de medidas más amplias de ordenamiento, las áreas de amortiguación a cursos de agua y ecosistemas de interés para la conservación son herramientas que pueden contribuir a reducir/mitigar la llegada de contaminación difusa de origen agrícola a cursos de agua por escorrentía (Lacas et al. 2005; Prosser et al. 2020; Rasmussen et al. 2011).

La secuencia metodológica implementada para la estimación de presencia de pesticidas para un área de estudio extensa representa una novedad, debido a la resolución espacial y conceptual de la información procesada y generada, y por abordar el problema de investigación en una región agrícola clave en el contexto nacional. La estrategia es replicable para diversos contextos geográficos, ya que utiliza información que puede ser relevada en otras áreas de estudio mediante técnicas de teledetección, y bases de datos gratuitas y accesibles. Los resultados obtenidos permiten definir zonas de interés en función de los niveles de presencia de pesticidas estimados, y permitiría orientar medidas diferenciales según usos prioritarios de cuencas hidrográficas, distribución espacial de la población y de áreas de interés para la conservación.

2.5. Conclusiones del capítulo

En este capítulo se elaboró una propuesta para la estimación de presencia de pesticidas basada en información de alta resolución espacial de aplicaciones (principios activos y magnitud de dosis), toxicidad, persistencia y propiedades de movilidad de los principios activos, y características del terreno que inciden en el transporte de los pesticidas. Se espacializaron los resultados de la estimación, regionalizando el área de estudio según niveles de presencia de pesticidas. La secuencia propuesta puede replicarse en el área de estudio en diferentes períodos y ventanas temporales, y ser aplicada para otras regiones geográficas, con contextos geofísicos y productivos diferentes.

Se generaron cuatro componentes (que integran ocho variables) relevantes para la estimación de presencia de pesticidas: componente de aplicaciones de pesticidas (principios activos y sus dosis por rotación), componente de toxicidad y persistencia, componente de propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos (solubilidad y K_{oc}), y componente de características del terreno (pendiente, textura del suelo y usos/coberturas del suelo). La integración de información primaria obtenida por técnicas de teledetección y relevamientos en campo (rotaciones agrícolas y dosis de pesticidas) junto a información extraída de fuentes secundarias (propiedades

fisicoquímicas de los principios activos, pendientes del terreno y texturas del suelo) permitieron generar una síntesis georreferenciada de la presencia de pesticidas para el área de estudio. El agrupamiento cualitativo, a partir del análisis e interpretación de los cuatro componentes permitió generar resultados con alta capacidad descriptiva y analítica en términos relativos a las condiciones del área de estudio. Esta aproximación novedosa y es de fácil aplicación ya que opera con un número de variables acotada y manejable, incorpora información compleja que puede ser obtenida a partir de datos y herramientas disponibles, lo cual la hace replicable para otras regiones de estudio.

Los resultados presentados en este capítulo son una contribución a la comprensión de las aplicaciones y presencia de pesticidas en el territorio. La diversidad, la alta presencia y la distribución espacial de estos productos en Soriano y Río Negro alerta sobre posibles impactos en ecosistemas de interés para la conservación y en la población humana que deben ser estudiados en profundidad. Los resultados resaltan la necesidad de avanzar en el diseño e implementación de medidas para minimizar los efectos de los pesticidas en organismos no-objetivo, con foco en proteger la salud humana y los ecosistemas. La estimación de presencia de pesticidas representa un insumo fundamental para realizar evaluaciones de exposición y riesgo.

Capítulo 3 – Exposición a pesticidas de bosques y humedales prioritarios para la gestión ambiental en Soriano y Rio Negro

3.1. Introducción

La expansión e intensificación de los usos agropecuarios son forzantes claves de la degradación de ecosistemas y la pérdida de biodiversidad (Ma et al. 2023). A través de procesos de sustitución y fragmentación de ambientes y coberturas naturales (Li et al. 2022; Radwan et al. 2021; Winkler et al. 2021), y mediante el aporte de sustancias contaminantes desde las tierras agrícolas (Sharma et al. 2019), los usos del suelo agropecuarios afectan las funciones ecosistémicas y la provisión de servicios ambientales (Sanchez-Bayo et al. 2013). Entre los contaminantes principales se destacan los pesticidas, productos utilizados en una proporción significativa de la agricultura a escala global (Tudi et al. 2021) y que se han posicionado como una amenaza central para los ecosistemas (Pathak et al. 2022; Sharma et al. 2019). En el escenario actual de expansión de los usos agrícolas e intensificación en el uso de insumos químicos (FAO 2022), la evaluación de los impactos potenciales de los pesticidas sobre ecosistemas, especies y salud humana emergen como una problemática central para las Ciencias Ambientales (Rani et al. 2021; Sanchez-Bayo et al. 2013; Sharma et al. 2019; Tudi et al. 2021). Evaluar los impactos de la expansión y la intensificación agrícola sobre los ecosistemas implica comprender la distribución espacial de aplicaciones de pesticidas, su movilidad y su transporte hacia zonas de alto valor para la conservación.

Debido a las limitaciones de los modelos determinísticos para obtener resultados de alta resolución espacial (Capítulo 2), el uso de modelos conceptuales espacialmente explícitos (entre ellos, los de exposición), emergen como una alternativa con alta potencialidad para vincular la amenaza que representan los pesticidas con los sistemas potencialmente afectados. Los modelos de exposición permiten reconocer la naturaleza y el nivel de estrés al que está sometido un determinado sistema debido a una forzante particular (Adger 2005, Burton 1993). La exposición depende de la frecuencia, magnitud y extensión de la forzante, variantes que originan diferentes niveles de contacto posible entre ambientes y amenazas (Álvarez-Romero et al. 2013), y su estimación permite diferenciar zonas con distintas afectaciones, en función de la presión ejercida por la amenaza. Los modelos de exposición espacialmente explícitos han sido aplicados en diversas regiones, para

distintos sistemas/objetos (población, infraestructuras, ambientes) y para múltiples amenazas (Álvarez-Romero et al. 2013; Briggs 2005; Brühl et al. 2021; Dietrich et al. 2014; Hladik et al. 2023; Larsen et al. 2020), reportando resultados con alta resolución espacial (Malaj, et al. 2020; Ochoa-Cueva et al. 2022; Vallero et al. 2010; Wan 2015; Zhu et al. 2021) y logrando avanzar en condiciones limitadas de información de entrada disponible (Wan 2015).

Las evaluaciones de exposición a pesticidas han sido generadas con diversos focos de interés, destacando las aplicaciones en salud humana (Joseph et al. 2020; Larsen et al. 2020; VoPham et al. 2015b; Wan 2015), aguas superficiales (Fox et al. 2021), especies (Brühl et al. 2021; Hladik et al. 2023) y ecosistemas (Malaj et al. 2020; Mu et al. 2022). Estos análisis han presentado debilidades por basarse en información de aplicaciones por importaciones y ventas (Wan 2015), por agregar la información de aplicaciones en unidades espaciales extensas y por considerar exclusivamente áreas adyacentes al objeto expuesto (Ochoa-Cueva et al. 2022). Los antecedentes evidencian la potencialidad de abordajes que integran variables espacializadas para comprender y evaluar la distribución de pesticidas y sus interacciones con los objetos de interés.

Avanzar en la construcción de modelos de exposición a pesticidas que la complejidad de los procesos que ocurren en las tierras agrícolas y la diversidad de ecosistemas potencialmente afectados, implica considerar: los volúmenes aplicados de pesticidas discriminando por principio activo y las dosis según las prácticas agrícolas locales, las características y movilidad en el paisaje de cada principio activo, y las características intrínsecas de los ecosistemas que permitan evaluar prioridades para la gestión ambiental. La construcción de modelos de exposición con estas características posibilitará identificar zonas prioritarias para la gestión ambiental con alta resolución, a escala operativa y en regiones extensas.

En los departamentos de Soriano y Río Negro se localiza la principal región agrícola de Uruguay (Díaz et al. 2018; Gazzano et al. 2019). El desarrollo de la agricultura industrial, la ganadería intensiva y la forestación se ha sostenido mediante el uso de numerosos y altos volúmenes de insumos, entre ellos los pesticidas (DGSA 2023). En estos departamentos se localizan diversos ecosistemas prioritarios para la conservación (principalmente bosques nativos, humedales y pastizales) y que cumplen la función de conectores ecorregionales, destacando el Valle del Río Uruguay, Valle del Río Negro y

los bosques nativos y humedales (Gutiérrez et al. 2012). A excepción de las 16.778 ha pertenecientes al Parque Nacional y área RAMSAR Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay (Poder Legislativo 2008), las 1.537 ha del Área de manejo de hábitats y/o especies Esteros y Algarrobales del Río Uruguay (Poder Legislativo 2015) y las 2.192 ha del Parque Nacional Humedales e Islas del Hum (Poder Legislativo 2023), estos ecosistemas no están bajo figuras jurídicas de conservación. La configuración espacial de ecosistemas prioritarios para la conservación dentro de una matriz de producción agropecuaria intensiva y con altos niveles de utilización de pesticidas (Capítulo 1) pone de manifiesto la necesidad de estudiar la exposición a la que están sometidos los ecosistemas de ambos departamentos, como paso inicial para evaluar posibles medidas de gestión ambiental en el territorio.

El objetivo del presente capítulo es evaluar la exposición a pesticidas de los ecosistemas prioritarios para la conservación en los departamentos de Soriano y Río Negro. El cumplimiento del objetivo general implicó: i) establecer una metodología para evaluar la exposición de ecosistemas a pesticidas, ii) definir e identificar los ecosistemas de bosque nativo y humedales de importancia para la conservación, iii) definir un orden jerárquico para la gestión ambiental de los ecosistemas según importancia para la conservación y su nivel exposición a pesticidas.

3.2. Materiales y métodos

La estrategia metodológica (Figura 3.1) para identificar los ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas (EPGAP) integró: 1) la identificación y delimitación de las coberturas de bosque nativo y humedales, 2) la clasificación de bosques y humedales utilizando variables de importancia para la conservación (BHIC), 3) la estimación de valores acumulados de principios activos en los ecosistemas, toxicidad y persistencia y de propiedades de movilidad de principios activos a escala de celda (100 x 100 m), 4) la clasificación de las coberturas de humedal y bosque nativo según su exposición a pesticidas y 5) la construcción de grupos EPGAP según exposición a pesticidas y BHIC. La secuencia de trabajo tomó como punto de partida los resultados de clasificación de usos y coberturas del suelo y uso de pesticidas a escala de detalle (Capítulo 1) y luego se incorporó información de toxicidad y persistencia y de movilidad por escorrentía de los principios activos y del terreno

(Capítulo 2). Posteriormente, se modeló la acumulación de pesticidas desde superficies con usos agrícolas hacia ecosistemas, y finalmente se realizó un agrupamiento para la conformación de los EPGAP.

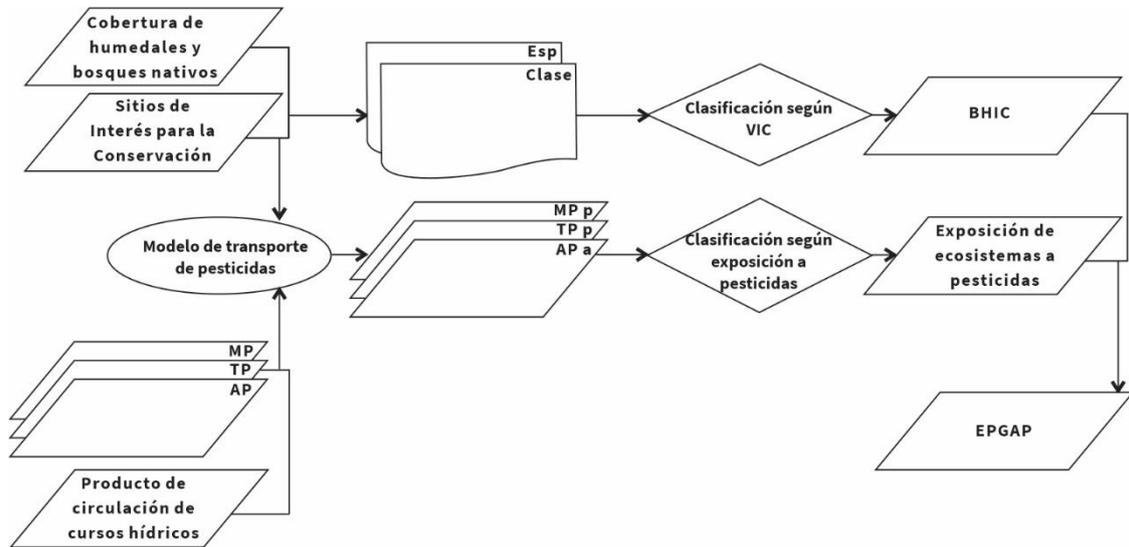


Figura 3.1. Estrategia general de investigación del Capítulo 3. *AP*: Aplicación de pesticidas utilizados en celdas en hasta 1 km de distancia cuenca arriba del parche de ecosistema, *TP*: Toxicidad y persistencia de los principios activos utilizados en celdas en hasta 1 km de distancia cuenca arriba del parche de ecosistema, *MP*: Propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos utilizados en celdas en hasta 1 km de distancia cuenca arriba del parche de ecosistema, *Esp*: Cantidad de especies prioritarias en el sitio de interés para la conservación, *Clase*: Clase a la que pertenece el sitio de interés para la conservación, *AP_a*: Aplicaciones de principios activos acumulados por parche de ecosistema, *TP_p*: Toxicidad y persistencia promedio de los principios activos recibidos por el parche de ecosistema, *MP_p*: Propiedades fisicoquímicas de movilidad promedio de los principios activos recibidos por el parche de ecosistema, *VIC*: Variables de importancia para la conservación, *BHIC*: Ecosistemas de bosques nativos y humedales según variables de importancia para la conservación, *EPGAP*: Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas.

En los departamentos de Soriano y Río Negro más de la mitad de la superficie se destina a usos agrícolas, con importante relevancia de rotaciones intensivas (Capítulo 1). Simultáneamente, en estos departamentos se localizan numerosos ecosistemas nativos de interés para la conservación, principalmente humedales (esteros, humedales boscosos de agua dulce, humedales intermitentes) y bosques nativos (bosques ribereños, bosques parques, bosques de algarrobales). Las áreas protegidas abarcan más de 20.000 ha (1% del área total) y se concentran en la región oeste: Esteros de Farrapos e Islas del Río

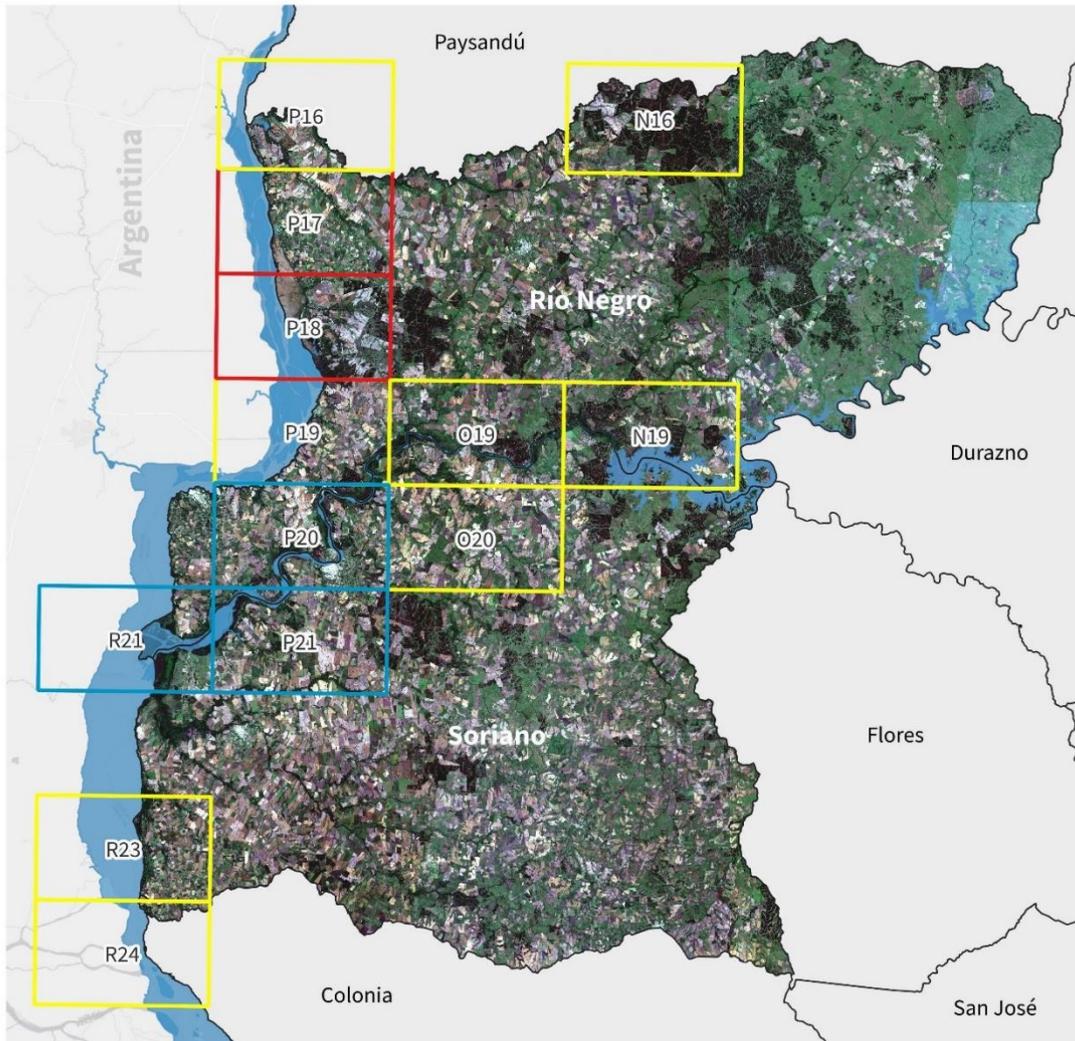
Uruguay (Parque nacional; 16.810 ha), Humedales e Islas del Hum (Parque nacional; 2.227 ha) y los Esteros y Algarrobales del Río Uruguay (Área de manejo de hábitats y/o especies; 1.613 ha). Adicionalmente, el área contiene trece Sitios de Interés para la Conservación (SIC; Figura 3.2): dos sitios que contienen áreas SNAP, tres sitios con prioridad de ingreso condicionada (de interés, pero su viabilidad no está suficientemente estudiada) y ocho sitios de articulación con otras estrategias de conservación (Soutullo et al. 2014).

3.2.1. Identificación de bosques nativos y humedales de interés para la conservación

Para la clasificación de las coberturas de humedal y bosque nativo se recurrió a clasificaciones supervisadas de imágenes satelitales Sentinel-2, utilizando el algoritmo clasificador Random Forest (Breiman 2001) en Google Earth Engine (Gorelick et al. 2017; ver Capítulo 1). De toda la superficie de ecosistemas de bosques nativos y humedales detectada en la clasificación de coberturas del suelo, se seleccionaron los parches¹⁰ localizados total o parcialmente dentro de Áreas Protegidas pertenecientes al SNAP y de los SIC definidos por SNAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas). Esta definición se basó en que dentro de un parche que no está fragmentado se asume que existe conectividad y, por ende, se espera que las especies identificadas en los SIC puedan estar distribuidas en su extensión. Se consideraron los ambientes de humedales donde predominan las especies herbáceas (denominados en la tesis como humedales), y los ambientes de humedales dominados por especies leñosas, bosques fluviales y bosque parque (denominados en la tesis como bosque nativo).

Los parches de bosque nativo con superficie mayor a 200 ha fueron subdivididos en polígonos de menor extensión ya que la distribución lineal del bosque configura geometrías cuya longitud supera las decenas de kilómetros, y su evaluación como unidad sintetizaría información de áreas adyacentes excesivamente amplias. Este preprocesamiento no se realizó para la cobertura de humedales debido a su distribución espacial más concentrada en unidades discretas. Adicionalmente, se tomó como criterio general trabajar únicamente con parches de bosque nativo y humedales mayores a 2 ha, debido a que parches pequeños no serían prioritarios para la gestión frente a otros de mayor tamaño.

¹⁰ Unidades espaciales de bosques nativos o humedales de superficie continua.



Sitios de Interés para la Conservación (SNAP)

- Clase 1
- Clase 3
- Clase 5

0 10 20 km



Figura 3.2. Sitios de Interés para la Conservación (SIC) categorizados por SNAP localizados en Soriano y Río Negro. Clase 1: Línea de base (incluyen áreas protegidas ingresadas a SNAP), Clase 3: Prioridad de ingreso condicionada (son de alto interés, pero su viabilidad para ser incorporados al SNAP aún no está lo suficientemente estudiada), Clase 5: Zonas a articular con otras estrategias de conservación. Dentro de cada SIC se indica el código de identificación asignado por SNAP. Imagen satelital (Sentinel-2 MSI) de color verdadero, que muestra el área de estudio durante noviembre 2023.

3.2.2. Variables de importancia de los ecosistemas para la conservación

Los ecosistemas de bosques y humedales fueron clasificados por su importancia para la conservación (BHIC), en base a las siguientes variables: categorías de SIC, cantidad de especies prioritarias para la conservación (Soutullo et al. 2014) y superficie del parche. Estas condiciones constituyen parámetros informativos sobre la importancia relativa de cada parche de bosque nativo y humedales para el diseño de medidas de gestión ambiental, debido a su relevancia para la conservación, y se basaron fundamentalmente en caracterizaciones de referencia ya elaboradas por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP 2014a, 2014b, 2014c, 2014d) y la clasificación de coberturas generada en el Capítulo 1 de esta tesis. Las variables que determinaron los BHIC fueron expresadas en magnitudes adimensionales (puntajes) para cada parche de ecosistema, utilizando valores entre 1 y 3 según importancia baja, media o alta para la conservación (Tabla 3.1).

