



Universidad de la República
Centro Universitario Regional del Este
Tesina de Maestría en Geociencias PEDECIBA

Rol amortiguador de la vegetación riparia: Caso del Embalse Paso Severino



AUTORA: Lic. Lucía Cabrera-Lamanna
TUTORA: Dra. Mariana Meerhoff
CO-TUTORA: Dra. Lorena Rodríguez-Gallego

Maldonado, noviembre 2020

Página de aprobación

Presidente: Dr. Guillermo Chalar

Vocales: Dres. Iván González y Marcel Achkar

Suplente: Dra. Ofelia Gutiérrez.

Directora de tesis: Dra. Mariana Meerhoff

Co- Directora de tesis: Dra. Lorena Rodríguez Gallego

Fecha:23/12/2020

Calificación:

Autora: Lic. Lucía Cabrera-Lamanna

AGRADECIMIENTOS

Antes de presentar esta tesis deseo agradecer a todas aquellas personas que con su apoyo y colaboración permitieron su desarrollo.

Primero, agradecer a el MVOTMA-DINAMA que junto con un convenio de cooperación técnica y científica con el UdelaR-CURE, permitieron desarrollar el Proyecto: Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente, de cara a la mejora de la calidad del agua del Río Santa Lucía.

También quiero agradecer a la Agencia Nacional de Innovación e Investigación (ANII) que me brindó la oportunidad de tener una beca para realizar maestría, a PEDECIBA Geociencias por su apoyo económico en distintas partes de la maestría y a la Universidad de la República.

A mis tutoras Dra. Mariana Meerhoff y Dra. Lorena Rodríguez-Gallego por su orientación y comentarios. Gracias especialmente a Mariana por la confianza, la calidez humana, por estar siempre presente, por el tiempo dedicado a esta tesis y el permanente estímulo.

A los compañeros del proyecto DINAMA-CURE: Andrés, Gastón, Soledad, Leticia y Clementina por su buena disposición y trabajo en equipo en las salidas de campo y en la redacción de informes. También quiero agradecer a Andrés Ligrone, de DINAMA, y a Gerald Atrio, vecino de Cardal, quienes colaboraron enormemente con el trabajo de campo y recolección de información a lo largo de todo el proyecto.

Gracias a todos mis compañeros del CURE que hicieron que las jornadas de laboratorio y oficina sean más amenas. Gracias en especial a Clementina por la paciencia, el compañerismo y todas las enseñanzas me dejaste. Gracias Marggeny por el café y los buenos consejos. Gracias Maite C, Maite B, Anahí y Claudia por el apoyo, las charlas y momentos (y meriendas) compartidos.

A mis amigos, por estar siempre pendiente de mis andanzas y por el cariño a la distancia que me han brindado. En particular a Cor e Inés, por el apoyo y la amistad incondicional en estos 3 años.

Especialmente a mi familia. Nada de esto hubiera sido posible sin el apoyo ni la ayuda de mis padres: gracias por ser los principales promotores de mis sueños, por siempre estar presentes y apoyarme sin titubeos.

Tabla de contenido	
Agradecimientos	3
Resumen	6
1. Introducción.....	8
1.1 Marco general.....	8
1.2 antecedentes locales	11
1.3 Fundamentación	12
2 Objetivos e Hipótesis.....	14
2.1 Objetivo General.....	14
2.2 Hipótesis y predicciones	15
3. Área de Estudio.....	16
4. Capítulo I: Efectos sobre cantidad y cantidad del agua de escorrentía por la vegetaciones buffer	19
4.1 Introducción	19
4.2 Metodología.....	20
4.2.1 Análisis de agua de escorrentía	21
4.2.2 Análisis de suelo	28
4.2.3 Análisis estadísticos	29
4.3 Resultados.....	31
4.3.1 Análisis de agua de escorrentía	31
4.3.2 Análisis del suelo.....	38
4.4 Discusión	40
4.4.1. comportamiento del agua de escorrentía	40
4.4.2 Limitaciones metodológicas	43
4.4.3. Propiedades del suelo.....	44
5. Capítulo II: Efectos no previstos de la exclusión de ganado en zonas buffer del embalse Paso Severino (Uruguay): potencial aporte de nutrientes por vegetación acumulada	46
5.1 introducción	46
5.2 Metodología	47
5.2.1 caracterización estructural de la vegetación riparia actual.....	47
5.2.2 Caracterización estructural de cambios de la vegetación riparia en el tiempo a escala de cuenca: Procesamiento Satelital	48
5.2.3 Muestreo de biomasa.....	52
5.2.4 Nutrientes potencialmente aportados por la necromasa al cuerpo de agua.....	53
5.2.5 Potencial aporte de nutrientes de la necromasa al total exportado	56
5.2.6 Análisis estadísticos:	57
5.3. Resultados	60