La primera variable refiere a las categorías de SIC, derivadas de la clasificación de unidades espaciales de interés definidas por el SNAP en su planificación estratégica 2015-2020 (Soutullo et al. 2014), cuya geometría se basa las cartas 1:50.000 del Servicio Geográfico Militar. Los SIC fueron clasificados por SNAP en cinco categorías/clases, a partir de evaluar su importancia en base a: elementos de biodiversidad, presencia de ecosistemas nativos amenazados, servicios ecosistémicos que brindan, ecorregiones y unidades del paisaje que integran. En el área de estudio se localizan tres de estas cinco categorías: i) Clase 1: Línea de base (incluyen áreas protegidas ingresadas a SNAP), ii) Clase 3: Prioridad de ingreso condicionada (son de alto interés, pero su viabilidad para ser incorporados al SNAP aún no está lo suficientemente estudiada) y iii) Clase 5: Articulación con otras estrategias de conservación (sitios de interés, pero no prioritarios para el ingreso al SNAP sino para ser incorporados en medidas alternativas de protección). En base a estas definiciones, y en términos relativos, los ecosistemas en SIC de Clase 1 indican mayor nivel de prioridad, los de Clase 3 prioridad intermedia y los de Clase 5 prioridad baja.

Tabla 3.1. Variables de importancia para la conservación. V: valor de la variable, P: puntaje asignado según la importancia para la conservación que indica el valor (valores mayores indican mayor importancia).

Variable de importancia para la conservación	V	P	Fuente
Categoría del Sitio de Interés para la Conservación	Clase 5	1	(Soutullo et al. 2014)
	Clase 3	2	
	Clase 1	3	
Cantidad de especies prioritarias para el SNAP	> 20 <= 35	1	(SNAP 2014e, 2014f, 2014g, 2014d,
	> 35 <= 50	2	2014c, 2014a, 2014h, 2014i, 2014j,
	> 50	3	2014k, 2014b, 2014l, 2014m)
Superficie del parche	<= 10 ha	1	Elaboración propia
	> 10 <= 50 ha	2	
	> 50 ha	3	

La segunda variable es la cantidad de especies prioritarias para la conservación según SNAP, conteo que incluye especies de plantas, moluscos, peces, reptiles, aves y mamíferos que han sido relevadas en los SIC del área (SNAP 2014d, 2014c, 2014b, 2014a, 2014h, 2014e, 2014f, 2014g, 2014l, 2014m, 2014i, 2014j, 2014k). Ecosistemas asociados a SIC con mayor cantidad de especies prioritarias para la conservación tuvieron asignados puntajes que indican mayor prioridad.

La tercera variable está dada por la superficie de los parches de bosque nativo o humedales, que fue calculada para cada unidad espacial de estos a partir de la clasificación de imágenes satelitales detallada en el Capítulo 1. Ecosistemas con mayor superficie tuvieron asignados puntajes que indican mayor importancia.

Las categorías de SIC y especies fueron obtenidas de fichas informativas (específicas para cada SIC) elaboradas por el SNAP (SNAP 2014a, 2014b, 2014c, 2014d, 2014h, 2014e, 2014f, 2014g, 2014l, 2014m, 2014i, 2014j, 2014k), que contienen una valoración en detalle de los elementos de biodiversidad que contienen (ecosistemas presentes, ecosistemas prioritarios, especies presentes, especies prioritarias, etc.) y su estado de conservación. Las superficies fueron obtenidas a partir de la clasificación de elaboración propia de usos y coberturas del suelo. Los valores de cada variable fueron sumados, resultando en un puntaje para cada ecosistema, que informa sobre sus VIC en conjunto (entre 3 y 9).

3.2.3. Exposición de ecosistemas a pesticidas

Para evaluar la exposición de los ecosistemas a pesticidas en primera instancia se diseñó un modelo de transporte basado en la dinámica del agua en flujo de escorrentía. Se recurrió a un análisis de dirección y concentración de flujo implementado mediante el uso de un Modelo Digital de Terreno (MDT), utilizando el producto de pendiente generado en el Capítulo 2. Adicionalmente se utilizó el producto elaborado por Mazzeo et al. (2024), que relaciona cada segmento de los cursos de agua con su área de drenaje (subcuenca específica para cada segmento) y con los segmentos adyacentes, aguas arriba y aguas abajo, lo cual posibilita identificar la dirección del flujo de agua con una resolución geométrica de 10 m. El modelo generado permitió identificar a escala de celda de 100 x 100 m, las que drenan hacia una celda objetivo y, posteriormente, extraer para cada celda el acumulado de pesticidas que dicha unidad espacial recibe en un máximo de 1 km aguas arriba¹¹. El acumulado corresponde a lo aplicado en esa celda sumado a lo que recibe de otras. Este modelo asume una transferencia absoluta de los pesticidas, por lo cual su valor de acumulación tiene validez únicamente en un marco de interpretación relativa e integrado a las componentes de propiedades de movilidad de pesticidas y de características de movilidad del terreno. Estos componentes se construyeron a partir de valores medios de solubilidad y K_{oc} de los principios activos (INTAGRI 2017; Lewis et al. 2016; OMS 2020) utilizados en las rotaciones agrícolas y forestales y de información de pendientes, suelos y usos y coberturas (Mahmoud y Alazba 2015; Panario et al. 2011; Shanshan et al. 2018; USDA 2009) que inciden en la movilidad del agua en el terreno (ver Capítulo 2). La acumulación de valores para cada celda de bosque nativo o humedal da cuenta de: el valor acumulado de pesticidas que drenan hacia esa celda, las medias de toxicidad y persistencia de los principios activos con alcance al parche, las medias de propiedades fisicoquímicas de los pesticidas presentes para ser movilizados y las condiciones medias del paisaje vinculadas al transporte.

El resultado final para cada celda es una variable categórica que indica las combinaciones entre las dosis totales de cada principio activo recibido, la toxicidad y persistencia media,

¹¹ Se definió 1 km en base a antecedentes que identifican umbrales de movilidad de pesticidas por escorrentía y a través de cursos de agua a partir de resultados experimentales en diversas condiciones ambientales (Connolly et al. 2002; Elias y Bernot 2017b; Freitas et al. 2022b). Se priorizaron como referencia los valores máximos de distancia obtenidos en estudios que analizan el comportamiento de principios activos de alta y media solubilidad considerados en esta investigación (2,4-D y S-Metolaclor).

y las propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos. Se trabajó a dos escalas de análisis, inicialmente a escala de celda (resolución de los valores de la variable categórica de exposición a pesticidas), y posteriormente con promedios para cada unidad de ecosistema (parque). En base a ello, se establecieron tres categorías de exposición a pesticidas para cada ecosistema considerado (Anexo 3.1). Adicionalmente, se extrajeron las dosis acumuladas por principio activo ponderadas por la superficie del ecosistema (g/ha promedio de cada principio activo a los que está expuesto el ecosistema). La exposición de nivel inferior, intermedio y bajo se definió en términos relativos a las cantidades de pesticidas que alcanzan los ecosistemas en el área de estudio, lo cual significa que la exposición de nivel inferior no debe interpretarse como la ausencia de exposición, sino como un orden de magnitud menor a las otras dos categorías.

3.2.4. Identificación de ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental

Se generó una zonificación de los parches de ecosistemas en base a las combinaciones únicas de nivel de exposición a pesticidas y los BHIC hallados en el área de estudio. Esta zonificación indica el orden de jerarquía entre ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas (EPGAP).

3.3. Resultados

3.3.1. Distribución espacial de ecosistemas de humedales y bosques

En el área de estudio se identificaron y georreferenciaron bajo los criterios de conectividad con los SIC 52.439 ha de bosque nativo y 21.520 ha de humedales. El 51,9% del bosque nativo y el 67,3% de humedales se localizaron en Río Negro, y 48,1% y 32,7% en Soriano. De estas superficies totales, 33.490 ha de bosque nativo (63,9% del total) y 19.112 ha de humedales (88,8% del total) se localiza dentro de los SIC definidos por el SNAP (Figura 3.3). Por último, 2,8% del bosque nativo (1.468,6 ha) y 31,3% de los humedales (6.726,5 ha) se ubican dentro de áreas protegidas definidas por el SNAP.

Los humedales registraron alta concentración espacial en el oeste de ambos departamentos, fundamentalmente en Río Negro, asociados a la localización del Río Uruguay y desembocadura del Río Negro. El bosque nativo presentó una distribución

asociada a los cursos de agua, y en la región oeste de los departamentos, coincidente en este aspecto con la de humedales.

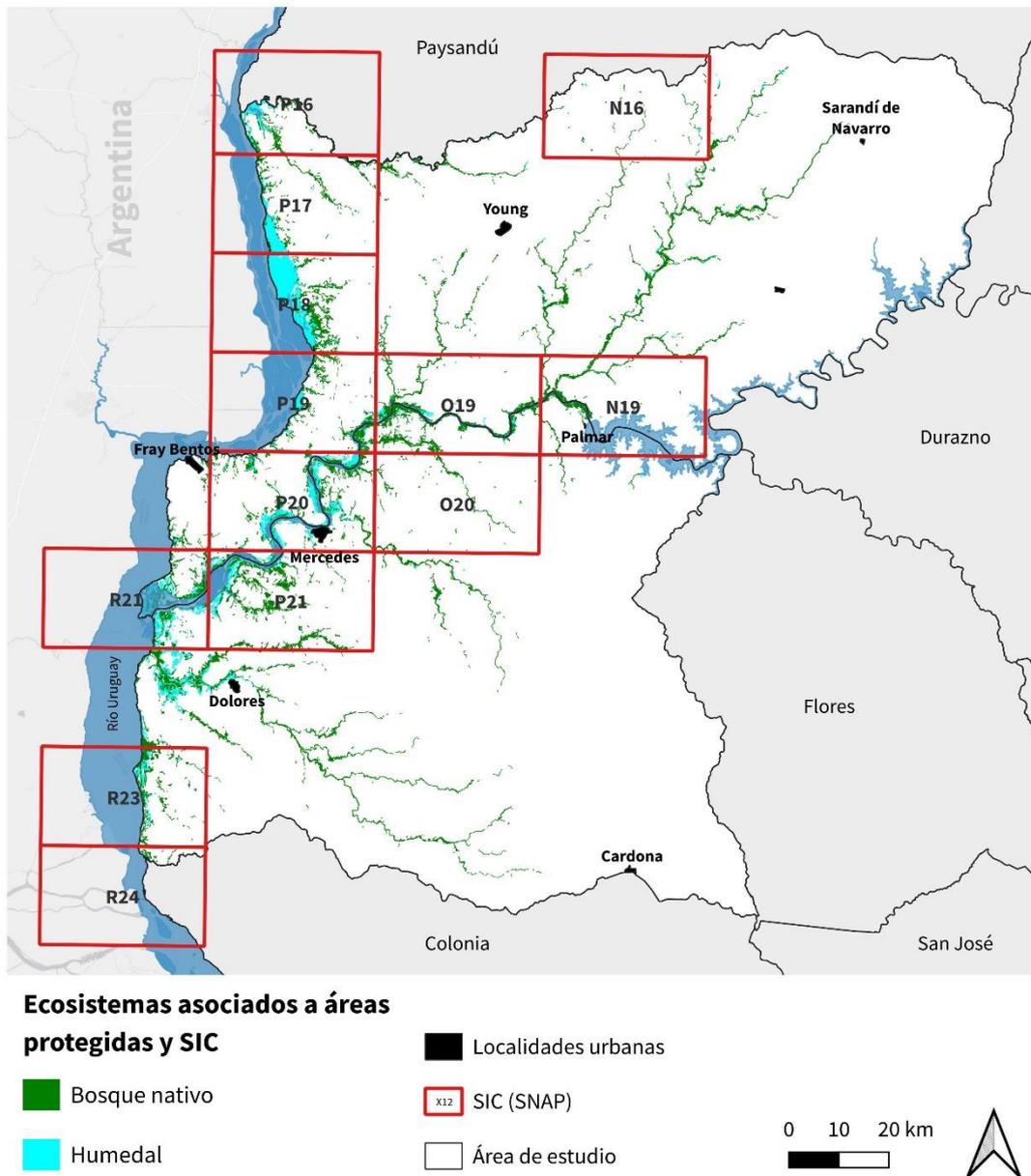


Figura 3.3. Ecosistemas de bosque nativo y humedales de interés para la conservación, definidos por su localización en áreas protegidas y/o sitios de interés para la conservación (SIC), o con conectividad con ecosistemas en áreas protegidas y/o SIC.

El SIC que concentra mayor superficie total de humedales es el P18, donde se localiza gran parte del área protegida Esteros de Farrapos, seguido por el P20, que contiene parte de la planicie de inundación del Río Negro. Los SIC con mayor cobertura de bosque

nativo son el P21, P20, O19 y R21, que abracan la sección final del cauce principal del Río Negro, y contienen parte de ambos departamentos de estudio (Tabla 3.2). Por otro lado, un 36,1% de la superficie de bosque nativo y un 11,2% de humedales se localizó por fuera de los SIC.

Tabla 3.2. Superficie de humedales y bosque nativo en el área de estudio (AE) según su localización respecto a los Sitios de Interés para la Conservación (SIC) definidos por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). La primera columna contiene los códigos identificadores correspondientes a cada SIG, definidos por SNAP.

Código de identificación del SIC	Superficie de humedales (ha)	Superficie de bosque nativo (ha)	Ecosistemas destacados en el SIC
R21	2.703	3.054	Bosques ribereños
R23	705	1.644	Bosques ribereños, bañados y praderas
R24	18	239	Bosques ribereños, bañados y praderas
P16	997	1.580	Bosques parques y bosques ribereños
P17	1.989	1.761	Humedales fluviales, bosques parques, bosques ribereños y praderas
P18	6.012	2.688	Humedales fluviales, bosques parques y praderas
P19	780	2.686	Humedales, bosques inundables y bosques ribereños
P20	3.042	5.507	Bosques parques y bosques ribereños
P21	2.104	5.791	Bañados, bosques ribereños y praderas
O19	445	5.106	Bosques parques, bosques ribereños y praderas
O20	-	874	Bosques parques y praderas
N16	41	371	Bosques ribereños y praderas
N19	276	2.189	Bosques ribereños y praderas
Total en SIC	19.112	34.090	
Fuera de SIC	2.408	18.949	
Total AE	21.520	52.439	

3.3.2. Bosques y humedales de importancia para la conservación

En base a su categoría de SIC, cantidad de especies prioritarias y superficie, los BHIC de alta importancia totalizaron 36.753 ha (49,7%) en el área de estudio, los de importancia intermedia 35.534 ha (48%) y los de importancia baja 1.672 ha (2,3%). Los de importancia alta se localizan en las cercanías de los principales cursos de agua de la región (mayoritariamente asociadas al Río Uruguay, Río Negro y Río San Salvador), altamente concentrados en el oeste del área de estudio (Figura 3.4). Los BHIC de importancia intermedia tienen una distribución más heterogénea, aunque al igual que las de alta

prioridad se disponen adyacentes a cursos de agua, lo hacen en parches de menor superficie (media de 16 ha) o asociados a categorías de SIC que establecen menor prioridad. Finalmente, los BHIC de baja importancia se localizan a mayor distancia de los cursos de agua y principales parches de bosques y humedales con respecto a los de importancia alta e intermedia, en estructuras dispersas de baja superficie (media de 4 ha), y se distribuyen en la región centro-oeste de los departamentos.

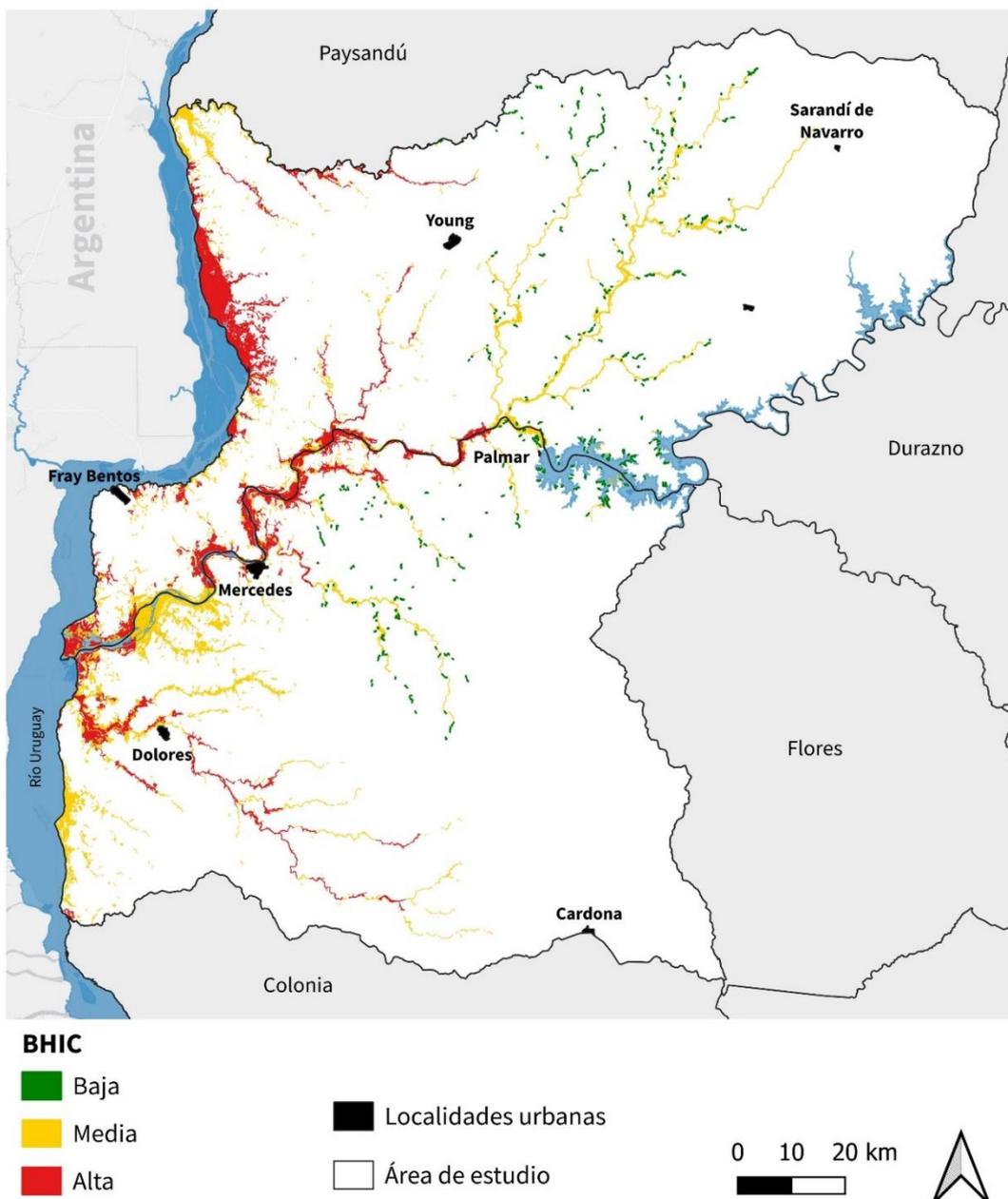


Figura 3.4. Importancia de los ecosistemas de bosques y humedales para la conservación (BHIC).

3.3.3. Exposición de ecosistemas a pesticidas

Las dosis acumuladas por principio activo que alcanzan los ecosistemas de bosques nativos y humedales fueron en general mayores en el sur del área de estudio (Figuras 3.5 y 3.6), al igual que las dosis acumuladas totales (Figura 3.7). Los tres niveles de toxicidad y persistencia y de las propiedades de movilidad (Figuras 3.8 y 3.9) mostraron una distribución heterogénea entre los ecosistemas considerados, y sus valores bajos se concentraron en la región centro del área de estudio. Respecto a la distribución de los ecosistemas según niveles de exposición a pesticidas, los de nivel inferior reportaron una mayor concentración espacial en el centro y oeste del área de estudio, los de nivel intermedio en el norte y este y los de nivel superior mostraron una mayor heterogeneidad en su localización (Figura 3.10).

Entre los nueve principios activos estimados, el glifosato y flumetsulam son los que llegan a más superficie de bosque nativo y humedales, ya que su alcance abarca 8,3%, y 6,6% de la superficie de los ecosistemas respectivamente. En contrapartida, los principios activos 2,4-D y fipronil alcanzan potencialmente un 5,1% y 3,5% de la superficie cubierta por humedales y bosques nativos. Sin embargo, si consideramos la llegada de los principios activos a al menos una porción del parche del ecosistema los resultados se presentan de forma muy diferente. Analizando los parches como unidades agregadas, el glifosato y flumetsulam llegan a potencialmente a un 95,9%, y 83,9% de los ecosistemas respectivamente, mientras que el 2,4-D y el fipronil alcanzan 69,8% y 79,6% de la superficie.

El 48,4% de la superficie de los ecosistemas (35.828 ha) recibieron aportes de principios activos con puntajes de toxicidad y persistencia bajos, y 13.057 ha de ecosistemas (17,7%) estuvieron sometidos a los principios activos de toxicidad y persistencia alta. Atendiendo las diferencias entre ecosistemas, los bosques nativos estuvieron en contacto con principios activos de mayor toxicidad y persistencia que los humedales (21,3% de la superficie y 8,7%, respectivamente). Por otro lado, las propiedades fisicoquímicas de movilidad de los pesticidas que alcanzan los ecosistemas fueron mayoritariamente de comportamiento bajo (45,1% de la superficie), pero también hubo una alta proporción de ecosistemas que recibieron el influjo de principios activos con tendencia intermedia a la movilidad (40,6% de la superficie). Las diferencias entre propiedades de movilidad de

principios activos recibidos por bosque nativo y humedales se mantuvieron relativamente similares a lo observado en el caso de toxicidad y persistencia. Un 16,1% del bosque nativo recibió compuestos de movilidad alta y un 44,7% de movilidad intermedia, mientras que en los humedales un 10% de la superficie fue alcanzada por principios activos de alta movilidad y un 30,4% de movilidad intermedia.

Los ecosistemas con exposición a pesticidas de nivel superior representan un 27,4% de la superficie total (20.251 ha), los de nivel intermedio un 28,6% (21.196,8 ha) y los de exposición de nivel inferior un 44% (32.511,2 ha; Figura 3.11). La distribución espacial de los ecosistemas de exposición de nivel superior se identifica mayoritariamente en parches asociados a la localización de cursos de agua, y están concentrados en mayor medida en el departamento de Soriano y en menor medida en Río Negro (55,4 y 44,6% de los ecosistemas de exposición alta respectivamente). Contrariamente, los ecosistemas con exposición a pesticidas de nivel inferior se localizan principalmente en Río Negro (65,6% de la superficie total de ecosistemas). Los bosques nativos y humedales mostraron diferencias notorias entre los niveles de exposición a pesticidas. Los bosques nativos registraron una exposición de nivel superior en 32,8% de su superficie e intermedio en 30,1%, mientras que los humedales con exposición de nivel superior representan un 14,1% de la superficie y con exposición de nivel intermedio un 25,1%.

El 64,2% de la superficie total de los ecosistemas de nivel de exposición superior y el 80,2% de los de exposición inferior, se registró dentro de los SIC. Destacan los casos de los SIC O20 y P19 por la alta proporción de exposición superior de los ecosistemas que contienen (52,5% y 44,5% respectivamente), y los SIC P18 y P17 por su exposición de nivel inferior (83,9% y 63% de la superficie de los ecosistemas que contienen respectivamente). Finalmente, destaca que un 35,8% de la superficie de ecosistemas con exposición alta a pesticidas se ubica por fuera de áreas protegidas y de los SIC definidos por SNAP.

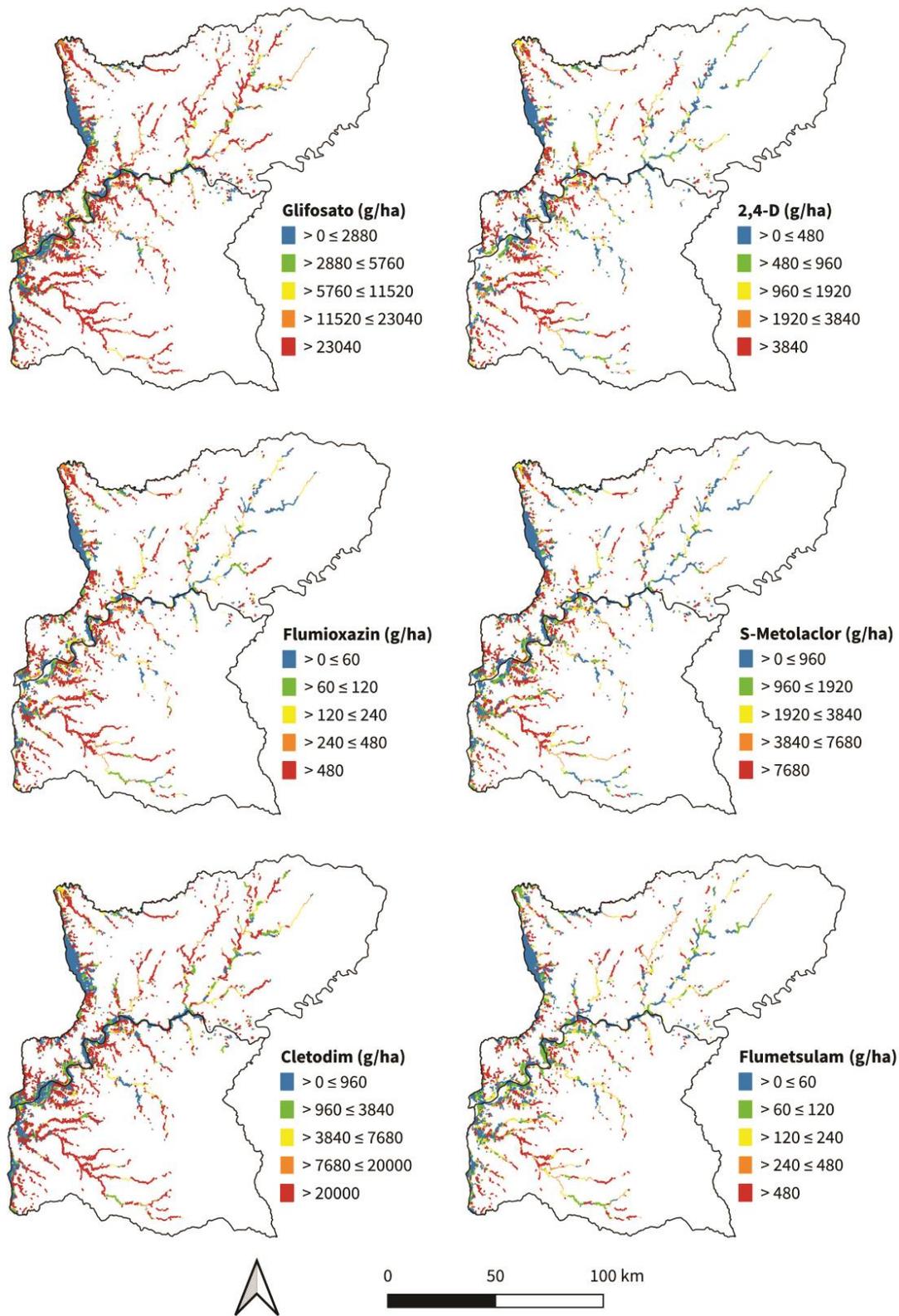


Figura 3.5. Dosis (g/ha) acumuladas de cada principio activo herbicida a los que están expuestos los ecosistemas de bosque nativo y humedales en Soriano y Río Negro, ponderadas por superficie del parche.

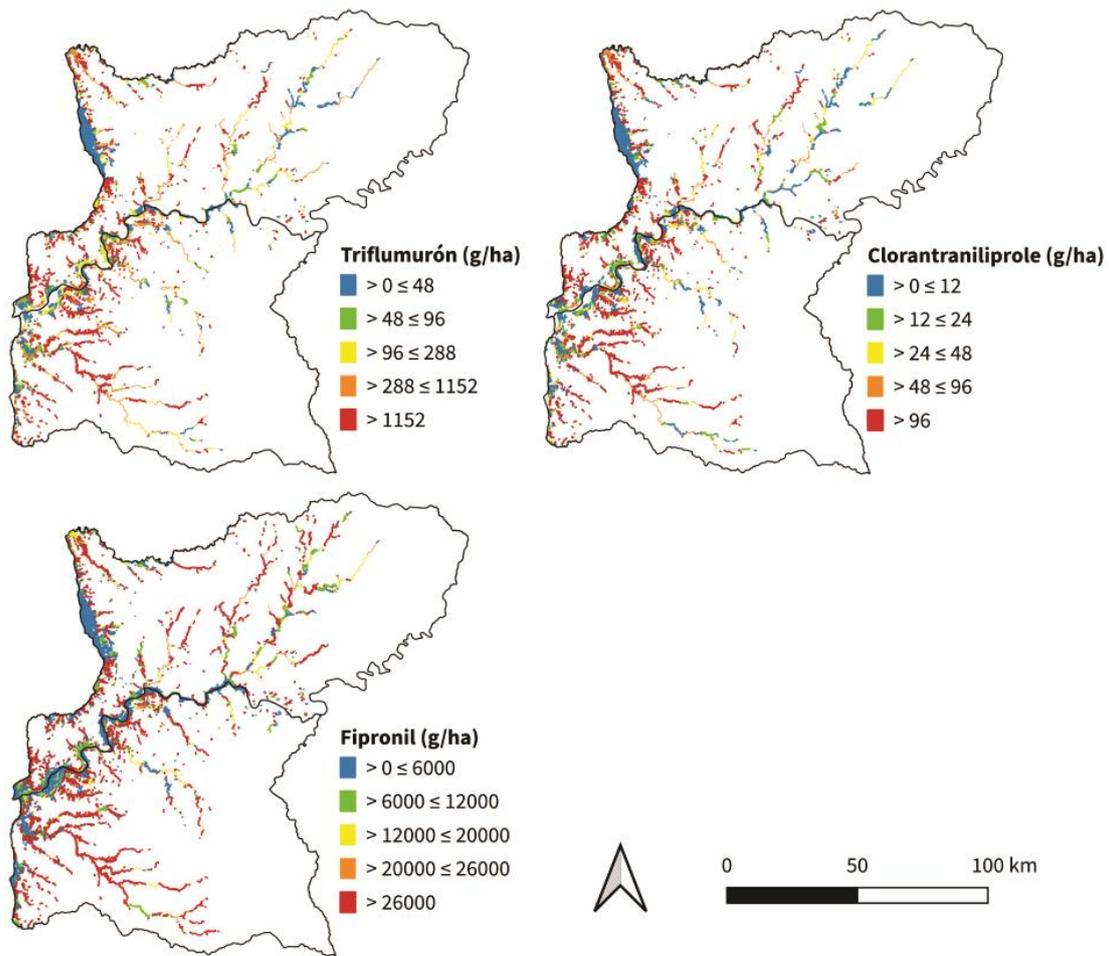
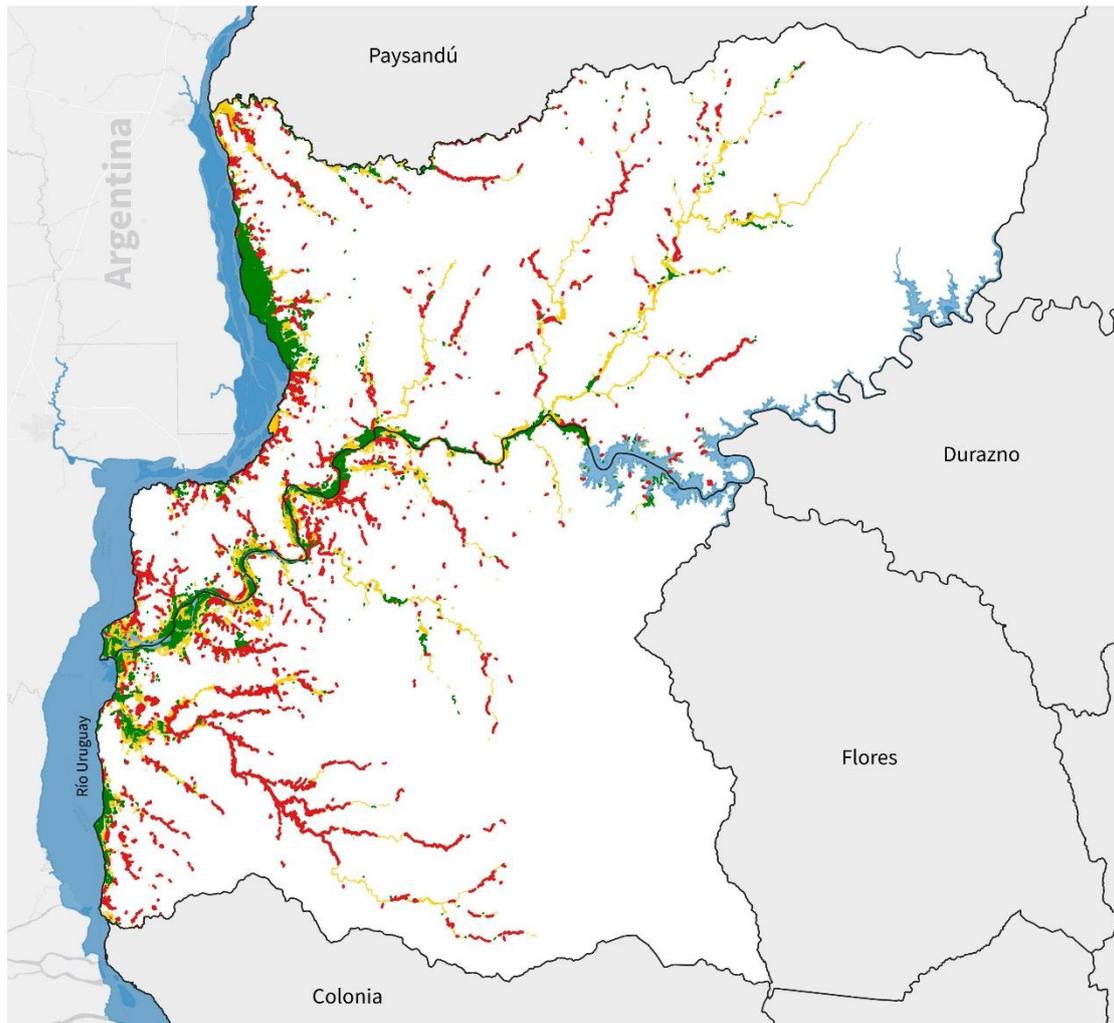


Figura 3.6. Dosis (g/ha) acumuladas de cada principio activo insecticida a los que están expuestos los ecosistemas de bosque nativo y humedales en Soriano y Río Negro, ponderadas por superficie del parche.



Niveles de aplicaciones a los que están expuestos los ecosistemas

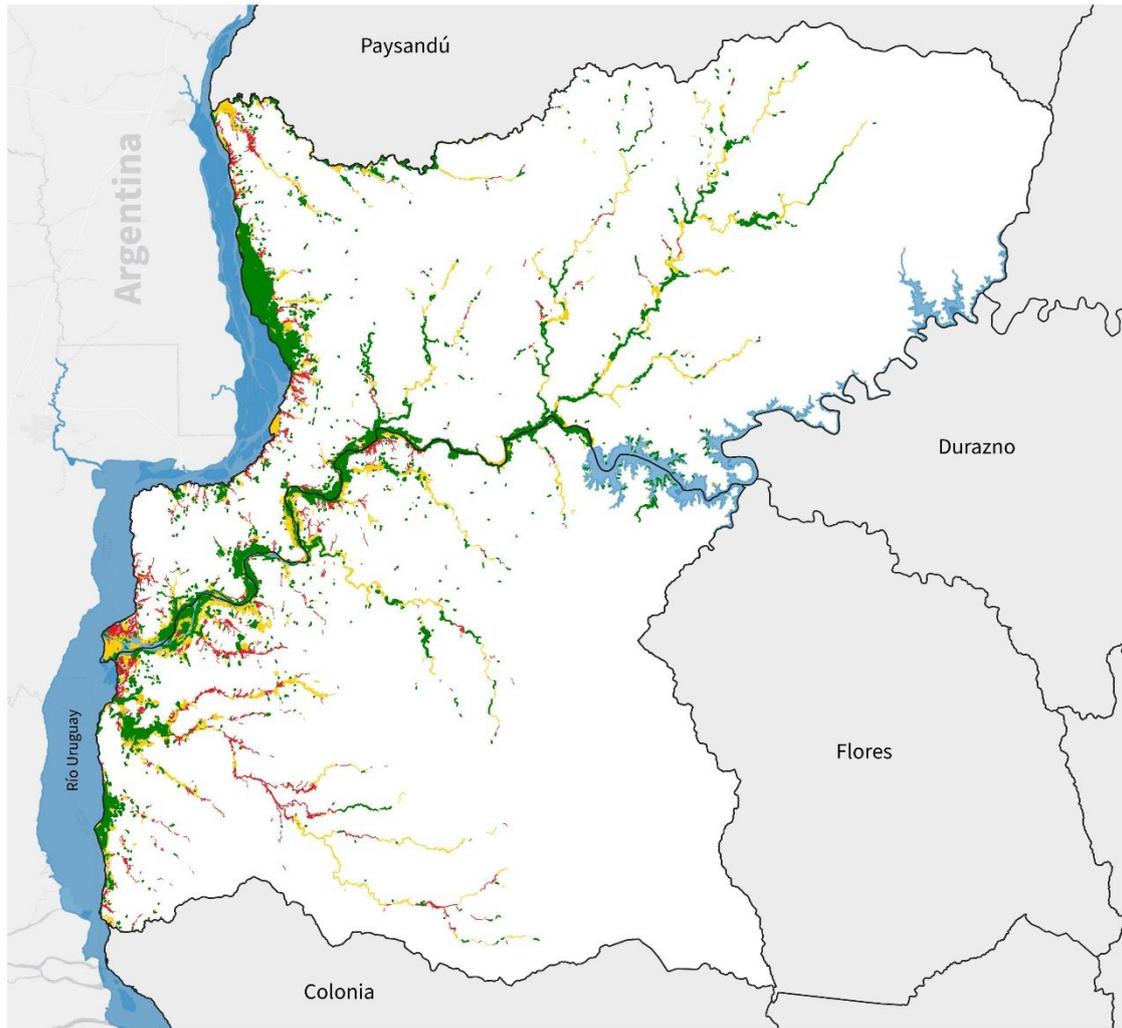
- Inferior ($\leq 0,05$)
- Intermedio ($>0,05 \leq 0,1$)
- Superior ($> 0,5$)

Área de estudio

0 10 20 km



Figura 3.7. Nivel de aplicaciones que alcanzan los ecosistemas, definida a partir de la suma normalizada de dosis (0-1) acumuladas de todos los principios activos a los que están expuestos, ponderada por superficie del parche. Nivel superior: $> 0,5$, Nivel intermedio $>0,05 \leq 0,1$, Nivel inferior: $\leq 0,05$.



**Toxicidad y persistencia de los principios activos
a los que están expuestos los ecosistemas**

■ Baja ($\leq 0,4$)

■ Intermedia ($>0,4 \leq 1,3$)

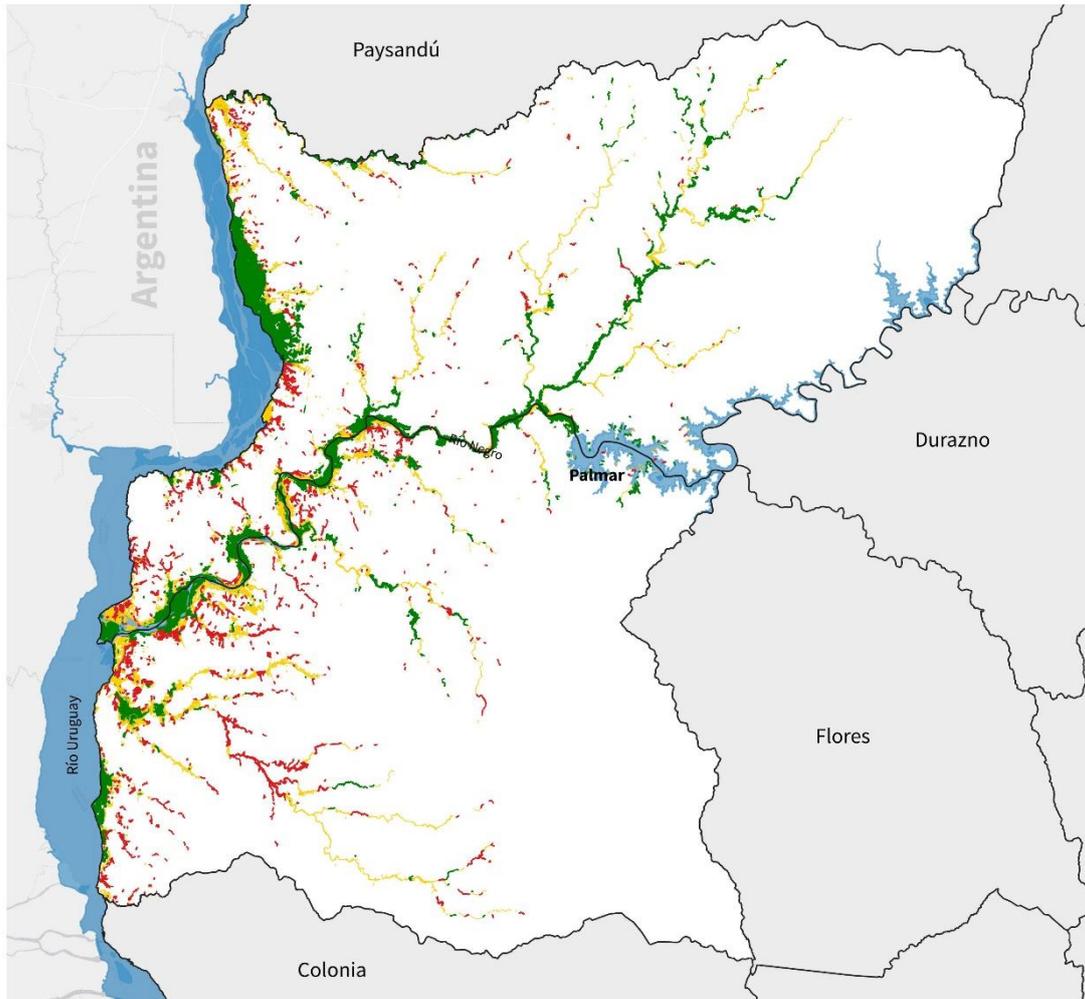
■ Alta ($>1,3$)

Área de estudio

0 10 20 km



Figura 3.8. Nivel de toxicidad y persistencia de los principios activos a los que están expuestos los ecosistemas, definidos por el promedio de puntaje de toxicidad y persistencia de los principios activos que alcanzaron el parche. Nivel alto: $>1,3$, Nivel intermedio: $>0,4 \leq 1,3$, Nivel bajo: $\leq 0,4$.