5.3.1 Efectos de las medidas de recuperación de la zona riparia en la vegetación.....	60
5.3.2 Caracterización estructural de la vegetación riparia actual	63
5.3.3 Potencial aporte de nutrientes actual y condiciones ambientales	65
5.3.3 Potencial aporte de nutrientes en escenarios futuros	70
5.4. Discusión	72
5.4.1 Cambios temporales en vegetación riparia	72
5.4.2 Acumulación de necromasa y posibles aportes de nutrientes	74
6. Conclusiones generales	78
7. Aportes a la gestión y Perspectivas.....	82
8. Financiación	84
9. Difusión de resultados:.....	84
10. Bibliografía	86
Anexo I:.....	94
Anexo II:.....	95

RESUMEN

La dinámica natural de los cuerpos de agua es afectada por los cambios de uso de suelo en sus cuencas; entre ellos, la agricultura ha sido identificada como uno de los mayores agentes de cambio sobre la calidad del agua y el funcionamiento general de los ecosistemas acuáticos. La vegetación riparia cumple un rol ecosistémico muy importante en la conservación de estos ecosistemas, ya que retarda y reduce la escorrentía superficial y atrapa o transforma nutrientes y contaminantes provenientes de zonas agrícolas.

Debido al deterioro de muchos ecosistemas usados como fuente de agua potable, a nivel nacional se están implementando algunas medidas de protección y recuperación de la zona riparia en algunos cuerpos de agua clave, como algunas secciones del Río Santa Lucía. En particular, se propuso facilitar una sucesión vegetal tendiente a conservar y/o recuperar la zona riparia en los márgenes del Embalse Paso Severino (fuente de agua potable para Montevideo y la zona Metropolitana), excluyendo la agricultura y el ganado mediante la instalación de alambrados a 100 m del embalse. Estas medidas fueron implementadas a pesar de la ausencia de conocimiento científico generado localmente.

El objetivo de este estudio fue comprender los efectos potenciales de la vegetación riparia sobre el Embalse de Paso Severino, analizando la capacidad de distintos tipos de vegetación de disminuir el coeficiente de exportación de nutrientes que provienen por escorrentía desde zonas con agricultura. A su vez, se evaluaron estas medidas de recuperación de la zona riparia considerando el potencial aporte de nutrientes provenientes de la biomasa que se acumula por la ausencia de herbivoría.

En cuanto a la retención de la exportación de NO_3 en la escorrentía superficial, el campo natural fue el que presentó mayor efectividad de amortiguación, seguido por el arbustal y por último el bosque con un comportamiento neutro. Los datos de coeficiente de exportación de este compuesto en la escorrentía subsuperficial sugieren que las zonas buffer de bosque y

arbustal se comportan como fuente en vez de amortiguar, el campo natural tuvo un comportamiento neutro. Las zonas buffer de bosque y campo natural mostraron un comportamiento reductor en el coeficiente de exportación de PO_4 en el agua de escorrentía superficial, el arbustal tuvo un efecto neutro en cuanto a la retención de este compuesto. En el agua de escorrentía subsuperficial, todas las zonas buffer se comportaron como reductoras de este compuesto.