Movilidad de los principios activos a los que están expuestos los ecosistemas

■ Baja ($\leq 0,4$)

■ Intermedia ($>0,4 \leq 1,3$)

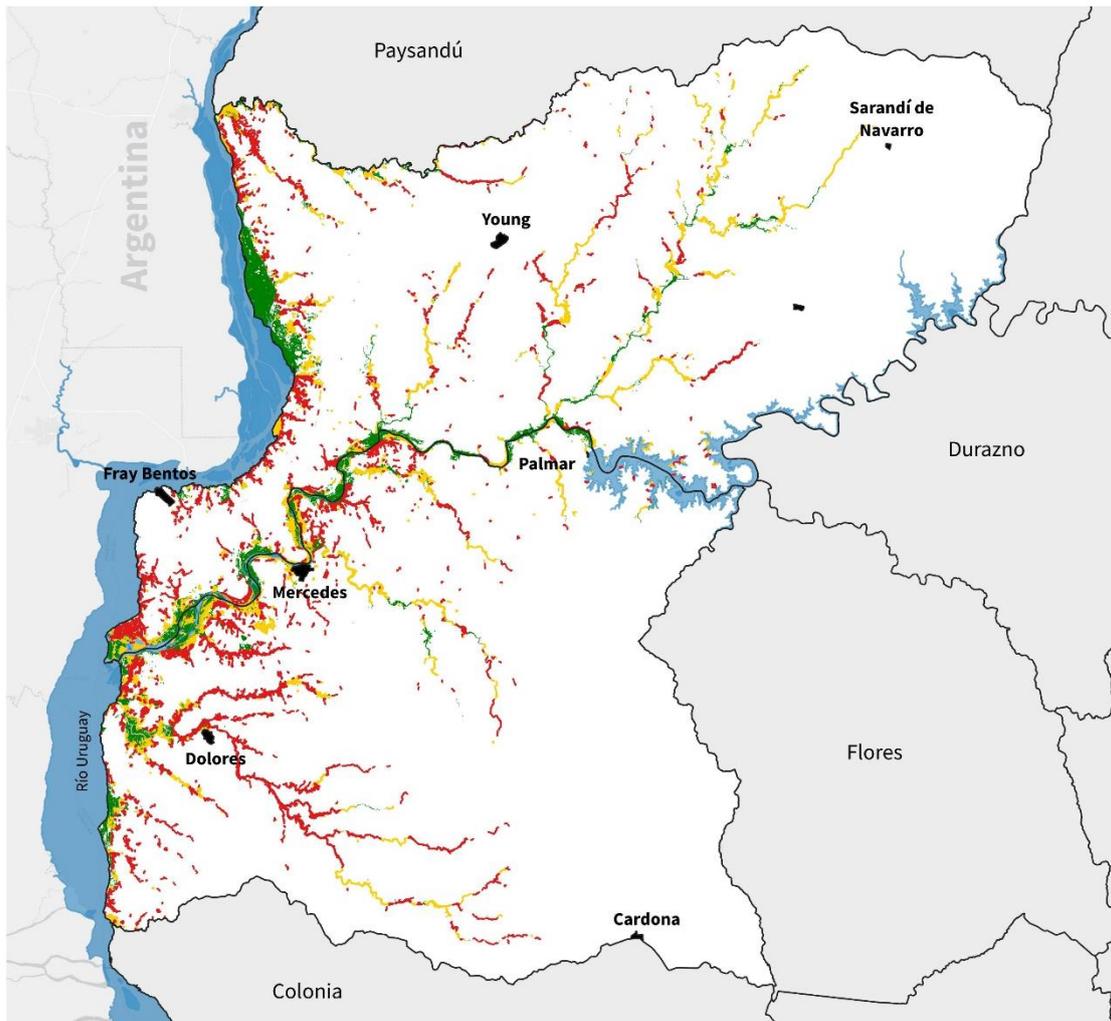
■ Alta ($>1,3$)

Área de estudio

0 10 20 km



Figura 3.9. Nivel de movilidad de los principios activos a los que están expuestos los ecosistemas, definidos por el promedio de puntaje de movilidad de los principios activos que alcanzaron el parche. Nivel alto: $>1,3$, Nivel intermedio: $>0,4 \leq 1,3$, Nivel bajo: $\leq 0,4$



Nivel de exposición de ecosistemas a pesticidas

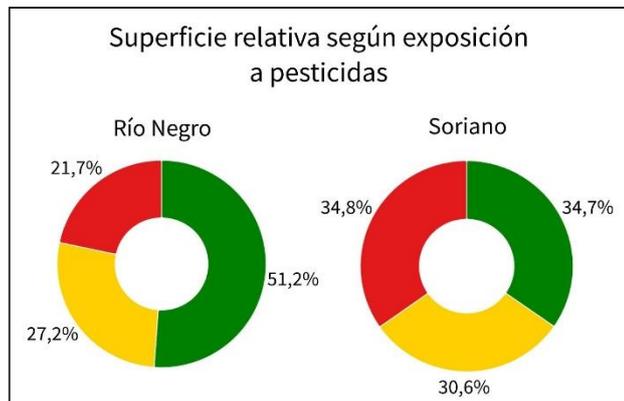


Figura 3.10. Exposición de ecosistemas a pesticidas. El puntaje asignado sintetiza exposición de nivel inferior, intermedio o superior según dosis acumuladas, toxicidad y persistencia y propiedades fisicoquímicas de movilidad de los principios activos.

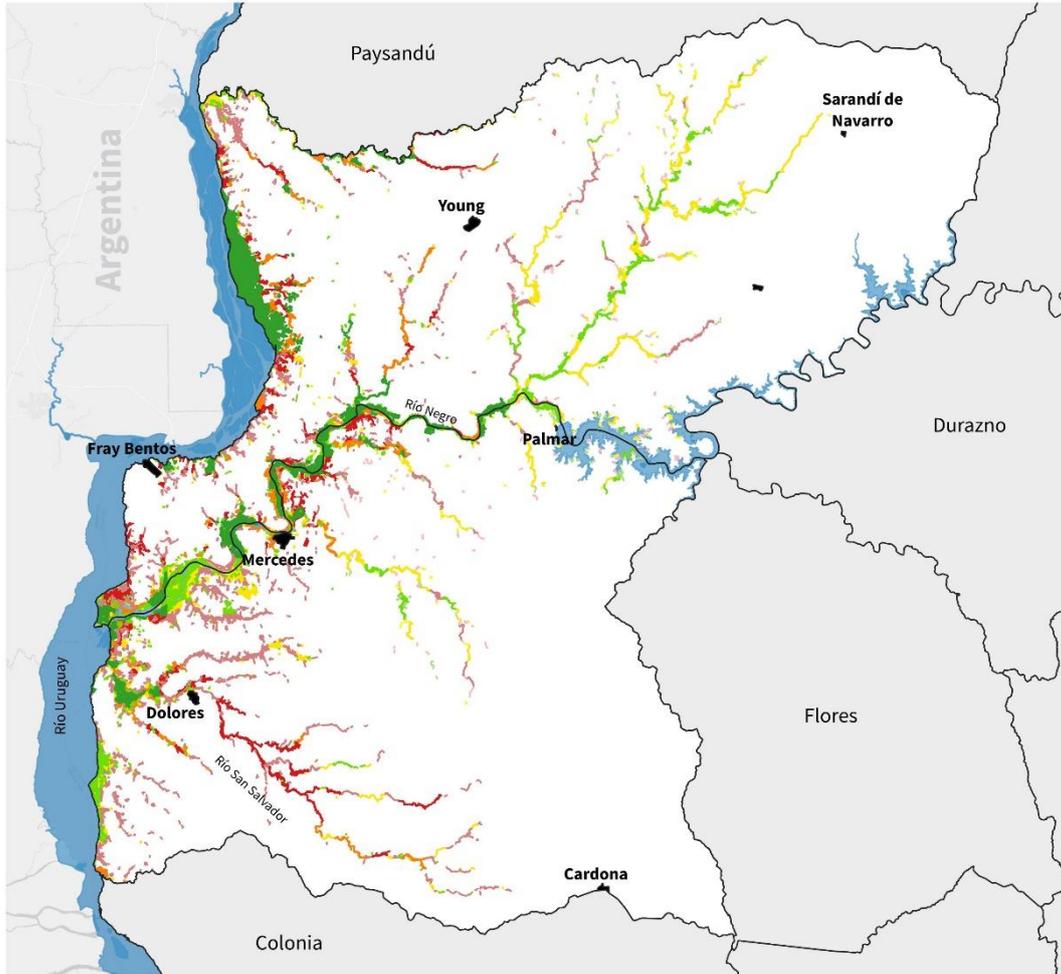
3.3.4. Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas

Los ecosistemas de humedales y bosques nativos fueron clasificados en nueve niveles de relevancia según su nivel de prioridad para la gestión ambiental, tomando en cuenta la exposición a pesticidas y BHIC (Tabla 3.3 y Figura 3.11). Los ecosistemas con valores de exposición a pesticidas de nivel inferior y BHIC altos representan el 27,1% de la superficie de los ecosistemas del área de estudio. Los parches de exposición superior y BHIC intermedios que alcanzan las 11.673 ha (15,8%), y los de exposición a pesticidas de nivel superior y BHIC altos abarcan 7.944 ha (10,7%). Estas áreas tienen una distribución espacial asociada a la localización del bosque nativo, configurando estructuras geométricas lineales, dispersas y asociadas a cursos hídricos en toda la región de estudio.

La mayoría de los ecosistemas en Río Negro son de exposición inferior y BHIC altos (36,8%), mientras que en Soriano son mayoritarios los de exposición superior y BHIC intermedios (20,8%). Los bosques nativos y humedales de exposición a pesticidas de nivel superior y BHIC altos reportados en Río Negro ocuparon el 8,9% de la superficie, mientras que en Soriano este grupo significó un 13,2%.

Tabla 3.3. Superficie de los grupos de ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas (EPGAP). BHIC: ecosistemas de bosques y humedales clasificados en base a variables de importancia para la conservación.

Grupo de EPGAP		Superficie (ha)	Valor relativo	Valor relativo Río Negro	Valor relativo Soriano
1	Exposición de nivel inferior y BHIC bajos	597,3	0,8 %	0,8 %	0,8 %
2	Exposición de nivel inferior y BHIC intermedios	11.896,1	16,1 %	13,6 %	19,3 %
3	Exposición de nivel inferior y BHIC altos	20.017,8	27,1 %	36,8 %	14,5 %
4	Exposición de nivel intermedio y BHIC bajos	441,3	0,6 %	0,8 %	0,4 %
5	Exposición de nivel intermedio y BHIC intermedios	11.785,9	15,9 %	14,7 %	17,5 %
6	Exposición de nivel intermedio y BHIC altos	8.969,6	12,1 %	11,7 %	12,7 %
7	Exposición de nivel superior y BHIC bajos	634,1	0,9 %	0,9 %	0,8 %
8	Exposición de nivel superior y BHIC intermedios	11.672,8	15,8 %	11,9%	20,8 %
9	Exposición de nivel superior y BHIC altos	7.944,1	10,7 %	8,9 %	13,2 %



EPGAP



Figura 3.11. Ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental considerando su exposición a pesticidas (EPGAP) en Soriano y Río Negro.

3.4. Discusión

Se logró identificar los ecosistemas de bosque nativo y humedales y clasificarlos en función de los BHIC (en base a tres variables indicativas de importancia para la conservación) y la exposición a los pesticidas (en base a los principios activos que

alcanzaron los ecosistemas, su toxicidad y persistencia y sus propiedades fisicoquímicas de movilidad). Los resultados permitieron analizar la exposición de ecosistemas a pesticidas y su distribución espacial, y clasificar áreas prioritarias con foco en la gestión ambiental de potenciales impactos de los pesticidas.

La exposición de los ecosistemas en Soriano y Río Negro fue elevada en términos generales, lo cual da cuenta de la intensidad de usos en la zona y continuidad con las tendencias de intensificación identificadas en estudios previos (Gazzano et al. 2019). Dado que las categorías fueron generadas en términos relativos, los valores inferiores no indican necesariamente exposición baja y deben considerarse para la gestión (por ejemplo, la mediana de dosis de glifosato acumuladas por ecosistema en los de menor exposición es de 9000 g/ha, y su promedio es de 74.917 g/ha). Las áreas protegidas mostraron niveles de exposición de nivel inferior a pesticidas en general, a excepción de sus zonas colindantes con el límite jurídico de protección. Esta relación concuerda con los antecedentes sobre la importancia del “efecto borde” y la necesidad de minimizarlo para reducir las afectaciones a los ecosistemas (Laurance y Yensen 1991). Fuera de las áreas protegidas, también se evidenció este “efecto borde” ya que la configuración espacial y la forma de los parches de ecosistemas estuvieron altamente relacionadas con el nivel de exposición al que están sometidos. Adicionalmente, una proporción significativa de los ecosistemas de alta importancia para la conservación y exposición a pesticidas (mayoritariamente bosque nativo) se localiza por fuera de las áreas protegidas y SIC definidos por SNAP (Soutullo et al. 2014), lo cual se explica por la existencia de parches continuos que trascienden sus límites. Estos resultados indican la importancia de fortalecer medidas de ordenamiento territorial, pautando mayor regulación y control de las actividades productivas en áreas adyacentes a las áreas protegidas, y de explorar la definición de áreas de amortiguación a ecosistemas localizados por fuera de ellas, así como medidas de ordenamiento territorial que abarquen regiones con presencia significativa de ecosistemas nativos. La evaluación realizada en este trabajo se centró en los ecosistemas de bosques nativos y humedales comprendidos en sitios de interés y Áreas Protegidas SNAP, sin embargo, los resultados obtenidos también señalan la importancia de estudiar la exposición de estos ecosistemas en toda el área de estudio. Adicionalmente, la distribución espacial de presencia de pesticidas identificada en el Capítulo 2 pone en evidencia la necesidad de incorporar al análisis de exposición otros ecosistemas altamente amenazados y en retroceso, como los pastizales naturales (Baeza et al. 2022).

El 1,1% de la superficie de Uruguay está declarada como áreas protegidas, cifra muy rezagada con respecto a otros países de la región que mayoritariamente superan la Meta Aichi 11 para la biodiversidad que propone un 17% de mínima como objetivo (Dudley et al. 2017). Esta debilidad de base requiere esfuerzos adicionales que garanticen una protección efectiva de áreas de interés para la conservación en el país. Dentro de estos destaca la necesidad de incorporar medidas de ordenamiento ambiental del territorio para ecosistemas distribuidos fuera de áreas jurídicamente protegidas que mantengan la calidad ambiental. Reducir el uso de pesticidas y planificar el ordenamiento de las actividades productivas en las cuencas según sus finalidades prioritarias es clave. Estas medidas integrales comprenden la aplicación de regulaciones dirigidas en primer lugar a reducir la cantidad y magnitud de las aplicaciones, en segundo lugar la regulación y ordenamiento de actividades a escala regional, y en tercer lugar el diseño de medidas parciales y puntuales, como la definición de áreas de amortiguación vegetadas que ha mostrado resultados exitosos en la mitigación del alcance de los principios activos a cursos de agua y ecosistemas adyacentes (Carluer et al. 2017; Prosser et al. 2020; Rasmussen et al. 2011).

La implementación de medidas de ordenamiento territorial requiere aumentar el conocimiento local sobre el funcionamiento de los ecosistemas en relación con su entorno, en particular sobre el impacto de las actividades productivas en ecosistemas (Gobel et al. 2022; Terradas-Cobas et al. 2022). Robustecer la información de base sobre aplicaciones de pesticidas, la exposición de los ecosistemas y sus impactos es un paso esencial para planificar y ejecutar medidas ajustadas a las necesidades de conservación en distintas zonas. Los ecosistemas nativos tienen un valor inherente a su propia existencia (Katz 1992) y, simultáneamente, podemos asignarles valor funcional desde una perspectiva antropocéntrica. Los ecosistemas proveen servicios que benefician a las sociedades humanas, como el control de la calidad química y filtrado y secuestro de contaminantes del agua, el control de flujos de agua en eventos extremos, la protección durante inundaciones, el control de los procesos de erosión de suelo, el ciclado de nutrientes, entre otros (Haines-Young 2023). Los humedales y bosques nativos, ecosistemas en que se centró este capítulo y que reportaron una extendida exposición a pesticidas, están entre los de mayor contribución relativa a la provisión de servicios ecosistémicos en el Uruguay (Soutullo et al. 2012). En el contexto del cambio climático y frente a la necesidad de conservar los ambientes nativos y su contribución al bienestar

social, la definición de medidas que protejan los ecosistemas situados en regiones con usos productivos (y que no están sujetos a figuras jurídicas de conservación) se torna aún más relevante y urgente.

Los nueve grupos de EPGAP pueden ser interpretados con distintos criterios para su utilización en la gestión ambiental, ya que existen diversas formas de jerarquizar ecosistemas para definir prioridades (Etter et al. 2020; Holl y Aide 2011; Noss et al. 2009). Por un lado, se podrían priorizar BHIC altos y con mayor exposición a pesticidas, con foco en proteger aquellos ecosistemas sometidos a presiones que pueden alcanzar niveles de degradación severos, que imposibiliten su recuperación futura. Por otro, se podrían priorizar los escenarios más favorables, y asignar un primer orden de prioridad a aquellos ecosistemas de BHIC mayores, pero con menor exposición a pesticidas. La definición de los ecosistemas a priorizar corresponde al terreno de las decisiones políticas, y las evaluaciones realizadas en esta tesis contribuyen con información de base para fortalecer el proceso de toma de decisiones. Los dos departamentos presentaron características contrastantes, ya que se reportó una gran proporción de ecosistemas con exposición de nivel inferior y BHIC altos en Río Negro, y una gran proporción de ecosistemas con exposición de nivel superior y BHIC intermedios en el caso de Soriano. Estos resultados ejemplifican la diversidad de realidades que pueden existir en distintas regiones, y demuestra que es pertinente analizar el diseño de criterios de jerarquización diferenciales ajustados a cada una de ellas.

En base a los resultados obtenidos, incorporar muestreos de presencia de pesticidas en los límites de áreas protegidas y de ecosistemas que carecen de instrumentos jurídicos de protección es necesario para constatar el alcance de los contaminantes y su magnitud. Adicionalmente, evaluar los impactos ambientales del alcance de pesticidas en estos ecosistemas, contenidos por instrumentos de protección ambiental o no, permitiría discutir la eficacia de las medidas de conservación basadas en superficie (Pulido-Chadid et al. 2023).

Aplicar este marco metodológico a escalas locales tiene un alto potencial para estudios de casos específicos, ya que permitiría aumentar la resolución conceptual de la información sobre ecosistemas (tipos de humedales y tipos de bosque, nivel de degradación ambiental, presencia de especies invasoras, métricas de forma de los parches, entre otras variables).

3.5. Conclusiones del capítulo

La evaluación realizada permitió espacializar y caracterizar los ecosistemas del área de estudio según su prioridad para la gestión ambiental tomando en cuenta su exposición a pesticidas. La secuencia metodológica se basó en la selección y clasificación de bosque nativo y humedales por importancia para la conservación (sitios de interés SNAP, presencia de especies prioritarias y superficie), la aplicación de un modelo de transporte para definir niveles de exposición de ecosistemas a pesticidas según las dosis acumuladas recibidas, toxicidad y persistencia y movilidad de los principios activos y la clasificación de bosque nativo y humedales según ambos resultados. Esta estrategia permite una aproximación integral (exposición a pesticidas y variables de importancia para la conservación) y accesible (en base a información generada mediante el uso de datos abiertos, con técnicas de complejidad media y usando plataformas gratuitas) para la posterior jerarquización de zonas para evaluar y aplicar medidas de gestión ambiental.

Se identificó que un 10,7% de los ecosistemas del área de estudio están altamente expuestos a pesticidas y son de alta relevancia para la gestión ambiental. Asimismo, se registró una mayor exposición del bosque nativo y de los ecosistemas localizados en el departamento Soriano. Los resultados alcanzados ponen en evidencia las limitaciones de los instrumentos de conservación actuales para neutralizar la exposición de la mayoría de los ecosistemas a pesticidas.

Los resultados obtenidos representan un aporte al conocimiento actual sobre la exposición de ecosistemas a pesticidas en el área de estudio. La secuencia metodológica aplicada es de utilidad para evaluaciones conjuntas de exposición y de jerarquización de ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental, frente a la amenaza que representan estos contaminantes de origen difuso.

Conclusiones generales

En esta tesis se logró clasificar para la principal región agrícola de Uruguay los usos y coberturas del suelo y las rotaciones agrícolas con alta resolución espacial, conceptual y temporal, y con altos niveles de exactitud (objetivo específico 1 de la tesis). Adicionalmente se logró identificar las aplicaciones de pesticidas, principios activos y dosis (objetivo específico 2), estimar su presencia (objetivo específico 3), evaluar la exposición a pesticidas de los ecosistemas de bosque nativo y humedales (objetivo específico 4) y reconocer ecosistemas prioritarios para la gestión ambiental según su importancia para la conservación y exposición (objetivo específico 5). Las clasificaciones de usos y coberturas del suelo y la determinación de rotaciones agrícolas de alta resolución son productos novedosos a escala regional en Uruguay, y representan un insumo de gran utilidad para diversas aplicaciones en Ciencias Ambientales. La estimación espacializada de aplicaciones, presencia de pesticidas y evaluación de exposición de ecosistemas se obtuvieron mediante una aproximación integral, basada en datos abiertos y con técnicas de procesamiento de dificultad media.

Los resultados generados permiten extraer diversos subproductos de mayor especificidad, entre ellos: clasificaciones de usos y coberturas del suelo por zafra, distribución espacial de uso y presencia de cada principio activo, y exposición de ecosistemas según tipo, por zafra y a cada principio activo. Estos resultados son aportes novedosos desde la Geografía Ambiental al contexto nacional, por sus resultados y por su estrategia metodológica, siendo de utilidad para la toma de decisiones en gestión ambiental y para aplicaciones diversas en temáticas agrarias y ambientales.

Las clasificaciones de usos y coberturas del suelo empleando técnicas de teledetección y productos Sentinel-2 (bandas del espectro óptico y NDVI), demostraron alcanzar niveles bajos de error. La integración de los resultados por zafra en ambiente SIG dio lugar a otro producto de alta utilidad: la georreferenciación de rotaciones. Las rotaciones contienen información que captura la intensidad de usos del suelo en el área de estudio, una interpretación que no es posible al analizar los datos fragmentados por zafra. Las entrevistas realizadas para identificar la aplicación de pesticidas según el principio activo en cada uso del suelo y las dosis correspondientes fueron fundamentales, ya que constituyen una fuente de información de alta calidad, especialmente en comparación con las fuentes disponibles actualmente en el país. La integración de técnicas de teledetección

con entrevistas a usuarios de pesticidas en el área estudio, representa una excelente alternativa en regiones con serias limitaciones para generar información agropecuaria actualizada y con alta resolución espacial. La estimación de presencia de pesticidas, basada en la recopilación de variables clave sobre los principios activos y las características del terreno, permitió interpretar de manera general los procesos de retención y movilidad. Este enfoque permitió generar un producto descriptivo y detallado del área de estudio. El cálculo de valores estimados acumulados del alcance de pesticidas a ecosistemas permitió una aproximación a la exposición de estos sistemas a los principios activos, generando resultados que posibilitan la diferenciación según su nivel de exposición en términos relativos al área de estudio. Este análisis, en conjunto con los niveles de interés para la conservación, habilita la toma de decisiones de gestión para minimizar o mitigar el alcance de pesticidas basadas en evidencia.

En los departamentos de Soriano y Río Negro se registró una alta presencia de rotaciones agrícolas intensivas (195 rotaciones identificadas) y un uso intensivo y extendido de los principios activos identificados como de mayor relevancia en este trabajo (glifosato, 2,4-D, flumioxazín, S-Metolaclor, cletodim, triflumurón flumetsulam, clorantraniliprole y fipronil). Un 57% del área de estudio registró aplicaciones de pesticidas en al menos una zafra agrícola entre 2021 y 2023, y se estimó una presencia significativa (nivel elevado y nivel superior) de pesticidas en el 17% de la superficie. Esta situación determinó altos niveles de exposición de los ecosistemas de bosque y humedales a pesticidas que dan cuenta de una realidad compleja para la integridad de los ambientes naturales. Los ecosistemas de humedales y bosques nativos prioritarios para la gestión en el área de estudio están expuestos a niveles elevados de pesticidas en un 27% de su área total. Los resultados obtenidos indican la necesidad de avanzar en medidas que reduzcan el uso de pesticidas, y en la implementación de instrumentos de ordenamiento territorial que restrinjan su presencia y alcance en el territorio y que contribuyan a mitigar los potenciales impactos ambientales derivados en la región.

Los procesos de intensificación productiva en el Uruguay continúan en desarrollo, y se constituyen como una forzante clave de los principales problemas ambientales que afectan al país y su población. Las actividades agropecuarias orientadas por la obtención de beneficios económicos de apropiación privada inciden más allá de los límites prediales e impulsan transformaciones en el territorio y en los sistemas ambientales. Avanzar en la comprensión de estos procesos y en la generación de evidencia sobre las transformaciones

e impactos que desencadenan debe ser un tema central en los abordajes desde las Ciencias Ambientales, particularmente de la Geografía Ambiental Crítica. Los resultados de esta tesis buscan contribuir al debate público y el posicionamiento ciudadano sobre la necesidad de construir alternativas social y ambientalmente sostenibles de producción.

Perspectivas

Para el estudio de regiones que carecen de datos oficiales disponibles y con alta resolución espacial y temporal sobre usos del suelo y aplicaciones de pesticidas, la integración de técnicas de teledetección y entrevistas a usuarios de pesticidas demostró ser una alternativa prometedora. Avanzar en esta alternativa implica aumentar la resolución espacial y conceptual de las clasificaciones de usos agrícolas disponibles y actualizarlas periódicamente, relevar datos de aplicaciones para cada cultivo y rotación agrícola según las prácticas locales y, finalmente, asegurar que la información esté disponible para ser utilizada. Continuar aumentando la resolución conceptual en las clasificaciones de usos agrícolas es un desafío constante. Para el contexto uruguayo, desagregar las pasturas, los cultivos forrajeros y los cultivos de cobertura permitiría un salto cualitativo en el reconocimiento de usos del suelo con altos niveles de exactitud, y consecuentemente, en la estimación de aplicaciones, presencia y exposición a pesticidas.

Incrementar la escala de análisis, trabajando en áreas de estudio de menor extensión y con un mayor número variables de las propiedades físicoquímicas y de la importancia de los principios activos, permitiría aumentar el detalle descriptivo de los productos de presencia y exposición generados. Mejorar la comprensión de los mecanismos de retención y transporte de pesticidas para las condiciones locales de Uruguay, demanda incrementar los estudios experimentales sobre la movilidad de los principios activos tras su ingreso a los sistemas ambientales, fortalecer los monitoreos de pesticidas en diversas matrices, profundizar el relevamiento del estado actual de los suelos y relevar y georreferenciar las principales prácticas y técnicas agrícolas. Por último, es necesario profundizar el estudio de las relaciones causales entre las actividades productivas y la integridad de los ecosistemas a través de estudios de caso, conocimiento clave para el diseño de lineamientos de gestión ambiental efectivos.

Conocer la distribución espacial de aplicaciones de pesticidas es necesario para estimar y analizar la exposición de distintos objetos de estudio (localidades, población, centros educativos, sistemas productivos con menor dependencia o sin uso de agroquímicos y, por tanto, particularmente sensibles a los pesticidas, entre otros). Además de los ecosistemas que han sido considerados en esta tesis, es relevante abordar la exposición de otros ecosistemas, por ejemplo, los pastizales naturales y los ecosistemas de bosque y humedales localizados fuera de las Áreas Protegidas o Sitios de Interés para la Conservación definidos por SNAP. Adicionalmente, para el análisis de prioridad se podrían integrar variables indicativas de la integridad de los ecosistemas, como la presencia y magnitud de invasiones de especies exóticas. Finalmente, y además de la prioridad para la conservación, es de relevancia la estimación de exposición para ecosistemas según su rol en la provisión de servicios ecosistémicos, por ejemplo, en el abastecimiento de agua potable y en la provisión de servicios culturales y de recreación.

La intensidad y extensión de las aplicaciones de una amplia variedad de pesticidas en el área de estudio resaltan la necesidad de avanzar en lineamientos que reduzcan su uso, y en la implementación de instrumentos de ordenamiento territorial que restrinjan su presencia y alcance en el territorio. En particular son necesarias estrategias de protección dirigidas a ecosistemas localizados en territorios con usos productivos agrícolas, como regulaciones de ordenamiento territorial por cuenca e implementación de áreas de amortiguación, para evitar una mayor degradación de los ecosistemas. Incorporar al abordaje desarrollado en esta tesis un estudio de factibilidad representaría información adicional de utilidad para la toma de decisiones, pues permitiría identificar las restricciones o resistencias de las áreas a ser incorporadas a estrategias de conservación.

Es necesario continuar el análisis y discusión del enfoque propuesto en este trabajo, así como explorar formas de mejorarlo para el contexto específico del país. La generación de información actualizada y a escala de detalle sobre los contaminantes difusos de origen agrícola representa un paso imprescindible para su gestión, pero debe ir de la mano con otra línea estratégica: la evaluación crítica del modelo de producción vigente y la consideración de alternativas posibles.

Referencias bibliográficas

- Abida, K., Barbouchi, M., Boudabbous, K., Toukabri, W., Saad, K., Bousnina, H., & Sahli Chahed, T. (2022). Sentinel-2 data for land use mapping: comparing different supervised classifications in semi-arid areas. *Agriculture*, *12*(9), 1429. <https://doi.org/10.3390/agriculture12091429>
- Achkar, M., Díaz, I., Domínguez, A., & Pesce, F. (2016). *Uruguay. Naturaleza, sociedad, economía. Una visión desde la Geografía*. Ediciones de la Banda Oriental.
- Achkar, M., Domínguez, A., Díaz, I., & Pesce, F. (2011). La intensificación del uso agrícola del suelo en el litoral oeste del Uruguay en la última década. *PAMPA*, (7), 143-157. https://doi.org/10.14409/pampa.v1i7_sup.3207
- Ajadi, O. A., Barr, J., Liang, S.-Z., Ferreira, R., Kumpatla, S. P., Patel, R., & Swatantran, A. (2021). Large-scale crop type and crop area mapping across Brazil using synthetic aperture radar and optical imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *97*, 102294. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102294>
- Altieri, M. A., & Nicholls, C. (2000). Agroecología: teoría y práctica para una agricultura sustentable. En Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Ed.), *Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental* (Vol. 4).
- Álvarez-Romero, J. G., Devlin, M., Teixeira da Silva, E., Petus, C., Ban, N. C., Pressey, R. L., et al. (2013). A novel approach to model exposure of coastal-marine ecosystems to riverine flood plumes based on remote sensing techniques. *Journal of Environmental Management*, *119*, 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.036>
- Arbeletche, P., & Guibert, M. (2019). Las dinámicas agropecuarias del siglo XXI en Uruguay. *PAMPA*, (18), 31-54. <https://doi.org/10.14409/pampa.v0i18.8533>
- Arnold, J. G., & Fohrer, N. (2005). SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes*, *19*(3), 563-572. <https://doi.org/10.1002/hyp.5611>
- Arriaga, M. E. (2021). Cartografía forestal de bosques plantados 2021. En *Análisis sectorial y cadenas productivas* (pp. 471-484). Montevideo: OPYPA, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.
- Asam, S., Gessner, U., Almengor González, R., Wenzl, M., Kriese, J., & Kuenzer, C. (2022). Mapping crop types of Germany by combining temporal statistical metrics of Sentinel-1 and Sentinel-2 time series with LPIS data. *Remote Sensing*, *14*(13), 2981. <https://doi.org/10.3390/rs14132981>
- Atwood, L. W., Mortensen, D. A., Koide, R. T., & Smith, R. G. (2018). Evidence for multi-trophic effects of pesticide seed treatments on non-targeted soil fauna. *Soil Biology and Biochemistry*, *125*, 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.007>
- Badii, M., & Landeros, J. (2007). Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. *CULCyT*, *4*(19), 21-34.
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., et al. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, *28*, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>

- Beaumelle, L., Tison, L., Eisenhauer, N., Hines, J., Malladi, S., Pelosi, C., et al. (2023). Pesticide effects on soil fauna communities—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, *60*(7), 1239-1253. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14437>
- Belgiu, M., & Csillik, O. (2018). Sentinel-2 cropland mapping using pixel-based and object-based time-weighted dynamic time warping analysis. *Remote Sensing of Environment*, *204*, 509-523. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.005>
- Bellón, B., Bégué, A., Lo Seen, D., de Almeida, C., & Simões, M. (2017). A remote sensing approach for regional-scale mapping of agricultural land-use systems based on NDVI time series. *Remote Sensing*, *9*(6), 600. <https://doi.org/10.3390/rs9060600>
- Beriaux, E., Jago, A., Lucau-Danila, C., Planchon, V., & Defourny, P. (2021). Sentinel-1 time series for crop identification in the framework of the future CAP monitoring. *Remote Sensing*, *13*(14), 2785. <https://doi.org/10.3390/rs13142785>
- Bianco, M., Díaz, I., Chiappe, M., Figueredo, S., Narbondo, I., & Russi, E. (2021). Dinámicas de la expansión agrícola en territorios uruguayos. *Revista Latinoamericana de Estudios Rurales*, *6*(12).
- Bilal, M., Iqbal, H. M. N., & Barceló, D. (2019). Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems. *Science of The Total Environment*, *695*, 133896. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133896>
- Bish, M., Oseland, E., & Bradley, K. (2021). Off-target pesticide movement: a review of our current understanding of drift due to inversions and secondary movement. *Weed Technology*, *35*(3), 345-356. <https://doi.org/10.1017/wet.2020.138>
- Borsani, O., Castiglioni, E., Chiappe, M., Ferenczi, A., García, F., Pritsch, C., & Speranza, P. (2010). Biotecnología moderna, cultivos transgénicos y proceso de adopción en Uruguay. En *Intensificación Agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural* (pp. 29-66). Montevideo: CSIC, Universidad de la República.
- Bras, A., Roy, A., Heckel, D. G., Anderson, P., & Karlsson Green, K. (2022). Pesticide resistance in arthropods: Ecology matters too. *Ecology Letters*, *25*(8), 1746-1759. <https://doi.org/10.1111/ele.14030>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, *45*(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Briggs, D. (2005). The role of GIS: Coping with space (and time) in air pollution exposure assessment. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, *68*(13-14), 1243-1261. <https://doi.org/10.1080/15287390590936094>
- Brühl, C. A., Bakanov, N., Köthe, S., Eichler, L., Sorg, M., Hörren, T., et al. (2021). Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports*, *11*(1), 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- Bryan-Brown, D. N., Connolly, R. M., Richards, D. R., Adame, F., Friess, D. A., & Brown, C. J. (2020). Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, *10*(1), 7117. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>
- Byass, J. B., & Lake, J. R. (1977). Spray drift from a tractor-powered field sprayer. *Pesticide Science*, *8*(2), 117-126. <https://doi.org/10.1002/ps.2780080202>

- Calatayud-Vernich, P., Calatayud, F., Simó, E., Pascual Aguilar, J. A., & Picó, Y. (2019). A two-year monitoring of pesticide hazard in-hive: High honey bee mortality rates during insecticide poisoning episodes in apiaries located near agricultural settings. *Chemosphere*, 232, 471-480. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.170>
- Calistro, E. (2015). *Meses en los cuales se realizan operativas de siembra y cosecha de Cultivos y Forrajeras en Uruguay, precipitaciones y temperaturas históricas mensual y estacional*. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/7115/1/Siembras.pdf>
- Cambien, N., Gobeyn, S., Nolivios, I., Forio, M. A. E., Arias-Hidalgo, M., Dominguez-Granda, L., et al. (2020). Using the soil and water assessment tool to simulate the pesticide dynamics in the data scarce Guayas River Basin, Ecuador. *Water*, 12(3), 696. <https://doi.org/10.3390/w12030696>
- Cantou, G., Roel, A., Carlomagno, M., & González-Sapienza, G. (2009). Disipación del herbicida Clomazone en arroz bajo dos tratamientos de riego. En *Taller Impacto de los plaguicidas de uso agrícola en Uruguay* (pp. 43-47). Piriápolis: INIA.
- Carabio, M. (2017). *Mapa predictivo de fuentes de contaminación difusa de fitosanitarios y caracterización del impacto sobre las comunidades de anfibios, en una microcuenca del río Santa Lucía* (Tesis de Maestría). Universidad de la República, Montevideo.
- Carluer, N., Lauvernet, C., Noll, D., & Munoz-Carpena, R. (2017). Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. *Science of The Total Environment*, 575, 701-712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.105>
- Carsel, R. F., Mulkey, L. A., Lorber, M. N., & Baskin, L. B. (1985). The Pesticide Root Zone Model (PRZM): a procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecological Modelling*, 30(1-2), 49-69. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(85\)90036-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(85)90036-5)
- Casida, J. E. (2009). Pest toxicology: The primary mechanisms of pesticide action. *Chemical Research in Toxicology*, 22(4), 609-619. <https://doi.org/10.1021/tx8004949>
- Chen, J., Li, Z., Xiao, H., Ning, K., & Tang, C. (2021). Effects of land use and land cover on soil erosion control in southern China: Implications from a systematic quantitative review. *Journal of Environmental Management*, 282, 111924. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111924>
- Chow, R., Scheidegger, R., Doppler, T., Dietzel, A., Fenicia, F., & Stamm, C. (2020). A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. *Water Research X*, 9, 100064. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064>
- Colditz, R. R., Schmidt, M., Conrad, C., Hansen, M. C., & Dech, S. (2011). Land cover classification with coarse spatial resolution data to derive continuous and discrete maps for complex regions. *Remote Sensing of Environment*, 115(12), 3264-3275. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.07.010>
- Comber, A., Fisher, P., Brunson, C., & Khmag, A. (2012). Spatial analysis of remote sensing image classification accuracy. *Remote Sensing of Environment*, 127, 237-246. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.09.005>
- CONEAT. (1979). *Grupos de suelos. Índices de productividad*. Montevideo.

- Connolly, R., Silburn, D., & Freebairn, D. (2002). Transport of sediments and pesticides in surface water. En R. Kookana, R. Sadler, R. Sethunathan, & R. Naidu (Eds.), *Environmental protection and risk assessment of organic contaminants* (pp. 147-155). Science Publishers.
- Cooper, M., Müller, B., Cafiero, C., Laso Bayas, J. C., Crespo Cuaresma, J., & Kharas, H. (2021). Monitoring and projecting global hunger: Are we on track? *Global Food Security*, 30, 100568. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2021.100568>
- Cortelezzi, Á. (2023). Situación y perspectivas de las cadenas agroindustriales 2023-2024. En V. Durán (Ed.), *Anuario 2023. Análisis sectorial y cadenas productivas*. (pp. 2-19). Montevideo: Oficina de Programación y Política Agropecuaria. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405-1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- DGF. (2018). *Estrategia nacional de bosque nativo* (1.ª ed.). Montevideo.
- DGRN. (2021). *Grupos de suelos CONEAT de prioridad forestal*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/suelos-prioridad-forestal>. Accedido 31 de agosto de 2023
- DGSA. (2015). *Importación de productos fitosanitarios 2014*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/importaciones-productos-fitosanitarios>
- DGSA. (2023). *Importaciones de productos fitosanitarios 2022*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/datos-y-estadisticas/datos/importaciones-productos-fitosanitarios>
- Dias, F. T., Mazon, G., Cembranel, P., Birch, R., & de Andrade Guerra, J. B. S. O. (2022). Land use and global environmental change: An analytical proposal based on a systematic review. *Land*, 12(1), 115. <https://doi.org/10.3390/land12010115>
- Díaz, I., Ceroni, M., López, G., & Achkar, M. (2018). Análisis espacio-temporal de la intensificación agraria y su incidencia en la productividad primaria neta: propuesta metodológica para Uruguay 2000-2011. *M+A Revista Electrónica de Medio Ambiente*, 19(1), 24-40.
- DIEA. (2001). *Censo General Agropecuario 2000*. Montevideo.
- DIEA. (2014). *Censo General Agropecuario 2011. Resultados definitivos*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2020-02/censo2011.pdf>
- DIEA. (2015). *Regiones agropecuarias del Uruguay*. Montevideo. <http://www.mgap.gub.uy/dieaanterior/regiones/Regiones2015.pdf>
- DIEA. (2021). *Encuesta agrícola. Invierno 2021*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tematica/diea?page=14>
- DIEA. (2023a). *Encuesta agrícola. Invierno 2023*. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tematica/diea?page=14>

- DIEA. (2023b). *Anuario estadístico agropecuario 2023*. Montevideo.
- DIEA. (2023c). *Encuesta agrícola. Primavera 2022*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tematica/diea?page=14>
- Dietrich, J. P., Van Gaest, A. L., Strickland, S. A., & Arkoosh, M. R. (2014). The impact of temperature stress and pesticide exposure on mortality and disease susceptibility of endangered Pacific salmon. *Chemosphere*, *108*, 353-359. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.079>
- DINACEA. (2021). *Plaguicidas prioritarios para la gestión ambiental*. Montevideo. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/datos-abiertos/>
- Dudley, N., Ali, N., & MacKinnon, K. (2017). *Sustainable Development Goals: Links to the IUCN World Commission on Protected Areas*.
- Edmonds, W., Thomas, T., Simpson, T., & Baker, J. (1998). *Land judging and soil evaluation*. Blacksburg. <https://vaswcd.org/wp-content/uploads/2011/10/Land-Judging-and-Soil-Evaluation.pdf>
- Elias, D., & Bernot, M. J. (2017a). Pesticide and nitrate transport in an agriculturally influenced stream in Indiana. *Environmental Monitoring and Assessment*, *189*(4), 162. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5870-1>
- Elias, D., & Bernot, M. J. (2017b). Pesticide and nitrate transport in an agriculturally influenced stream in Indiana. *Environmental Monitoring and Assessment*, *189*(4), 162. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5870-1>
- Elias, D., Wang, L., & Jacinthe, P.-A. (2018). A meta-analysis of pesticide loss in runoff under conventional tillage and no-till management. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*(2), 79. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6441-1>
- El-Nahhal, I., & El-Nahhal, Y. (2021). Pesticide residues in drinking water, their potential risk to human health and removal options. *Journal of Environmental Management*, *299*, 113611. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113611>
- EPA. (2024, junio 26). Basic information about pesticide ingredients. *Ingredients used in pesticide products*.
- Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., Pereira, A., et al. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of The Total Environment*, *631-632*, 169-179. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.320>
- Etter, A., Andrade, A., Nelson, C. R., Cortés, J., & Saavedra, K. (2020). Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: An application of the IUCN Red List of Ecosystems. *Land Use Policy*, *99*, 104874. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104874>
- FAO. (2000). *Assessing soil contamination: a reference manual. Pesticide disposal series*. (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Ed.) (Vol. 8). Michigan.
- FAO. (2018). *Fortalecimiento de las capacidades para la gestión ambientalmente adecuada de plaguicidas incluyendo COPs (MSP)*.
- FAO. (2021). FAOSTAT. Food and agriculture data. Crops and livestock products. <http://www.fao.org/statistics>

- FAO. (2022). *Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators - Global, regional and country trends 1990-2020*. Roma. <https://doi.org/10.4060/cc0918en>. Accedido 14 de junio de 2024
- FAO. (2023). *Pesticides use and trade 1990-2021*. Rome. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/222f250c-3764-401b-98c7-f52a699dd65c/content>
- FAO, & IWMI. (2017). Water pollution from agriculture: a global review. . *Executive summary, Food and Agriculture Organization of the United Nations and International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research program*.
- Fassio, A., Ibáñez, W., Rodríguez, M., Ceretta, S., Pérez, O., Rabaza, C., et al. (2015). *Predicción de estados fenológicos para Soja, Girasol, Maíz, Sorgo granífero, forrajero, dulce y silero*. <http://www.inia.uy/gras/Alertas-y-herramientas/Utilidades>
- Faúndez Urbina, C. A., van den Berg, F., van Dam, J. C., Tang, D. W. S., & Ritsema, C. J. (2020). Parameter sensitivity of SWAP–PEARL models for pesticide leaching in macroporous soils. *Vadose Zone Journal*, 19(1). <https://doi.org/10.1002/vzj2.20075>
- Fleming, P. M., Stephenson, K., Collick, A. S., & Easton, Z. M. (2022). Targeting for nonpoint source pollution reduction: A synthesis of lessons learned, remaining challenges, and emerging opportunities. *Journal of Environmental Management*, 308, 114649. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114649>
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., et al. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281-286. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05572-6>
- Fox, G. A., Muñoz-Carpena, R., Brooks, B., & Hall, T. (2021). Advancing surface water pesticide exposure assessments for ecosystem protection. *Transactions of the ASABE*, 64(2), 377-387. <https://doi.org/10.13031/trans.14225>
- Freitas, I. B. F., Ogura, A. P., Cunha, D. G. F., Cossolin, A. S., Ferreira, M. de S., Goulart, B. V., et al. (2022a). The longitudinal profile of a stream contaminated with 2,4-D and its effects on non-target species. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(1), 131-141. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00903-6>
- Freitas, I. B. F., Ogura, A. P., Cunha, D. G. F., Cossolin, A. S., Ferreira, M. de S., Goulart, B. V., et al. (2022b). The longitudinal profile of a stream contaminated with 2,4-D and its effects on non-target species. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 82(1), 131-141. <https://doi.org/10.1007/s00244-021-00903-6>
- FSC. (2017). *FSC List of «highly hazardous» pesticides*. <https://connect.fsc.org/current-processes/fsc-pol-30-001a-v1-0-fsc-lists-highly-hazardous-pesticides>
- Gaboardi, S. C., Panis, C., & Candiotta, L. Z. P. (2023). Agribusiness in Brazil and its dependence on the use of pesticides. *Hygiene and Environmental Health Advances*, 100080. <https://doi.org/10.1016/j.heha.2023.100080>
- Gazzano, I., Achkar, M., & Díaz, I. (2019). Agricultural transformations in the Southern Cone of Latin America: Agricultural intensification and decrease of the aboveground net primary production, Uruguay's case. *Sustainability*, 11(24).
- Gelós, M. (2020). *Modelación SWAT. Evaluación del destino ambiental de plaguicidas*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio->

ambiente/files/documentos/publicaciones/SWAT_FINAL_Informe%20sobre%20la%20modelacion%20de%20plaguicidas%20en%20la%20Subcuenca%2060%20del%20Arroyo%20Santa%20Luc%C3%ADa%20con%20SWAT.pdf