Se destaca la importancia del potencial exportador de nutrientes por parte de la necromasa en comparación con lo exportado por la escorrentía. Por medio de análisis de imágenes satelitales se obtuvo el área actual ocupada por cada cobertura de la zona buffer y conociendo la cantidad de necromasa que existe en cada zona, se estiman valores de exportación actual y a futuro a nivel de todo el Embalse de Paso Severino.

Se concluye que todas las zonas riparias cumplen el rol de amortiguación en la exportación de fósforo desde cultivos hasta el cuerpo de agua, y que podrían incrementar su rol amortiguador tanto de P como de N, implementando un manejo adecuado de remoción de la necromasa

Palabras clave: "Zona riparia", "Escorrentía", "Calidad de agua", "Necromasa"

1. INTRODUCCIÓN

1.1 MARCO GENERAL

Las dinámicas naturales de los ecosistemas de agua dulce son afectadas en diferente medida por diversas actividades humanas, tales como los usos productivos del suelo, y actividades industriales y urbanas desarrolladas en las cuencas (Moss, 1998). Particularmente, la agricultura ha sido identificada como uno de los mayores agentes de cambio sobre la calidad del agua y el funcionamiento general de los ecosistemas acuáticos (Moss, 1998; Gordon et al., 2008). Esto es debido a que los cultivos, en distinta medida según el tipo de producción y las prácticas desarrolladas, generalmente sustituyen total o parcialmente la cobertura vegetal que actuaba como barrera de amortiguación, deterioran la estructura de los suelos y acumulan nutrientes (e.g., Nitrógeno y Fósforo) y otras sustancias en ellos (Sharpley et al., 1999). Gran parte de estos nutrientes provenientes de la agricultura a menudo ingresa a los cursos de agua superficiales, principalmente de forma difusa (i.e., sin un origen ubicable espacialmente, Sharpley, 1995; Goyenola et al. 2015b). El ingreso se da por acción de la escorrentía, generada cuando la precipitación o el riego superan la tasa de infiltración de agua en el suelo (Contreras et al., 2009). Ese proceso, que promueve la exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua, puede causar enriquecimiento en los mismos y su eutrofización, provocando la proliferación de plantas acuáticas y/o floraciones algales y de cianobacterias potencialmente tóxicas, así como la pérdida de biodiversidad a mediano y largo plazo.

El conocimiento de estos impactos sobre los ecosistemas acuáticos, y la necesidad de proteger los cuerpos de agua para mantener diversos servicios ecosistémicos asociados, ha estimulado el interés y la investigación sobre los procesos que contribuyen a mitigar las pérdidas de nutrientes desde los ecosistemas terrestres y/o su ingreso a los cuerpos de agua (Osborne & Kovacic, 1993; Reid et al., 2018). Varios de los impactos ecológicos sobre los

cuerpos de agua, causados por la actividad productiva en las cuencas de drenaje, se pueden amortiguar mediante la protección o recuperación de la zona riparia (Peterjohn & Correll, 1984; Osborne & Kovacic, 1993; Rios & Bailey, 2006). Las zonas riparias (ribereñas o de amortiguación) son la región de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (Gregory et al., 1991). Según las características del clima y lugar, estas zonas cumplen un rol importante en la conservación de la calidad de los cuerpos de agua continentales (Haddaway et al., 2016), ya que actúan retardando y reduciendo (amortiguando) el agua que escurre desde la cuenca (a nivel superficial y subsuperficial) (Tabacchi et al., 2000).

Las zonas con agricultura intensiva suelen presentar baja calidad físico-química de suelo, provocada por el monocultivo, la acción de maquinaria, el pisoteo por el ganado y la adición de fertilizantes y otros agroquímicos; lo que afecta la magnitud de la escorrentía (Alaoui et al., 2018). Las zonas riparias, por el contrario, acumulan materia orgánica en superficie y generan condiciones que aumentan la infiltración, retrasando y disminuyendo la escorrentía (Roberts et al., 2013), debido a la estructura física generada por sistemas radiculares complejos y consolidados, así como por la biota edáfica. La mayor conductividad hidráulica de los suelos con vegetación riparia favorece una mayor infiltración de nutrientes y facilita su mayor consumo por la vegetación (Aguiar et al., 2015).

Además, aumenta la retención de nutrientes del agua de escorrentía debido a la incorporación de nutrientes a la biomasa vegetal y a la materia orgánica, y en parte a su inmovilización por las partículas del suelo (Dosskey et al., 2010).

Las áreas riparias frecuentemente se utilizan como manejo estratégico para reducir la contaminación del agua dulce e indirectamente, también pueden reducir el costo de purificación de las aguas para consumo humano (Chase et al., 2016).

La efectividad y la magnitud en la retención de nutrientes de las zonas riparias están muy influenciadas por las características del paisaje a pequeña escala, tales como el tipo de vegetación que la compone, el ancho de la zona vegetada y la pendiente en sus márgenes (Naiman & Décamps, 1997). También importan factores a mayor escala, tales como el área que ocupan respecto del área de la cuenca, los procesos fluviales, la frecuencia y magnitud de los pulsos de inundación, la geología de la región (Zhang et al., 2010), el tipo y la intensidad de producción agrícola o agropecuaria que haya pendiente arriba y el tipo de vegetación y el manejo que tenga la zona riparia (Stutter et al., 2012).

Distintos tipos de vegetación promueven diferentes características de los horizontes del suelo. Un horizonte A profundo promueve la infiltración de nutrientes y su consecuente consumo por los vegetales (Zhao et al., 2018). En los pastizales, a pesar de contar con un gran desarrollo radicular en el horizonte A, la profundidad del mismo suele ser menor que la del horizonte A del bosque, donde se genera grandes cantidades de materia orgánica (Aguiar et al., 2015). Además de modificar el suelo de manera diferencial, los distintos tipos de vegetación generan diferentes patrones de acumulación de biomasa. La zona riparia con bosque desarrollado presenta menor biomasa de herbáceas y gramíneas (i.e., vegetación no leñosa) que las zonas de pastizal y arbustal, debido a que la cobertura de especies arbóreas no favorece su crecimiento por limitación de espacio y luz (Belsky, 1994). En la zona riparia de pastizal, las gramíneas y herbáceas tienen un gran desarrollo debido a que no presentan un estrato superior o dosel que compita por la luz, por lo que la competencia es entre ellas. En este sitio la acumulación de necromasa es potencialmente alta ya que no existe herbivoría en la zona.

Los pastizales de la zona del Río de la Plata son comunidades con una larga historia de pastoreo (Piñeiro, 2011). Para promover el restablecimiento, o proteger la vegetación riparia

existente, la literatura internacional recomienda practicar exclusiones de ganado (e.g., McKergrow et al., 2003; Vidon et al., 2008). Las exclusiones han demostrado tener diferentes efectos sobre la riqueza, densidad y diversidad de la comunidad vegetal: los arbustos se ven favorecidos competitivamente al crecer más alto que las herbáceas y gramíneas accediendo a mejores condiciones de luz, lo que promueve el proceso de arbustización característico de los pastizales uruguayos excluidos del pastoreo (Altesor et al., 2006). También se ha notado una mejora en las condiciones de los suelos (Rodríguez & Cayssials, 2011) y en muchos casos, se tiende a la formación de bosques (Etchebarne, 2014). Asimismo, la ausencia de herbivoría en los pastizales genera la acumulación de biomasa no leñosa (i.e., gramíneas y herbáceas) seca, tanto de hojas secas en pie como de mantillo (i.e., hojas desprendidas de la planta). Esta biomasa permanece muerta junto a las plantas por largos períodos y finalmente se descompone (Rodríguez & Cayssials, 2011), liberando al suelo los nutrientes presentes en los tejidos de las hojas. Por escorrentía, gran parte de estos nutrientes potencialmente puede llegar a las aguas, potencialmente disminuyendo el rol amortiguador de la zona riparia.