- Gilbert, E. P. K., & Edwin, L. (2021). A review on prediction models for pesticide use, transmission, and its impacts. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 257(37), 37-68. https://doi.org/10.1007/398_2020_64
- Gillespie, W., Czapar, G., & Hager, A. (2011). *Pesticide fate in the environment: a guide for field inspectors*. Champaign. <https://core.ac.uk/download/pdf/10206112.pdf>
- Girones, L., Oliva, A. L., Marcovecchio, J. E., & Arias, A. H. (2020). Spatial distribution and ecological risk assessment of residual Organochlorine Pesticides (OCPs) in South American marine environments. *Current Environmental Health Reports*, 7(2), 147-160. <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00272-7>
- Gobel, N., Laufer, G., Kacevas, N., Carabio, M., Merni, R., Rosano, A., et al. (2022). Morphological abnormalities in amphibians in and adjacent to Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay national park, Uruguay. *Herpetological Conservation and Biology*, 17(3), 573-581.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., et al. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 11(1), 5978. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>
- Gupta, S., & Gupta, K. (2020). Bioaccumulation of pesticides and its impact on biological systems. En *Pesticides in Crop Production* (pp. 55-67). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781119432241.ch4>
- Gutiérrez, O., Panario, D., Achkar, M., & Brazeiro, A. (2012). *Corredores biológicos de Uruguay. Informe técnico*. Montevideo.
- Guzha, A. C., Rufino, M. C., Okoth, S., Jacobs, S., & Nóbrega, R. L. B. (2018). Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15, 49-67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Haines-Young, R. (2023). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.2 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Nottingham.
- Hartigan, J. A., & Wong, M. A. (1979). Algorithm AS 136: A K-Means clustering algorithm. *Applied Statistics*, 28(1), 100. <https://doi.org/10.2307/2346830>
- Hartmann, H., Bastos, A., Das, A. J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W. M., Martínez-Vilalta, J., et al. (2022). Climate change risks to global forest health: Emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annual Review of Plant Biology*, 73(1), 673-702. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102820-012804>
- Hassaan, M. A., & El Nemr, A. (2020). Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 46(3), 207-220. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.007>

- Hastings, F., Fuentes, I., Perez-Bidegain, M., Navas, R., & Gorgoglione, A. (2020). Land-cover mapping of agricultural areas using Machine Learning in Google Earth Engine (pp. 721-736). https://doi.org/10.1007/978-3-030-58811-3_52
- Helling, C. S. (1971). Pesticide mobility in soils III. Influence of soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 35(5), 743-748. <https://doi.org/10.2136/sssaj1971.03615995003500050032x>
- Hildebrandt, A., Guillamón, M., Lacorte, S., Tauler, R., & Barceló, D. (2008). Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research*, 42(13), 3315-3326. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.009>
- Hill, M., & Clérici, C. (2008). FPTA 171: Residualidad de agroquímicos en arroz. *Revista Arroz*, 54, 22-28.
- Hladik, M. L., Kraus, J. M., Smith, C. D., Vandever, M., Kolpin, D. W., Givens, C. E., & Smalling, K. L. (2023). Wild bee exposure to pesticides in conservation grasslands increases along an agricultural gradient: a tale of two sample types. *Environmental Science & Technology*, 57(1), 321-330. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c07195>
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558-1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Hu, Z. (2020). What socio-economic and political factors lead to global pesticide dependence? A critical review from a social science perspective. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), 8119. <https://doi.org/10.3390/ijerph17218119>
- INE. (2023). *Anuario Estadístico Nacional 2023. Volumen N° 100*. <https://www.gub.uy/instituto-nacional-estadistica/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-nacional-2023-volumen-n-100/anuario-estadistico>
- INTAGRI. (2017). Propiedades de los productos para Quimigación. *Serie Fitosanidad. Artículos Técnicos de INTAGRI*, 87, 1-4.
- INUMET. (2023). *Sequía meteorológica en Uruguay 2020-2023*. Montevideo. https://www.inumet.gub.uy/sites/default/files/2023-05/Sequ%20a%20a%202023_Uruguay_Inumet_actualizaci%20n.pdf
- Ippolito, A., Carolli, M., Varolo, E., Villa, S., & Vighi, M. (2012). Evaluating pesticide effects on freshwater invertebrate communities in alpine environment: a model ecosystem experiment. *Ecotoxicology*, 21(7), 2051-2067. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0957-5>
- Jackson, D., Cornell, C., Luukinen, B., Buhl, K., & Stone, D. (2009). Fipronil Technical Fact Sheet. *National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services*.
- Joseph, L., Paulose, S. V., Cyril, N., Santhosh, S. K., Varghese, A., Nelson, A. B., et al. (2020). Organochlorine pesticides in the soils of Cardamom Hill Reserve (CHR), Kerala, India: Geo spatial distribution, ecological and human health risk assessment. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 2, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2020.01.001>
- Joshi, N., Baumann, M., Ehammer, A., Fensholt, R., Grogan, K., Hostert, P., et al. (2016). A review of the application of optical and radar remote sensing data fusion to land use mapping and monitoring. *Remote Sensing*, 8(1), 70. <https://doi.org/10.3390/rs8010070>

- Kalia, A., & Gosal, S. K. (2011). Effect of pesticide application on soil microorganisms. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 57(6), 569-596. <https://doi.org/10.1080/03650341003787582>
- Kalyabina, V. P., Esimbekova, E. N., Kopylova, K. V., & Kratasyuk, V. A. (2021). Pesticides: formulants, distribution pathways and effects on human health – a review. *Toxicology Reports*, 8, 1179-1192. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.06.004>
- Kang, Y., Meng, Q., Liu, M., Zou, Y., & Wang, X. (2021). Crop classification based on red edge features analysis of GF-6 WFV data. *Sensors*, 21(13), 4328. <https://doi.org/10.3390/s21134328>
- Katz, E. (1992). The call of the wild: The struggle against domination and the technological fix of nature. *Environmental Ethics*, 14(3), 265-273.
- Kerle, E., Jenkins, J., & Vogue, P. (1996). Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection. *Oregon State University*.
- Kobayashi, N., Tani, H., Wang, X., & Sonobe, R. (2020). Crop classification using spectral indices derived from Sentinel-2A imagery. *Journal of Information and Telecommunication*, 4(1), 67-90. <https://doi.org/10.1080/24751839.2019.1694765>
- Kong, X., Zhou, Z., & Jiao, L. (2021). Hotspots of land-use change in global biodiversity hotspots. *Resources, Conservation and Recycling*, 174, 105770. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105770>
- Kordi, F., & Yousefi, H. (2022). Crop classification based on phenology information by using time series of optical and synthetic-aperture radar images. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 27, 100812. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100812>
- Kreuger, J. (1998). Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990–1996. *Science of The Total Environment*, 216(3), 227-251. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00155-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00155-7)
- Kruk, C., Gascue, A., Bortolotto, N., Rodríguez Lezica, L., Delbene, L., González, S., et al. (2022). Problemáticas socioambientales en el territorio hidrosocial de la Laguna Merín: aportes desde la interdisciplina. *Antropología y Etnografía*, 7(2).
- Lacas, J.-G., Voltz, M., Gouy, V., Carluier, N., & Gril, J.-J. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 25(2), 253-266. <https://doi.org/10.1051/agro:2005001>
- Lamquin, N., Woolliams, E., Bruniquel, V., Gascon, F., Gorroño, J., Govaerts, Y., et al. (2019). An inter-comparison exercise of Sentinel-2 radiometric validations assessed by independent expert groups. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111369. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111369>
- Larsen, K., Black, P., Rydz, E., Nicol, A.-M., & Peters, C. E. (2020). Using geographic information systems to estimate potential pesticide exposure at the population level in Canada. *Environmental Research*, 191, 110100. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110100>
- Laurance, W. F., & Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1), 77-92. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90006-U](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90006-U)

- Leistra, M., van der Linden, J., Boesten, A., Tiktak, A., & van den Berg, F. (2001). *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant system. Description of processes in FOCUS PEARL v 1.1.1*. Wageningen.
- Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. J., & Green, A. (2016). An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>
- Li, C., Wang, J., Wang, L., Hu, L., & Gong, P. (2014). Comparison of classification algorithms and training sample sizes in urban land classification with Landsat Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing*, 6(2), 964-983. <https://doi.org/10.3390/rs6020964>
- Li, D., Yang, Y., Xia, F., Sun, W., Li, X., & Xie, Y. (2022). Exploring the influences of different processes of habitat fragmentation on ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 227, 104544. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104544>
- Li, Y., Bai, J., Zhang, L., & Yang, Z. (2022). Mapping and Spatial Variation of Seagrasses in Xincun, Hainan Province, China, Based on Satellite Images. *Remote Sensing*, 14(10), 2373. <https://doi.org/10.3390/rs14102373>
- Liang, S., & Wang, J. (2019). *Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction And Applications*. Amsterdam: Elsevier.
- Liess, M., & Ohe, P. C. Von Der. (2005). Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(4), 954-965. <https://doi.org/10.1897/03-652.1>
- Liu, N., Zhao, Q., Williams, R., & Barrett, B. (2023). Enhanced crop classification through integrated optical and SAR data: a deep learning approach for multi-source image fusion. *International Journal of Remote Sensing*, 1-29. <https://doi.org/10.1080/01431161.2023.2232552>
- Liu, X., Huang, Y., Xu, X., Li, X., Li, X., Ciais, P., et al. (2020). High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015. *Nature Sustainability*, 3(7), 564-570. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x>
- Löw, F., Michel, U., Dech, S., & Conrad, C. (2013). Impact of feature selection on the accuracy and spatial uncertainty of per-field crop classification using Support Vector Machines. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 85, 102-119. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.08.007>
- Luo, C., Liu, H., Lu, L., Liu, Z., Kong, F., & Zhang, X. (2021). Monthly composites from Sentinel-1 and Sentinel-2 images for regional major crop mapping with Google Earth Engine. *Journal of Integrative Agriculture*, 20(7), 1944-1957. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63329-9](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63329-9)
- Ma, J., Li, J., Wu, W., & Liu, J. (2023). Global forest fragmentation change from 2000 to 2020. *Nature Communications*, 14(1), 3752. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39221-x>
- Ma, S., Wang, L.-J., Jiang, J., & Zhao, Y.-G. (2023). Direct and indirect effects of agricultural expansion and landscape fragmentation processes on natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 353, 108555. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108555>
- Mahdianpari, M., Jafarzadeh, H., Granger, J. E., Mohammadimanesh, F., Brisco, B., Salehi, B., et al. (2020). A large-scale change monitoring of wetlands using time series Landsat imagery

- on Google Earth Engine: a case study in Newfoundland. *GIScience & Remote Sensing*, 57(8), 1102-1124. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1846948>
- Mahmoud, S. H., & Alazba, A. A. (2015). Hydrological response to land cover changes and human activities in arid regions using a Geographic Information System and remote sensing. *PLOS ONE*, 10(4), e0125805. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125805>
- Malaj, E., Freistadt, L., & Morrissey, C. A. (2020). Spatio-temporal patterns of crops and agrochemicals in Canada Over 35 years. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.556452>
- Malaj, E., Liber, K., & Morrissey, C. A. (2020). Spatial distribution of agricultural pesticide use and predicted wetland exposure in the Canadian Prairie Pothole Region. *Science of the Total Environment*, 718. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134765>
- Marszalek, M., Lösch, M., Körner, M., & Schmidhalter, U. (2020). Multi-temporal crop type and field boundary classification with Google Earth Engine. *Preprints*.
- Maximillian, J., Brusseau, M. L., Glenn, E. P., & Matthias, A. D. (2019). Pollution and environmental perturbations in the global system. En *Environmental and Pollution Science* (pp. 457-476). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814719-1.00025-2>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Rodrigues, A. S. L., Stolton, S., et al. (2020). Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586(7828), 217-227. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z>
- Mazzeo, N., Ciganda, A. L., Fernández Nion, C., Peñas, F. J., González-Ferreras, A. M., Crisci, C., et al. (2024). Inter and transdisciplinarity strategies for evaluating and improving water quality monitoring systems: Uruguay as a study case. *Environmental Science & Policy*, 154, 103699. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2024.103699>
- Mellor, A., Boukir, S., Haywood, A., & Jones, S. (2015). Exploring issues of training data imbalance and mislabelling on random forest performance for large area land cover classification using the ensemble margin. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 105, 155-168. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.03.014>
- Menze, B. H., Kelm, B. M., Masuch, R., Himmelreich, U., Bachert, P., Petrich, W., & Hamprecht, F. A. (2009). A comparison of random forest and its Gini importance with standard chemometric methods for the feature selection and classification of spectral data. *BMC Bioinformatics*, 10(1), 213. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-10-213>
- MGAP. (2013, enero 18). Resolución N° 74/013 de DGRN. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP).
- MGAP. (2022, octubre 24). Resolución s/n. Declaración de emergencia agropecuaria de los rubros ganadería, lechería, horticultura, fruticultura y agricultura, por el plazo que se determina. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP).
- Mineau, P., & Whiteside, M. (2013). Pesticide acute toxicity is a better correlate of U.S. grassland bird declines than agricultural intensification. *PLoS ONE*, 8(2), e57457. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0057457>
- Mörtl, M., Kereki, O., Darvas, B., Klátyik, S., Vehovszky, Á., Györi, J., & Székács, A. (2016). Study on soil mobility of two neonicotinoid insecticides. *Journal of Chemistry*, 2016, 1-9. <https://doi.org/10.1155/2016/4546584>

- Mu, H., Wang, K., Yang, X., Xu, W., Liu, X., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2022). Pesticide usage practices and the exposure risk to pollinators: A case study in the North China Plain. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113713>
- Naciones Unidas. (2023). *Sistema globalmente armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos (SGA). Décima edición revisada*. (10.^a ed.). Ginebra y Nueva York: Naciones Unidas.
- Nagy, K., Duca, R. C., Lovas, S., Creta, M., Scheepers, P. T. J., Godderis, L., & Ádám, B. (2020). Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181, 108926. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926>
- NASA. (2006). Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer. <https://asterweb.jpl.nasa.gov/>
- National Center for Biotechnology Information. (2024, mayo 15). Compound Summary for CID 135616187, Clethodim, (Z). *PubChem*.
- Neumann, M., Schulz, R., Schäfer, K., Müller, W., Mannheller, W., & Liess, M. (2002). The significance of entry routes as point and non-point sources of pesticides in small streams. *Water Research*, 36(4), 835-842. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00310-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00310-4)
- Nguyen, H., Thompson, A., & Costello, C. (2023). Impacts of historical droughts on maize and soybean production in the southeastern United States. *Agricultural Water Management*, 281, 108237. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108237>
- Noss, R., Nielsen, S., & Vance-Borland, K. (2009). Prioritizing Ecosystems, Species, and Sites for Restoration. En *Spatial Conservation Prioritization* (pp. 158-171). Oxford University Press/Oxford. <https://doi.org/10.1093/oso/9780199547760.003.0012>
- Notario del Pino, J., & Díaz Díaz, R. (1998). Pesticide distribution and movement. *Biotherapy*, 11(2/3), 69-76. <https://doi.org/10.1023/A:1007961524517>
- OAN. (2023). Plaguicidas prioritarios para la gestión ambiental. *Ministerio de Ambiente (MA)*. <https://www.ambiente.gub.uy/oan/datos-abiertos/>
- Ochoa-Cueva, P. A., Arteaga, J., Arévalo, A. P., & Kolok, A. S. (2022). A potential pesticides exposure index (PPEI) for developing countries: Applied in a transboundary basin. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18(1), 187-197. <https://doi.org/10.1002/ieam.4470>
- Ofori, R., Agyemang, E. D., Márton, A., Pásztor, G., Taller, J., & Kazinczi, G. (2023). Herbicide resistance: managing weeds in a changing world. *Agronomy*, 13(6), 1595. <https://doi.org/10.3390/agronomy13061595>
- OMS. (2020). *The WHO recommended classification of pesticides by hazard, 2019 edition*.
- OPYPA. (2022). *Análisis sectorial y cadenas productivas. Temas de política. Estudios*. Montevideo.
- Orynbaikyzy, A., Gessner, U., & Conrad, C. (2019). Crop type classification using a combination of optical and radar remote sensing data: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 40(17), 6553-6595. <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1569791>
- Ozdogan, M., Yang, Y., Allez, G., & Cervantes, C. (2010). Remote sensing of irrigated agriculture: Opportunities and challenges. *Remote Sensing*, 2(9), 2274-2304. <https://doi.org/10.3390/rs2092274>

- Panario, D., & Gutiérrez, O. (2007). La política forestal industrial del Estado uruguayo. En *Seminario: Política y pasteras en el Río Uruguay: medio ambiente, modelos productivos y movimiento social* (pp. 1-9).
- Panario, D., Gutiérrez, O., Achkar, M., Bartesaghi, L., & Ceroni, M. (2011). *Clasificación y mapeo de ambientes de Uruguay. Informe técnico*.
- Paolino, C., Pittaluga, L., & Mondelli, M. (2014). *Cambios en la dinámica agropecuaria y agroindustrial del Uruguay y las políticas públicas*. Montevideo.
- Pareja, L., Heinzen, H., Cesio, M. V., Colazzo, M., & Pérez-Parada, A. (2021). Determination of Pesticide Residues in Fish (pp. 1-46). https://doi.org/10.1007/978-3-030-54712-7_1
- Pascale, A., & Laborde, A. (2020). Impact of pesticide exposure in childhood. *Reviews on Environmental Health*, 35(3), 221-227. <https://doi.org/10.1515/reveh-2020-0011>
- Pathak, V. M., Verma, V. K., Rawat, B. S., Kaur, B., Babu, N., Sharma, A., et al. (2022). Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962619>
- Payret, C. C., Piñeiro, G., Achkar, M., Gutierrez, O., & Panario, D. (2009). The irruption of new agro-industrial technologies in Uruguay and their environmental impacts on soil, water supply and biodiversity: a review. *International Journal of Environment and Health*, 3(2), 175. <https://doi.org/10.1504/IJENVH.2009.024877>
- Pelletier, C., Valero, S., Inglada, J., Champion, N., & Dedieu, G. (2016). Assessing the robustness of Random Forests to map land cover with high resolution satellite image time series over large areas. *Remote Sensing of Environment*, 187, 156-168. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.010>
- Pengue, W. (2020). Las bases y principios de la agroecología: una perspectiva desde América Latina. *Fronteras*, 18, 1-18. <https://www.researchgate.net/publication/351733417>
- Pengue, W. (2021). Agricultura industrial y naturaleza: cada año menos país. En P. Bueno, A. Nápoli, & P. Marchegiani (Eds.), *Informe ambiental. Pandemia y crisis ambiental: dos caras de una misma moneda. La urgencia de pensar nuevas formas posibles de relacionarnos con la naturaleza* (pp. 20-34). Buenos Aires: FARN.
- Peña-Barragán, J. M., Ngugi, M. K., Plant, R. E., & Six, J. (2011). Object-based crop identification using multiple vegetation indices, textural features and crop phenology. *Remote Sensing of Environment*, 115(6), 1301-1316. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.01.009>
- Pérez Parada, A. (2021). *Residuos de plaguicidas en compartimentos ambientales. Serie FPTA-INIA 90. Proyecto FPTA 324*. Montevideo.
- Pérez-Indoval, R., Rodrigo-Illarri, J., Cassiraga, E., & Rodrigo-Clavero, M.-E. (2021). Numerical modeling of groundwater pollution by chlorpyrifos, bromacil and terbuthylazine. Application to the Buñol-Cheste aquifer (Spain). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(7), 3511. <https://doi.org/10.3390/ijerph18073511>
- Pignati, W. A., Lima, F. A. N. de S. e, Lara, S. S. de, Correa, M. L. M., Barbosa, J. R., Leão, L. H. da C., & Pignatti, M. G. (2017). Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a Vigilância em Saúde. *Ciência & Saúde Coletiva*, 22(10), 3281-3293. <https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>