1.2 ANTECEDENTES NACIONALES

Uruguay es un país de recursos acuáticos superficiales relativamente abundantes, pero cuya calidad actualmente está comprometida en diversas zonas (e.g., Arocena et al., 2008; Chalar et al., 2010; Traversa-Tejero, 2016; Rodríguez-Gallego et al., 2017; Alonso et al., 2019; Kruk et al., 2019). En los últimos años se ha notado una disminución de la calidad del agua en los principales ecosistemas acuáticos empleados como fuente para suministro de agua potable (e.g., Bonilla & Meerhoff, 2013; Reporte Uruguay, 2015; Aubriot et al., 2017), asociada en muchos casos a la intensificación agrícola en las cuencas de drenaje (e.g., Bonilla et al., 2015; Goyenola et al., 2015a) y a la alteración del régimen hídrico natural mediante la construcción de embalses de distinto tamaño, principalmente destinados para riego agrícola y consumo del ganado (Aubriot et al., 2017).

La zona riparia de la mayor parte de los cuerpos de aguas corrientes o quietas puede estar asociada a distintos tipos de vegetación nativa, tales como pastizales, vegetación arbórea o de bosque, arbustiva, o vegetación de humedal (Lescano, 2016) y paisajes compuestos por parches de las formas de vida anteriores. Estas zonas se encuentran sometidas a grandes cambios en muchas regiones del país, debido a la invasión de especies arbóreas exóticas (Brugnoli et al., 2009), a la quema y a la tala de bosque para obtener área para otros usos (Carrere, 2001) y para consumo de su leña, así como por la sustitución de pastizales naturales y de humedales por cultivos o por urbanización.

1.3 FUNDAMENTACIÓN

En el año 2013, como consecuencia de un evento prolongado de mal sabor y olor en el agua potable de Montevideo asociado a una floración de cianobacterias en el Río Santa Lucía, el Parlamento Uruguayo aprobó una serie de medidas de protección de dicha fuente de agua, conocido como “Plan de Acción para la Protección de la Calidad Ambiental y la Disponibilidad de las Fuentes de Agua Potable en la Cuenca del Río Santa Lucía”. Este plan fue desarrollado con el objetivo de formular y ejecutar las acciones que permitieran controlar, detener y revertir el proceso de deterioro de la calidad del agua en el Río Santa Lucía, incluyendo medidas de conservación e implantación de zonas riparias en un perímetro en torno a los Embalses de Paso Severino, Canelón Grande y San Francisco (MVOTMA, 2013). El objetivo del plan fue disminuir los aportes de nutrientes, materia orgánica y contaminantes desde zonas agrícolas hacia estos cuerpos de agua.

En el 2015, por medio de una resolución ministerial, comenzó a materializarse el Plan de Acción mediante la instalación de un alambrado rodeando todo el Embalse de Paso Severino a 100 metros de ancho desde la línea de cota máxima del embalse, proponiendo la facilitación de una sucesión vegetal tendiente a conservar y/o recuperar la zona riparia en los márgenes

del embalse, excluyendo la agricultura y el ganado. Asimismo, en el año 2016 comenzó un proyecto de formación y rehabilitación de la zona riparia, mediante la plantación de árboles nativos a cargo de la Dirección Nacional de Medio Ambiente, DINAMA (ex MVOTMA) y voluntariado de organizaciones sociales locales.

Estas medidas de recuperación de la zona riparia fueron implementadas a pesar de la ausencia de conocimiento científico generado localmente que permitiera diseñar las medidas de manejo y ajustarlas a las necesidades del sitio específico. Sin embargo, ese conocimiento debe generarse para monitorear, evaluar, y eventualmente, cambiar o ajustar las medidas tomadas para potenciar el efecto de retención de nutrientes exportados desde los sistemas agrícolas y ganaderos.

El presente trabajo de tesis se enmarca en un estudio amplio llevado a cabo por un equipo interdisciplinario de investigadores del Centro Universitario Regional del Este de la Universidad de la República, en convenio con DINAMA, que tuvo como objetivo principal evaluar técnicamente algunas de las medidas anteriormente mencionadas (Rodríguez-Gallego et al., 2020a). La información obtenida en este estudio permite aportar al conocimiento de la eficiencia de las zonas que están en proceso de restauración en el marco de las medidas tomadas por DINAMA. En este contexto, es relevante cuantificar y calificar el efecto de estas medidas en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura, a modo de evaluar localmente las medidas tomadas y contribuir a la evaluación de posibles cambios y otras medidas que procuren indirectamente la conservación y recuperación de la calidad del agua en el Embalse Paso Severino.