- Pionke, H. B., & Chesters, G. (1973). Pesticide-sediment-water interactions. *Journal of Environmental Quality*, 2(1), 29-45. <https://doi.org/10.2134/jeq1973.00472425000200010003x>
- Pluto-Kossakowska, J. (2021). Review on multitemporal classification methods of satellite images for crop and arable land recognition. *Agriculture*, 11(10), 999. <https://doi.org/10.3390/agriculture11100999>
- Poder Legislativo. (2008). *Ley N° 18308 Ley de Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sostenible*. Montevideo.
- Pretty, J., & Hine, R. (2005). Pesticide use and the environment. En J. Pretty & H. van der Wulp (Eds.), *The Pesticide Detox: Solutions for Safe Africulture* (pp. 16-33). London: Earthscan Publications Ltd, in association with Global IPM Facility.
- Prosser, R. S., Hoekstra, P. F., Gene, S., Truman, C., White, M., & Hanson, M. L. (2020). A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of Environmental Management*, 261, 110210. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210>
- Pulido-Chadid, K., Virtanen, E., & Geldmann, J. (2023). How effective are protected areas for reducing threats to biodiversity? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 12(1), 18. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00311-4>
- R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Radwan, T. M., Blackburn, G. A., Whyatt, J. D., & Atkinson, P. M. (2021). Global land cover trajectories and transitions. *Scientific Reports*, 11(1), 12814. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92256-2>
- Rahman, Md. S., Di, L., Yu, E., Zhang, C., & Mohiuddin, H. (2019). In-season major crop-type identification for US cropland from Landsat images using crop-rotation pattern and progressive data classification. *Agriculture*, 9(1), 17. <https://doi.org/10.3390/agriculture9010017>
- RAMSAR. (2023). *Lista de humedales de importancia internacional*. <https://www.ramsar.org/es/document/la-lista-de-humedales-de-importancia-internacional>
- Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A. S., et al. (2021). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124657. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>
- Rasmussen, J. J., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., McKnight, U. S., & Kronvang, B. (2011). Buffer strip width and agricultural pesticide contamination in Danish lowland streams: Implications for stream and riparian management. *Ecological Engineering*, 37(12), 1990-1997. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.016>
- Rasool, S., Rasool, T., & Gani, K. M. (2022). A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances*, 11, 100301. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100301>
- Rathjens, H., Kiesel, J., Winchell, M., Arnold, J., & Sur, R. (2023). Technical note: Extending the SWAT model to transport chemicals through tile and groundwater flow. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(1), 159-167. <https://doi.org/10.5194/hess-27-159-2023>

- Redpath, S. M., Young, J., Evely, A., Adams, W. M., Sutherland, W. J., Whitehouse, A., et al. (2013). Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2), 100-109. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.021>
- Ricart, M., Guasch, H., Barceló, D., Brix, R., Conceição, M. H., Geiszinger, A., et al. (2010). Primary and complex stressors in polluted mediterranean rivers: Pesticide effects on biological communities. *Journal of Hydrology*, 383(1-2), 52-61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.014>
- Rice, P. J., Rice, P. J., Arthur, E. L., & Barefoot, A. C. (2007). Advances in pesticide environmental fate and exposure assessments. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(14), 5367-5376. <https://doi.org/10.1021/jf063764s>
- Riedo, J., Wettstein, F. E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., et al. (2021). Widespread occurrence of pesticides in organically managed agricultural soils—the ghost of a conventional agricultural past? *Environmental Science & Technology*, 55(5), 2919-2928. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06405>
- Ríos, M. (2012). *Evaluación participativa de impactos de los plaguicidas utilizados en soja y forestación en un área protegida y su cuenca* (Tesis de Maestría). Universidad de la República, Montevideo.
- Ripa, M. N., Leone, A., Garnier, M., & Porto, A. Lo. (2006). Agricultural land use and best management practices to control nonpoint water pollution. *Environmental Management*, 38(2), 253-266. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0344-y>
- Rodríguez-Bolaña, C., Pérez-Parada, A., Tesitore, G., Goyenola, G., Kröger, A., Pacheco, M., et al. (2023). Multicompartmental monitoring of legacy and currently used pesticides in a subtropical lake used as a drinking water source (Laguna del Cisne, Uruguay). *Science of The Total Environment*, 874, 162310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162310>
- Sadeghi, A. M., Isensee, A., & Shirmohammadi, A. (1995). Atrazine movement in soil: comparison of field observations and PRZM simulations. *Journal of Soil Contamination*, 4(2), 151-161. <https://doi.org/10.1080/15320389509383489>
- Saia, S., Brooks, E., Easton, Z., Bauffaut, C., Boll, J., & Steenhuis, T. (2013). Incorporating pesticide transport into the WEPP model for mulch tillage and no tillage plots with an underlying claypan soil. *Applied Engineering in Agriculture*, 373-382. <https://doi.org/10.13031/aea.29.9770>
- Sanchez-Bayo, F., A., H., & Gok, K. (2013). Impact of systemic insecticides on organisms and ecosystems. En *Insecticides - Development of Safer and More Effective Technologies*. InTech. <https://doi.org/10.5772/52831>
- Satheeshkumar, S., Venkateswaran, S., & Kannan, R. (2017). Rainfall–runoff estimation using SCS–CN and GIS approach in the Pappiredipatti watershed of the Vaniyar sub basin, South India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 3(1), 24. <https://doi.org/10.1007/s40808-017-0301-4>
- Savabi, R., Flanagan, D., Frankenberger, J., Hubbard, B., Bosch, D., & Potter, T. (2011). Development of a WEPP-Water Quality (WEPP-WQ) Model. En *International Symposium on Erosion and Landscape Evolution (ISELE), 18-21 September 2011, Anchorage, Alaska*. St. Joseph, MI: American Society of Agricultural and Biological Engineers. <https://doi.org/10.13031/2013.39201>
- Schmitt, C., Niederle, P., Ávila, M., Sabourin, E., Petersen, P., Silveira, L., et al. (2017). La experiencia brasileña de construcción de políticas públicas en favor de la agroecología. En

E. Sabourin, M. Patrouilleau, J. Le Coq, L. Vasquez, & P. Niederle (Eds.), *Políticas públicas a favor de la agroecología en América Latina y el Caribe* (pp. 73-122). FAO.

Sellami, E. M., & Rhinane, H. (2023). A new approach for mapping land use/land cover using Google Earth Engine: a comparison of composition images. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XLVIII-4/W6-2022*, 343-349. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLVIII-4-W6-2022-343-2023>

Shanshan, W., Baoyang, S., Chaodong, L., Zhanbin, L., & Bo, M. (2018). Runoff and soil erosion on slope cropland: A review. *Journal of Resources and Ecology*, 9(5), 461-470. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2018.05.002>

Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P. S., Handa, N., et al. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1(11), 1446. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1>

Shelestov, A., Lavreniuk, M., Kussul, N., Novikov, A., & Skakun, S. (2017). Exploring Google Earth Engine platform for big data processing: classification of multi-temporal satellite imagery for crop mapping. *Frontiers in Earth Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00017>

Shetty, S. (2019, marzo). *Analysis of machine learning classifiers for LULC classification on Google Earth Engine* (Master of Science in Geo-information Science and Earth). Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation of the University of Twente, Enschede.

Sidhu, N., Pebesma, E., & Câmara, G. (2018). Using Google Earth Engine to detect land cover change: Singapore as a use case. *European Journal of Remote Sensing*, 51(1), 486-500. <https://doi.org/10.1080/22797254.2018.1451782>

Silburn, D. M. (2020). Pesticide Retention, Degradation, and Transport Off-Farm. En *No-till Farming Systems for Sustainable Agriculture* (pp. 281-297). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-46409-7_17

Sleeter, B., Loveland, T. R., Domke, G. M., Herold, N., Wickham, J., & Wood, N. J. (2018). *Chapter 5 : Land cover and land use change. Impacts, risks, and adaptation in the United States: The Fourth National Climate Assessment, Volume II*. Washington, DC. <https://doi.org/10.7930/NCA4.2018.CH5>

SNAP. (2014a). *Ficha Sitio N16 Algorta*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/N16_Algora.pdf

SNAP. (2014b). *Ficha Sitio N19 Paso del Palmar*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/N19_Paso-del-Palmar.pdf

SNAP. (2014c). *Ficha Sitio O19 Cololó*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/O19_Colol%C3%B3.pdf

SNAP. (2014d). *Ficha Sitio O20 Bequeló*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/O20_Bequel%C3%B3.pdf

SNAP. (2014e). *Ficha Sitio R23 Agraciada*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/R23_Agraciada.pdf

SNAP. (2014f). *Ficha Sitio R21 Vizcaíno*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/R21_Vizca%C3%ADno.pdf

SNAP. (2014g). *Ficha Sitio P21 Soriano*. https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P21_Soriano.pdf

- SNAP. (2014h). *Ficha Sitio R24 Nueva Palmira*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/R24_Nueva-Palmira.pdf
- SNAP. (2014i). *Ficha Sitio P18 Román Grande Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay Esteros y algarrobales del Río Uruguay*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P18_Roman_Grande.pdf
- SNAP. (2014j). *Ficha Sitio P17 San Javier Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P17_San_Javier.pdf
- SNAP. (2014k). *Ficha Sitio P16 Arroyo Negro*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P16_Arroyo-Negro.pdf
- SNAP. (2014l). *Ficha Sitio P20 Fray Bentos - Mercedes*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P20_Fray-Bentos-Mercedes.pdf
- SNAP. (2014m). *Ficha Sitio P19 Nuevo Berlín. Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Esteros y algarrobales del Río Uruguay*.
https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/P19_Nuevo-Berlin.pdf
- Sosa, B., Díaz, I., Canabal, C., & Achkar, M. (2023). *Inventario Nacional de Humedales*. Montevideo: Universidad de la República. CSIC: UCUR. Ediciones Universitarias.
- Soutullo, A., Bartesaghi, L., Achkar, M., Blum, A., Brazeiro, A., Ceroni, M., et al. (2012). *Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos de Uruguay. Informe Técnico*. <https://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2012/05/Servicios-ecosistemicos.pdf>
- Soutullo, A., Bartesaghi, L., Ríos, M., Szephegyi, M., & Di Minin, E. (2014). *Prioridades espaciales para la expansión y consolidación del SNAP en el periodo 2015-2020*. Montevideo.
- Soutullo, A., Ríos, M., Zaldúa, N., & Teixeira-de-Mello, F. (2020). Soybean expansion and the challenge of the coexistence of agribusiness with local production and conservation initiatives: pesticides in a Ramsar site in Uruguay. *Environmental Conservation*, 47(2), 97-103. <https://doi.org/10.1017/S0376892920000089>
- Soutullo, Alvaro, Ríos, M., Zaldúa, N., & Teixeira-de-Mello, F. (2020). Soybean expansion and the challenge of the coexistence of agribusiness with local production and conservation initiatives: pesticides in a Ramsar site in Uruguay. *Environmental Conservation*, 47(2), 97-103. <https://doi.org/10.1017/S0376892920000089>
- Spycher, S., Mangold, S., Doppler, T., Junghans, M., Wittmer, I., Stamm, C., & Singer, H. (2018). Pesticide risks in small streams—how to get as close as possible to the stress imposed on aquatic organisms. *Environmental Science & Technology*, 52(8), 4526-4535. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00077>
- Stasolla, M., & Neyt, X. (2018). An operational tool for the automatic detection and removal of border noise in Sentinel-1 GRD products. *Sensors*, 18(10), 3454. <https://doi.org/10.3390/s18103454>
- Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5750-5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>
- Sumner, A., Ortiz-Juarez, E., & Hoy, C. (2022). Measuring global poverty before and during the pandemic: a political economy of overoptimism. *Third World Quarterly*, 43(1), 1-17. <https://doi.org/10.1080/01436597.2021.1995712>

- Sun, J., Pan, L., Tsang, D. C. W., Zhan, Y., Zhu, L., & Li, X. (2018). Organic contamination and remediation in the agricultural soils of China: A critical review. *Science of The Total Environment*, 615, 724-740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.271>
- Suzuki, R., & Shimodaira, H. (2006). Pvcust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22(12), 1540-1542. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btl117>
- Szöcs, E., Brinke, M., Karaoglan, B., & Schäfer, R. B. (2017). Large scale risks from agricultural pesticides in small streams. *Environmental Science & Technology*, 51(13), 7378-7385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00933>
- Tang, F. H. M., Lenzen, M., McBratney, A., & Maggi, F. (2021). Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience*, 14(4), 206-210. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5>
- Taran, L., Ortega, C., Laborde, A., Mallet, J., González, R., Pose, D., et al. (2012). *Intoxicaciones por plaguicidas agrícolas y veterinarios en el Uruguay*. Montevideo.
- Tassi, A., & Vizzari, M. (2020). Object-oriented LULC classification in Google Earth Engine combining SNIC, GLCM, and Machine Learning algorithms. *Remote Sensing*, 12(22), 3776. <https://doi.org/10.3390/rs12223776>
- TEEB. (2015). *TEEB para la agricultura y la alimentación informe provisional*. Ginebra.
- Teixeira de Mello, F., Rodríguez, C., Tesitore, G., Pacheco, M., B. M., Fontes, E., & et al. (2023). *Producto 4. Programa de monitoreo de plaguicidas en la cuenca del Río San Salvador (Soriano)*. Montevideo. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/noticias/se-dieron-conocer-resultados-del-monitoreo-plaguicidas-cuenca-del-rio-san>
- Terradas-Cobas, L., Bazzoni, B., Céspedes-Payret, C., & Panario, D. (2022). Production of agrocommodities and consumption of agrochemicals in Uruguay: its repercussions for aquatic systems / Produção de agrocommodities e consumo de agroquímicos no Uruguai: suas repercussões para os sistemas aquáticos. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 5(1), 649-665. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-050>
- Ting, K. M. (2017). Confusion Matrix. En *Encyclopedia of Machine Learning and Data Mining* (pp. 260-260). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7687-1_50
- Tiryaki, O., & Temur, C. (2010). The fate of pesticide in the environment. *J Biol Environ Sci*, 4, 29-38.
- Tongo, I., Onokpasa, A., Emerure, F., Balogun, P. T., Enuneku, A. A., Erhunmwunse, N., et al. (2022). Levels, bioaccumulation and biomagnification of pesticide residues in a tropical freshwater food web. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(3), 1467-1482. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03212-6>
- Troldborg, M., Gagkas, Z., Vinten, A., Lilly, A., & Glendell, M. (2021). Probabilistic modelling of inherent field-level pesticide pollution risk in a small drinking water catchment using spatial Bayesian Belief Networks. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*.
- Tucker, C. J., & Sellers, P. J. (1986). Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, 7(11), 1395-1416. <https://doi.org/10.1080/01431168608948944>
- Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., et al. (2021). Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International Journal*

of Environmental Research and Public Health, 18(3), 1112.
<https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>

- Tudi, M., Li, H., Li, H., Wang, L., Lyu, J., Yang, L., et al. (2022). Exposure routes and health risks associated with pesticide application. *Toxics*, 10(6), 335. <https://doi.org/10.3390/toxics10060335>
- UNEP. (2007). *Global Environment Outlook GEO4: Environment for Development*.
- USDA. (2009). Hydrologic Soil Groups. En *National Engineering Handbook. Hydrology* (pp. 1-13).
- Vallero, D., Isukapalli, S., Zartarian, V., McCurdy, T., McKone, T., Georgopoulos, P., & Dary, C. (2010). Modeling and predicting pesticide exposures. En *Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology* (pp. 995-1020). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374367-1.00044-6>
- van Vliet, J. (2019). Direct and indirect loss of natural area from urban expansion. *Nature Sustainability*, 2(8), 755-763. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0340-0>
- Vanonckelen, S., Lhermitte, S., & Van Rompaey, A. (2015). The effect of atmospheric and topographic correction on pixel-based image composites: Improved forest cover detection in mountain environments. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 35, 320-328. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.10.006>
- Varah, A., Ahodo, K., Coutts, S. R., Hicks, H. L., Comont, D., Crook, L., et al. (2019). The costs of human-induced evolution in an agricultural system. *Nature Sustainability*, 3(1), 63-71. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0450-8>
- Verlicchi, P., & Ghirardini, A. (2021). Contribution of land runoff to the release of pesticides into water bodies in arable areas (pp. 225-249). https://doi.org/10.1007/698_2021_802
- Vitousek, P. M. (1992). *GLOBAL ENVIRONMENTAL CHANGE: An Introduction. Annu. Rev. Ecol. Syst* (Vol. 23). www.annualreviews.org
- VoPham, T., Wilson, J. P., Ruddell, D., Rashed, T., Brooks, M. M., Yuan, J. M., et al. (2015a). Linking pesticides and human health: A geographic information system (GIS) and Landsat remote sensing method to estimate agricultural pesticide exposure. *Applied Geography*, 62, 171-181. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.04.009>
- VoPham, T., Wilson, J. P., Ruddell, D., Rashed, T., Brooks, M. M., Yuan, J.-M., et al. (2015b). Linking pesticides and human health: A geographic information system (GIS) and Landsat remote sensing method to estimate agricultural pesticide exposure. *Applied Geography*, 62, 171-181. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.04.009>
- Wan, N. (2015). Pesticides exposure modeling based on GIS and remote sensing land use data. *Applied Geography*, 56, 99-106. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.012>
- Wang, H., Lin, H., Munroe, D. K., Zhang, X., & Liu, P. (2016). Reconstructing rice phenology curves with frequency-based analysis and multi-temporal NDVI in double-cropping area in Jiangsu, China. *Frontiers of Earth Science*, 10(2), 292-302. <https://doi.org/10.1007/s11707-016-0552-9>
- Wang, Y.-S., & Gu, J.-D. (2021). Ecological responses, adaptation and mechanisms of mangrove wetland ecosystem to global climate change and anthropogenic activities. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 162, 105248. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2021.105248>

- Ward, M. H., Nuckols, J. R., Weigel, S. J., Maxwell, S. K., Cantor, K. P., & Miller, R. S. (2000). Identifying populations potentially exposed to agricultural pesticides using remote sensing and a Geographic Information System. *Environmental Health Perspectives*, *108*(1), 5-12. <https://doi.org/10.1289/ehp.001085>
- Wardlow, B. D., Egbert, S. L., & Kastens, J. H. (2007). Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, *108*(3), 290-310. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.11.021>
- Weisner, O., Frische, T., Liebmann, L., Reemtsma, T., Roß-Nickoll, M., Schäfer, R. B., et al. (2021). Risk from pesticide mixtures – The gap between risk assessment and reality. *Science of The Total Environment*, *796*, 149017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149017>
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, *12*(1), 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Woźniak, E., Rybicki, M., Kofman, W., Aleksandrowicz, S., Wojtkowski, C., Lewiński, S., et al. (2022). Multi-temporal phenological indices derived from time series Sentinel-1 images to country-wide crop classification. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *107*, 102683. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102683>
- Wu, S., Wu, P., Feng, H., & Merkley, G. P. (2011). Effects of alfalfa coverage on runoff, erosion and hydraulic characteristics of overland flow on loess slope plots. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, *5*(1), 76-83. <https://doi.org/10.1007/s11783-011-0282-x>
- Yi, Z., Jia, L., & Chen, Q. (2020). Crop classification using multi-temporal Sentinel-2 data in the Shiyang River basin of China. *Remote Sensing*, *12*(24), 4052. <https://doi.org/10.3390/rs12244052>
- You, N., Dong, J., Huang, J., Du, G., Zhang, G., He, Y., et al. (2021). The 10-m crop type maps in Northeast China during 2017–2019. *Scientific Data*, *8*(1), 41. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00827-9>
- Zhang, H., Yuan, H., Du, W., & Lyu, X. (2022). Crop identification based on multi-temporal active and passive remote sensing images. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, *11*(7), 388. <https://doi.org/10.3390/ijgi11070388>
- Zhang, R., Krzyszowska-Waitkus, A., Vance, G., & Qi, J. (2000). Pesticide transport in field soils. *Advances in Environmental Research*, *4*, 59-68.
- Zhang, X., Song, J., Wang, Y., Deng, W., & Liu, Y. (2021). Effects of land use on slope runoff and soil loss in the Loess Plateau of China: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, *755*, 142418. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142418>
- Zhao, W., Wu, J., Shen, Q., Liu, L., Lin, J., & Yang, J. (2022). Estimation of the net primary productivity of winter wheat based on the near-infrared radiance of vegetation. *Science of The Total Environment*, *838*, 156090. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.156090>
- Zhu, K., Yang, Z., Huang, L., Chen, Y., Zhang, S., Xiong, H., et al. (2021). Coupling ITO3dE model and GIS for spatiotemporal evolution analysis of agricultural non-point source pollution risks in Chongqing in China. *Scientific Reports*, *11*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84075-2>

Anexo 1.1

Formulario de entrevistas

El esquema de entrevistas comenzó con preguntas introductorias (detalladas a continuación) y fue seguido por la entrega al entrevistado de una lista de los principales principios activos importados en Uruguay para que indicara los de mayor uso y especifiquen las dosis que suelen aplicar para cada cultivo.

La identidad de todos los entrevistados es confidencial. Todas las entrevistas fueron grabadas y posteriormente transcritas y analizadas.

Parte 1 - Preguntas

Presentación: nombre completo, profesión y formación, funciones desarrolladas, tiempo de trabajo en Soriano y/o Río Negro, lugar de trabajo actual, superficie que maneja/trabaja.

¿Cuáles diría que son las secuencias de rotación habituales en la zona?

¿Cuáles son las secuencias de rotación que ha realizado en los últimos tres años?

¿Qué tipos de pastos, forrajes y cultivos de cobertura utiliza?

¿Cuáles son las fechas habituales de siembra de los cultivos de verano y de invierno?

¿Cuáles fueron las fechas de siembra en su trabajo de los tres últimos años?

¿Cuáles son las fechas habituales de cosecha de los cultivos de verano e invierno?

¿Cuáles han sido las fechas de cosecha en los tres últimos años de trabajo?

¿Cuántos días antes de la siembra comienzan el laboreo?

¿Cómo es la gestión general de cada cultivo/plantación que ha mencionado? (preparación del predio, uso de fertilizantes y pesticidas, cantidad de aplicaciones por temporada de cosecha, calendario, etc.)

¿Cuáles son las principales malezas, insectos y enfermedades considerados como plagas para cada cultivo/plantación?

¿En qué medida han variado estas estrategias generales de gestión y las plagas objetivo durante los últimos tres años? ¿En qué sentido?

¿En qué medida varía la gestión en los distintos predios?

¿Influyen los usos del suelo o la cubierta vegetal (como bosque nativo o humedales) cercanos a las propiedades en las plagas que afectan a los cultivos/plantaciones?

En cuanto al uso de pesticidas, ¿cómo agruparía los principales cultivos mencionados anteriormente?

¿Cuáles son los herbicidas, insecticidas y fungicidas que utiliza con mayor frecuencia para el cultivo _____ (según la respuesta)?