2 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el “rol amortiguador” de distintos tipos de vegetación riparia sobre el coeficiente de exportación de nutrientes que llega por escorrentía desde zonas agrícolas al Embalse de Paso Severino (cuenca del Río Santa Lucía).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

1. Analizar los efectos de distintas coberturas vegetales de la zona riparia (i.e., zona con pastizal, zona con arbustal, y zona con bosque desarrollado) sobre las características físico-químicas del agua de escorrentía superficial y sub-superficial con respecto a la zona agrícola adyacente.
2. Analizar la composición y estructura de las distintas coberturas vegetales de la zona riparia (i.e., zona con pastizal, zona con arbustal, y zona con bosque desarrollado) y el potencial aporte de nutrientes desde la vegetación de herbáceas y gramíneas secas acumulada debido a la exclusión ganadera, en los distintos tipos de zona riparia-
3. Evaluar los efectos de la aplicación de las medidas sobre la recuperación de la zona riparia en el Embalse Paso Severino desde el año 2013 hasta el 2020.

2.2 HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

En este trabajo se analizarán las siguientes hipótesis y predicciones asociadas:

HIPÓTESIS 1: La composición química del agua de escorrentía está condicionada por las características del suelo locales y uso principal del suelo (i.e., zonas agrícolas vs. zonas riparias).

PREDICCIÓN ASOCIADA: A pesar de las diferencias entre las zonas riparias estudiadas (distintas coberturas vegetales y distintas características del suelo), todas promoverán una disminución de los nutrientes en el agua de escorrentía, respecto de todas las zonas agrícolas adyacentes.

HIPÓTESIS 2: Las distintas coberturas vegetales de las zonas riparias generan importantes cambios fisicoquímicos del suelo, promoviendo distintas tasas de infiltración. Los suelos con mayor porosidad promueven una mayor infiltración que en las otras zonas riparias estudiadas (i.e., pastizal y arbustal) y por lo tanto menor volumen escurrido de agua de escorrentía.

PREDICCIÓN ASOCIADA: Se espera que los suelos de la zona riparia con bosque presenten una mayor capacidad de infiltrar agua que el resto de las zonas riparias, seguido por las zonas con arbustos y por último las zonas de pastizales. Este comportamiento será consecuencia de que el suelo de la zona riparia de bosque presentará la mayor calidad física del suelo (e.g., mayor conductividad, porosidad).

HIPÓTESIS 3: La ausencia de pastoreo en las distintas zonas riparias promueve la acumulación diferencial de biomasa muerta (necromasa) de herbáceas y gramíneas, la que puede descomponerse y devolver al sistema parte de los nutrientes almacenados en los tejidos.

PREDICCIÓN ASOCIADA: Se espera que la zona riparia de pastizal sea la que presente mayor biomasa y necromasa ante la ausencia de herbivoría, seguida del arbustal y por último del bosque, que está compuesto generalmente por especies leñosas perennes. Las coberturas que producen y acumulan mayor necromasa exportarán comparativamente más nutrientes en el agua de escorrentía. Por otra parte, se espera mayor acumulación de necromasa en todas las zonas riparias en el invierno como consecuencia de una menor producción vegetal y una mayor senescencia durante los meses de menor temperatura.

HIPÓTESIS 4: La exclusión de herbivoría promueve un aumento progresivo en el crecimiento de especies leñosas y herbáceas en los pastizales. Al no existir herbivoría, se produce gran cantidad de biomasa vegetal, lo que genera ventajas competitivas (e.g., captación de luz) a las especies con mayor altura y dosel (i.e., arbustos y árboles).

PREDICCIÓN ASOCIADA: La ausencia de herbivoría desde 2015 habrá sido suficiente para promover la expansión del bosque. Se evidenciarán los cambios de cobertura de suelo asociados a la aplicación de las medidas de recuperación tomadas por DINAMA (i.e., una expansión de la vegetación en las zonas riparias de pastizal y arbustal) a través de una mayor cantidad de arbustos y árboles detectadas en imágenes satelitales de la zona buffer desde el 2013 al 2019.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El Embalse de Paso Severino se encuentra ubicado sobre el Río Santa Lucía Chico y almacena 70 hm³ de agua dulce e intercepta una cuenca de 2.200 km². Es la reserva de agua dulce más significativa del Uruguay, ya que abastece de agua potable a la zona más densamente poblada, que incluye Montevideo y la zona metropolitana. Su cuenca, ubicada

en el departamento de Florida, se encuentra en una zona de amplio desarrollo lechero, donde también se encuentran tierras cultivadas con fines forrajeros, generalmente pasturas artificiales (con combinaciones de diferentes especies), granos (principalmente sorgo como cultivo de verano), actividad frutícola y vitivinícola, entre otras (Achkar et al., 2012; Pacheco et al., 2012). La producción lechera se destaca como una de las actividades que más influye en el aporte de nutrientes en esta cuenca (Pacheco et al., 2012; Chalar et al., 2017).

Mediante la visualización de imágenes satelitales de Google Earth y luego de varias visitas por las inmediaciones del Embalse, se identificaron tres tipos diferentes de vegetación riparia que lo rodean: campo natural en diverso estado de conservación (en muchos sitios ha sido modificado parcialmente), arbustales (dominados por chircas (*Baccharis* sp.)) y bosque (conteniendo zonas donde se encuentra desarrollado y zonas en proceso de recuperación, tanto por sucesión natural como a través de un programa de restauración ecológica) (Figura 1).

La zona riparia en la que se realizó el estudio se ubica dentro la franja que rodea de forma continua al Embalse de Paso Severino, y que está delimitada por un alambrado que marca el predio de OSE (Obras Sanitarias del Estado, empresa estatal responsable de la generación de agua potable en el Uruguay) en el terreno, se encuentra excluida de ganado y en pleno proceso de regeneración de la vegetación natural. Esta zona ocupa desde el alambrado de OSE hasta el margen del embalse (de ancho igual a 100 m, aunque en algunos sitios se ubica a 50 m de distancia).

Las zonas buffer elegidas se caracterizaron por una larga historia de uso agrícola, donde los cultivos principales fueron pasturas forrajeras artificiales y cultivos anuales industriales. Los puntos con agricultura se ubicaron dentro de la microcuenca que drena hacia los puntos respectivos de la zona buffer. Los predios cultivados experimentaron usos y manejos similares:

todos se basaron en rotaciones de cultivos anuales con pasturas plurianuales. Al momento del estudio, todos los sitios presentaron pasturas en las zonas de cultivo. Cabe señalar que, durante el período de muestreo, ninguno de los sitios fue fertilizado.

Los sitios seleccionados se encuentran muy cercanos entre ellos y poseen unidades litológicas y de suelos similares, y con cultivos aguas arriba similares, para asegurar que las condiciones de las tres formaciones vegetales fueran comparables.

Para el presente trabajo se escogieron tres sitios ubicados en el margen Noroeste, en uno de los brazos del embalse: bosque desarrollado ($34^{\circ}12'28.03''S$, $56^{\circ}18'8.14''O$) el cual no tiene historia previa de laboreo en su tierra, arbustal ($34^{\circ}12'28.03''S$, $56^{\circ}18'8.14''O$) el cual tiene una historia agrícola reciente y pastizal o campo natural el cual fue cultivado pero no recientemente (más de 8 años sin cultivo) ($34^{\circ}12'12''S$, $56^{\circ}18'10''O$).



Figura 1: Imagen satelital del Embalse de Paso Severino, Departamento de Florida, Uruguay. Dentro del círculo color rojo se encuentra la localización de los sitios experimentales. Imagen de febrero 2018, Google Earth.