¿En qué se diferencian las aplicaciones que ha mencionado para un cultivo de primera o de segunda (según las respuestas anteriores)?

¿Cuáles son los herbicidas, insecticidas y fungicidas que utiliza con más frecuencia para las pasturas?

¿Cuáles son los herbicidas, insecticidas y fungicidas que utiliza con más frecuencia para los verdeos, forrajes y cultivos de cobertura?

Parte 2 – Lista de pesticidas entregada a los usuarios de pesticidas para completar de acuerdo al uso que realizan de cada principio activo*

	Principio activo	Uso y dosis
Herbicidas	Glifosato	
	2, 4-D	
	2, 4-DB	
	Flumetsulam	
	S-metolacloro	
	Sulfentrazone	
	Cloquintocet metil	
	Biciclopirona	
	Diclosulam	
	Saflufenacil	
	Fluroxipir-meptil	
	Cletodim	
	Metribuzin	
	Flumioxazin	
	Imazapic	
	Isoxaflutole	
	Paraquat	
	Iodosulfuron metil sodio	
	Picloram	
	Clopirialid	
Aminopirialid		
Halauxifen metil		
Metsulfuron metil		
Atrazina		
Insecticidas	Clorantraniliprole	
	Triflumurón	
	Bifentrín	
	Clorpirifos	
	Lambdacialotrina	
	Metoxifenocide	
	Fosfuro de aluminio	
	Dinotefuran	
	Beta ciflutrina	
	Cipermetrina	
	Tiaclopid	
	Acetamiprid	
	Imidaclopid	
	Diflubenzuron	
	Piriproxifen	
	Novaluron	
	Deltametrina	
	Fosfuro de magnesio	
Tiametoxam		

*Los fungicidas no se incluyeron en el Anexo 1 - Parte 2 ya que, según las entrevistas realizadas durante los años analizados (2021-2023, periodo seco en comparación con la media histórica), la importancia de estas aplicaciones se consideró menor.

Anexo 1.2

Tabla A1.2 Bandas seleccionadas para la clasificación de cultivos de verano 2021/2022, invierno 2022, verano 2022/2023 e invierno 2023.

SWIR: Infrarrojo de onda corta, NDVI: Índice de Vegetación Normalizado.

Verano 2021/2022		
Banda	Intervalo temporal	Importancia (%)
Borde rojo 1	15/1/22 - 15/4/22	26,5
SWIR 1	15/1/22 - 15/4/22	9,6
SWIR 2	15/1/22 - 15/4/22	9,6
NDVI (mínimo)	1/12/21 - 28/2/22	18,7
NDVI (máximo)	15/2/22 - 15/3/22	13,9
NDVI (mínimo)	1/5/22 - 31/7/22	21,7
Invierno 2022		
Rojo (mediana)	15/9/22 - 31/10/22	30,6
Rojo (mínimo)	15/9/22 - 31/10/22	25,2
SWIR 1 (mínimo)	15/5/22 - 1/12/22	6,3
VV	1/10/22 - 31/10/22	9,9
NDVI (mediana)	12/6/22 - 30/6/22	8,7
NDVI (mínimo)	1/7/22 - 30/7/22	7,2
NDVI (mediana)	15/9/22 - 31/10/22	12,1
Verano 2022/2023		
Rojo (máximo)	15/4/23 - 26/5/23	13
Rojo (mediana)	17/2/23 - 14/3/23	17,5
Rojo (mediana)	16/11/22 - 29/11/22	10
SWIR 1 (mediana)	1/11/22 - 15/4/23	11
SWIR 1 (máximo)	15/1/23 - 15/4/23	11,5
SWIR 1 (mediana)	15/1/23 - 15/4/23	18,4
NDVI (mediana)	6/12/22 - 5/1/23	8,9
NDVI (máximo)	6/12/22 - 5/1/23	9,8
Invierno 2023		
Borde rojo 1 (máximo)	15/5/23 - 1/12/23	19,1
Borde rojo 1 (mínimo)	15/5/23 - 1/12/23	14,1
Borde rojo 2 (máximo)	15/5/23 - 1/12/23	8,4
SWIR 1 (máximo)	15/5/23 - 1/12/23	14,2
SWIR 1 (mínimo)	15/5/23 - 1/12/23	12,6
SWIR 2 (mediana)	15/5/23 - 1/12/23	13,3
NDVI (mínimo)	5/6/23 - 15/8/23	10,2
NDVI (mediana)	28/5/23 - 15/7/23	8

Anexo 1.3

Tabla A1.3 Aplicaciones de pesticidas en Soriano y Río Negro según grupo de rotaciones, en el período 2021-2023.

Dosis totales medias de los principios activos utilizados (g/ha) a lo largo del periodo de estudio (zafra agrícola verano 2021/2022, invierno 2022, verano 2022/2023 e invierno 2023) y los grupos de secuencia de rotación, según información proporcionada por los usuarios. Glif: Glifosato, Flumi: Flumioxazin, Smet: S-metolaclor, Clet: Cletodim, Flume: Flumetsulam, Trif: Triflumurón, Clor: Clorantraniliprole, Fipro: Fipronil. Las letras mayúsculas corresponden a cada uso agrícola considerado (S: soja, M: maíz, T: trigo/cebada, C: colza, P: pasturas, forrajes o cultivos de cobertura, F: forestación) y los números a continuación de las letras mayúsculas distinguen los cultivos de primera y de segunda, por lo que sólo se utilizan para los cultivos de verano (S1: soja de primera, S2: soja de segunda, M1: maíz de primera, M2: maíz de segunda). Aclaración: el orden de los códigos no sigue una secuencia cronológica y, dado que lo relevante es el volumen total, las rotaciones se agruparon cuando presentaron los mismos usos y dosis pese a tener ordenamientos temporales diferentes.

Rotación	Glif	2,4-D	Flumi	Smet	Clet	Trif	Clor	Flume	Fipro	Grupo
2C	3360	960	0	0	0	96	0	0	0	1
2C-P	4800	960	0	0	0	96	0	60	0	1
2M1	4800	960	0	1920	0	0	40	0	0	1
2T	3840	1200	120	0	384	96	0	0	0	1
C	1680	480	0	0	0	48	0	0	0	1
C-2P	4560	480	0	0	0	48	0	120	0	1
C-P	3120	480	0	0	0	48	0	60	0	1
M1	2400	480	0	960	0	0	20	0	0	1
M1-C	4080	960	0	960	0	48	20	0	0	1
M1-M2	4320	960	0	960	0	0	40	0	0	1
M1-P	3840	480	0	960	0	0	20	60	0	1
M1-T	4320	1080	60	960	192	48	20	0	0	1
M2	1920	480	0	0	0	0	20	0	0	1
M2-C	3600	960	0	0	0	48	20	0	0	1
M2-P	3360	480	0	0	0	0	20	60	0	1
M2-T	3840	1080	60	0	192	48	20	0	0	1
P	1440	0	0	0	0	0	0	60	0	1
S1	2880	0	72	1200	240	96	12	0	0	1
S1-C	4560	480	72	1200	240	144	12	0	0	1
S1-M2	4800	480	72	1200	240	96	32	0	0	1
S1-P	4320	0	72	1200	240	96	12	60	0	1
S1-S2	4560	0	72	1200	480	192	24	0	0	1
S1-T	4800	600	132	1200	432	144	12	0	0	1
S2	1680	0	0	0	240	96	12	0	0	1
S2-C	3360	480	0	0	240	144	12	0	0	1
S2-C-P	4800	480	0	0	240	144	12	60	0	1
S2-M1	4080	480	0	960	240	96	32	0	0	1
S2-P	3120	0	0	0	240	96	12	60	0	1
S2-T	3600	600	60	0	432	144	12	0	0	1
T	1920	600	60	0	192	48	0	0	0	1
T-2P	4800	600	60	0	192	48	0	120	0	1
T-C	3600	1080	60	0	192	96	0	0	0	1
T-P	3360	600	60	0	192	48	0	60	0	1
2C-2P	6240	960	0	0	0	96	0	120	0	2
2M1-P	6240	960	0	1920	0	0	40	60	0	2
2M2-C	5520	1440	0	0	0	48	40	0	0	2
2M2-T	5760	1560	60	0	192	48	40	0	0	2
2M2-T-C	7440	2040	60	0	192	96	40	0	0	2
2M2-T-P	7200	1560	60	0	192	48	40	60	0	2
2S1	5760	0	144	2400	480	192	24	0	0	2
2S2-2C	6720	960	0	0	480	288	24	0	0	2
2S2-2T	7200	1200	120	0	864	288	24	0	0	2
2S2-C	5040	480	0	0	480	240	24	0	0	2
2S2-C-P	6480	480	0	0	480	240	24	60	0	2
2S2-T	5280	600	60	0	672	240	24	0	0	2
2S2-T-C	6960	1080	60	0	672	288	24	0	0	2

2S2-T-P	6720	600	60	0	672	240	24	60	0	2
2T-2P	6720	1200	120	0	384	96	0	120	0	2
2T-P	5280	1200	120	0	384	96	0	60	0	2
M1-2C	5760	1440	0	960	0	96	20	0	0	2
M1-2P	5280	480	0	960	0	0	20	120	0	2
M1-2T	6240	1680	120	960	384	96	20	0	0	2
M1-C-P	5520	960	0	960	0	48	20	60	0	2
M1-M2-C	6000	1440	0	960	0	48	40	0	0	2
M1-M2-P	5760	960	0	960	0	0	40	60	0	2
M1-M2-T	6240	1560	60	960	192	48	40	0	0	2
M1-T-C	6000	1560	60	960	192	96	20	0	0	2
M1-T-P	5760	1080	60	960	192	48	20	60	0	2
M2-2C	5280	1440	0	0	0	96	20	0	0	2
M2-2C-P	6720	1440	0	0	0	96	20	60	0	2
M2-2T	5760	1680	120	0	384	96	20	0	0	2
M2-2T-P	7200	1680	120	0	384	96	20	60	0	2
M2-C-2P	6480	960	0	0	0	48	20	120	0	2
M2-C-P	5040	960	0	0	0	48	20	60	0	2
M2-T-2P	6720	1080	60	0	192	48	20	120	0	2
M2-T-C	5520	1560	60	0	192	96	20	0	0	2
M2-T-C-P	6960	1560	60	0	192	96	20	60	0	2
M2-T-P	5280	1080	60	0	192	48	20	60	0	2
S1-2C	6240	960	72	1200	240	192	12	0	0	2
S1-2P	5760	0	72	1200	240	96	12	120	0	2
S1-2T	6720	1200	192	1200	624	192	12	0	0	2
S1-C-P	6000	480	72	1200	240	144	12	60	0	2
S1-M1	5280	480	72	2160	240	96	32	0	0	2
S1-M2-C	6480	960	72	1200	240	144	32	0	0	2
S1-M2-P	6240	480	72	1200	240	96	32	60	0	2
S1-M2-T	6720	1080	132	1200	432	144	32	0	0	2
S1-S2-C	6240	480	72	1200	480	240	24	0	0	2
S1-S2-P	6000	0	72	1200	480	192	24	60	0	2
S1-S2-T	6480	600	132	1200	672	240	24	0	0	2
S1-T-C	6480	1080	132	1200	432	192	12	0	0	2
S1-T-P	6240	600	132	1200	432	144	12	60	0	2
S2-2C	5040	960	0	0	240	192	12	0	0	2
S2-2C-P	6480	960	0	0	240	192	12	60	0	2
S2-2T	5520	1200	120	0	624	192	12	0	0	2
S2-2T-P	6960	1200	120	0	624	192	12	60	0	2
S2-C-2P	6240	480	0	0	240	144	12	120	0	2
S2-M1-2P	6960	480	0	960	240	96	32	120	0	2
S2-M1-C	5760	960	0	960	240	144	32	0	0	2
S2-M1-P	5520	480	0	960	240	96	32	60	0	2
S2-M1-T	6000	1080	60	960	432	144	32	0	0	2
S2-M2-2C	6960	1440	0	0	240	192	32	0	0	2
S2-M2-2T	7440	1680	120	0	624	192	32	0	0	2
S2-M2-C	5280	960	0	0	240	144	32	0	0	2
S2-M2-C-P	6720	960	0	0	240	144	32	60	0	2
S2-M2-T	5520	1080	60	0	432	144	32	0	0	2
S2-M2-T-C	7200	1560	60	0	432	192	32	0	0	2
S2-M2-T-P	6960	1080	60	0	432	144	32	60	0	2
S2-T-2P	6480	600	60	0	432	144	12	120	0	2
S2-T-C	5280	1080	60	0	432	192	12	0	0	2
S2-T-C-P	6720	1080	60	0	432	192	12	60	0	2
S2-T-P	5040	600	60	0	432	144	12	60	0	2
T-C-2P	6480	1080	60	0	192	96	0	120	0	2
T-C-P	5040	1080	60	0	192	96	0	60	0	2
2M2-2C	7200	1920	0	0	0	96	40	0	0	2
2M2-C-P	6960	1440	0	0	0	48	40	60	0	2
2M1-2P	7680	960	0	1920	0	0	40	120	0	3
2M1-C	6480	1440	0	1920	0	48	40	0	0	3
2M1-C-P	7920	1440	0	1920	0	48	40	60	0	3
2M1-T	6720	1560	60	1920	192	48	40	0	0	3
2M2-2T	7680	2160	120	0	384	96	40	0	0	3

2S1-2P	8640	0	144	2400	480	192	24	120	0	3
2S1-C	7440	480	144	2400	480	240	24	0	0	3
2S1-C-P	8880	480	144	2400	480	240	24	60	0	3
2S1-P	7200	0	144	2400	480	192	24	60	0	3
2S1-T	7680	600	204	2400	672	240	24	0	0	3
2S1-T-P	9120	600	204	2400	672	240	24	60	0	3
M1-2C-P	7200	1440	0	960	0	96	20	60	0	3
M1-2T-P	7680	1680	120	960	384	96	20	60	0	3
M1-M2-2P	7200	960	0	960	0	0	40	120	0	3
M1-M2-C-P	7440	1440	0	960	0	48	40	60	0	3
M1-M2-T-C	7920	2040	60	960	192	96	40	0	0	3
M1-M2-T-P	7680	1560	60	960	192	48	40	60	0	3
M1-T-C-P	7440	1560	60	960	192	96	20	60	0	3
S1-2C-P	7680	960	72	1200	240	192	12	60	0	3
S1-2T-P	8160	1200	192	1200	624	192	12	60	0	3
S1-M1-2P	8160	480	72	2160	240	96	32	120	0	3
S1-M1-C	6960	960	72	2160	240	144	32	0	0	3
S1-M1-C-P	8400	960	72	2160	240	144	32	60	0	3
S1-M1-P	6720	480	72	2160	240	96	32	60	0	3
S1-M1-T	7200	1080	132	2160	432	144	32	0	0	3
S1-M1-T-P	8640	1080	132	2160	432	144	32	60	0	3
S1-M2-2C	8160	1440	72	1200	240	192	32	0	0	3
S1-M2-2P	7680	480	72	1200	240	96	32	120	0	3
S1-M2-2T	8640	1680	192	1200	624	192	32	0	0	3
S1-M2-C-P	7920	960	72	1200	240	144	32	60	0	3
S1-M2-T-C	8400	1560	132	1200	432	192	32	0	0	3
S1-M2-T-P	8160	1080	132	1200	432	144	32	60	0	3
S1-S2-2C	7920	960	72	1200	480	288	24	0	0	3
S1-S2-2P	7440	0	72	1200	480	192	24	120	0	3
S1-S2-2T	8400	1200	192	1200	864	288	24	0	0	3
S1-S2-C-P	7680	480	72	1200	480	240	24	60	0	3
S1-S2-T-C	8160	1080	132	1200	672	288	24	0	0	3
S1-S2-T-P	7920	600	132	1200	672	240	24	60	0	3
S1-T-C-P	7920	1080	132	1200	432	192	12	60	0	3
S2-M1-2C	7440	1440	0	960	240	192	32	0	0	3
S2-M1-2T	7920	1680	120	960	624	192	32	0	0	3
S2-M1-C-P	7200	960	0	960	240	144	32	60	0	3
S2-M1-T-C	7680	1560	60	960	432	192	32	0	0	3
S2-M1-T-P	7440	1080	60	960	432	144	32	60	0	3
2M1-T-P	8160	1560	60	1920	192	48	40	60	0	3
M1-M2-2C	7680	1920	0	960	0	96	40	0	0	3
M1-M2-2T	8160	2160	120	960	384	96	40	0	0	3
FN	3840	0	0	0	0	0	0	0	6000	4
C-FN	5520	480	0	0	0	48	0	0	6000	4
C-P-FN	6960	480	0	0	0	48	0	60	6000	4
M1-FN	6240	480	0	960	0	0	20	0	6000	4
M1-P-FN	7680	480	0	960	0	0	20	60	6000	4
M2-C-FN	7440	960	0	0	0	48	20	0	6000	4
M2-FN	5760	480	0	0	0	0	20	0	6000	4
M2-P-FN	7200	480	0	0	0	0	20	60	6000	4
P-FN	5280	0	0	0	0	0	0	60	6000	4
S1-FN	6720	0	72	1200	240	96	12	0	6000	4
S2-C-FN	7200	480	0	0	240	144	12	0	6000	4
S2-FN	5520	0	0	0	240	96	12	0	6000	4
S2-P-FN	6960	0	0	0	240	96	12	60	6000	4
S2-T-FN	7440	600	60	0	432	144	12	0	6000	4
T-FN	5760	600	60	0	192	48	0	0	6000	4
T-P-FN	7200	600	60	0	192	48	0	60	6000	4
M2-T-FN	7680	1080	60	0	192	48	20	0	6000	4
2S1-FN	9600	5040	1080	60	0	192	96	0	6000	5
2S1-P-FN	11040	0	144	2400	480	192	24	60	6000	5
2S2-C-FN	8880	480	0	0	480	240	24	0	6000	5
2S2-T-FN	9120	600	60	0	672	240	24	0	6000	5
M1-C-P-FN	9360	960	0	960	0	48	20	60	6000	5

M1-T-FN	8160	1080	60	960	192	48	20	0	6000	5
M1-T-P-FN	9600	1080	60	960	192	48	20	60	6000	5
S2-M1-T-FN	9840	1080	60	960	432	144	32	0	6000	5
S2-M2-C-FN	9120	960	0	0	240	144	32	0	6000	5
S1-C-FN	8400	480	72	1200	240	144	12	0	6000	5
S1-C-P-FN	9840	480	72	1200	240	144	12	60	6000	5
S1-P-FN	8160	0	72	1200	240	96	12	60	6000	5
S1-S2-C-FN	10080	480	72	1200	480	240	24	0	6000	5
S1-S2-FN	8400	0	72	1200	480	192	24	0	6000	5
S1-S2-P-FN	9840	0	72	1200	480	192	24	60	6000	5
S1-S2-T-FN	10320	600	132	1200	672	240	24	0	6000	5
S1-T-FN	8640	600	132	1200	432	144	12	0	6000	5
S1-T-P-FN	10080	600	132	1200	432	144	12	60	6000	5
S2-T-P-FN	8880	600	60	0	432	144	12	60	6000	5
T-2P-FN	8640	600	60	0	192	48	0	120	6000	5
M1-C-FN	7920	960	0	960	0	48	20	0	6000	5
S1-M2-P-FN	10080	480	72	1200	240	96	32	60	6000	5
S1-M2-T-FN	10560	1080	132	1200	432	144	32	0	6000	5
S2-C-P-FN	8640	480	0	0	240	144	12	60	6000	5
S2-M1-FN	7920	480	0	960	240	96	32	0	6000	5
S2-M2-T-FN	9360	1080	60	0	432	144	32	0	6000	5

Ejemplo de interpretación del código de rotación:

S1-M1 significa que hubo un cultivo de soja de primera durante el verano 2021/2022 y un cultivo de maíz de primera en el verano 2022/2023, o un cultivo de maíz de primera en el verano 2021/2022 y un cultivo de soja de primera en el verano 2022/2023.

Anexo 3.1

Tabla A3.1 Componentes del nivel de exposición a pesticidas.

Interpretación de las combinaciones únicas de puntajes asignados a los cuatro componentes considerados (aplicaciones acumuladas, toxicidad y persistencia de los principios activos, propiedades de movilidad de los principios activos y movilidad de terreno) que dieron lugar al agrupamiento en niveles de exposición a pesticidas de ecosistemas de bosques nativos y humedales. Definición de los puntajes: 1: bajo, 2: medio, 3: alto. PA: Principios activos.

Aplicaciones acumuladas	Toxicidad y persistencia de PA	Propiedades de movilidad de PA	Movilidad de terreno	Nivel de exposición a pesticidas
3	2	2	3	Superior
3	1	1	1	Intermedio
3	1	1	2	Intermedio
3	3	1	1	Intermedio
3	3	1	2	Superior
3	2	2	1	Superior
3	1	2	3	Superior
3	1	2	2	Superior
3	1	2	1	Intermedio
3	1	3	3	Superior
3	3	2	3	Superior
3	3	2	2	Superior
3	3	3	3	Superior
3	3	2	1	Superior
3	2	3	3	Superior
3	2	1	2	Superior
3	2	1	1	Intermedio
2	3	1	1	Intermedio
2	2	1	2	Intermedio
2	3	1	2	Intermedio
2	2	1	1	Intermedio
2	2	2	3	Intermedio
2	2	2	2	Intermedio
2	3	2	2	Intermedio
2	3	2	3	Superior
2	3	3	3	Superior
2	1	1	2	Intermedio
2	1	1	1	Inferior
2	1	2	2	Intermedio
2	1	2	3	Intermedio
2	1	2	1	Intermedio
2	1	3	3	Superior
2	2	3	3	Superior
1	3	3	3	Intermedio
1	2	1	2	Inferior
1	2	1	1	Inferior
1	2	2	2	Inferior
1	2	2	3	Inferior
1	1	1	2	Inferior
1	1	2	3	Inferior
1	1	1	1	Inferior
1	1	2	2	Inferior
1	3	2	3	Intermedio
1	3	2	2	Inferior
1	1	3	3	Intermedio
1	3	1	1	Inferior
1	3	1	2	Inferior
1	2	3	3	Intermedio