4. CAPÍTULO I: EFECTOS SOBRE CANTIDAD Y CALIDAD DEL AGUA DE ESCORRENTÍA POR LA VEGETACIONES BUFFER

4.1 INTRODUCCIÓN

Existen tres vías principales a través de las cuales los nutrientes provenientes de la agricultura pueden alcanzar los cuerpos de agua superficiales, que son: escorrentía superficial, flujo de escorrentía subsuperficial, y por interacción vertical directa del agua subterránea con el agua superficial (Verheyen et al., 2015). La importancia relativa de cada vía de entrada depende de una serie de factores, tales como las características biológicas de la vegetación riparia (e.g., cobertura y estructura de raíces de la vegetación), topografía (e.g., pendiente, superficie, drenaje natural), características de las precipitaciones (i.e., cantidad, intensidad, intervalo y duración de la lluvia), características del suelo (i.e., textura, estructura, porosidad, profundidad, humedad y fisuras), y patrones de uso de la tierra (Haygarth & Sharpley, 2000; Verheyen et al., 2015; Chiffard et al., 2019; Hu & Li, 2019).

La vegetación riparia se beneficia de los nutrientes que son transportados por el agua de escorrentía desde las cuencas agrícolas, y los utiliza para su propio crecimiento. Atrapa los sedimentos que se erosionan de los suelos con cultivos o con actividad ganadera y lechera y retiene parte de los pesticidas y otros agroquímicos que se aplican a los cultivos (Stutter et al., 2012). A su vez, aumenta la infiltración del agua por acción de las raíces, que incrementan la porosidad del sustrato (Karr & Schlosser, 1978; Tabacchi et al., 2000).

Para determinar el coeficiente de exportación de nutrientes que efectivamente llega a los cuerpos de agua se han desarrollado distintas técnicas y metodologías. El monitoreo del agua que llega a los cursos de forma superficial y sub-superficial es complejo, ya que su flujo no se

puede observar a simple vista y describir su comportamiento sobre el suelo tiene gran dificultad debido a la gran variabilidad, tanto en el espacio (suelo) como en el tiempo (Chiffard et al., 2019, Verrot et al., 2019).

El objetivo de este capítulo fue analizar la relación entre las características físico-químicas del agua de escorrentía superficial y sub-superficial y las características químicas y físicas del suelo en tres tipos de zonas riparias (zona con pastizal, zona con arbustal, y zona con bosque desarrollado), con respecto a la zona agrícola adyacente ubicada pendiente arriba. Se esperaba encontrar que, a pesar de que las zonas riparias estudiadas presentaran distintas coberturas vegetales y distintas características del suelo, todas promoverían una menor escorrentía (afectando la exportación de nutrientes), así como una disminución en el coeficiente de exportación de nutrientes, respecto de todas las zonas agrícolas correspondientes.

Los principales resultados de este capítulo se incluyen en el artículo Calvo et al., in prep. y en el informe del convenio CURE-DINAMA (Rodríguez-Gallego et al., 2020a).

4.2 METODOLOGÍA

Las actividades de muestreo a campo comenzaron en agosto del 2018 y se extendieron hasta Julio de 2019, abarcando un amplio rango de condiciones meteorológicas de temperatura y

Tabla 1: Resumen de los eventos de precipitaciones en los que se tomaron muestras. Se detalla el tipo de muestra obtenido en cada fecha (agua superficial o sub-superficial) y la lluvia acumulada (mm) en cada evento de precipitación muestreado.

Fecha	Superficial	Sub-Superficial	Lluvia del evento
Agosto 2018		✓	46
Setiembre 2018		✓	19
Octubre 2018	✓	✓	97
Noviembre 2018	✓	✓	101
Enero 2019		✓	33
Febrero 2019		✓	38
Mayo 2019	✓	✓	75
Julio 2019	✓	✓	56

precipitaciones a lo largo del período (Tabla 1). Los datos de precipitación diarios (mm) para cada evento se obtuvieron de estaciones meteorológicas ubicadas en localidades cercanas pertenecientes a OSE y al Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET). Se promediaron los datos de las localidades Cardal, 25 de Mayo y Mendoza, y una estación meteorológica portátil propia (Rainwise Portlog), instalada en el sitio.

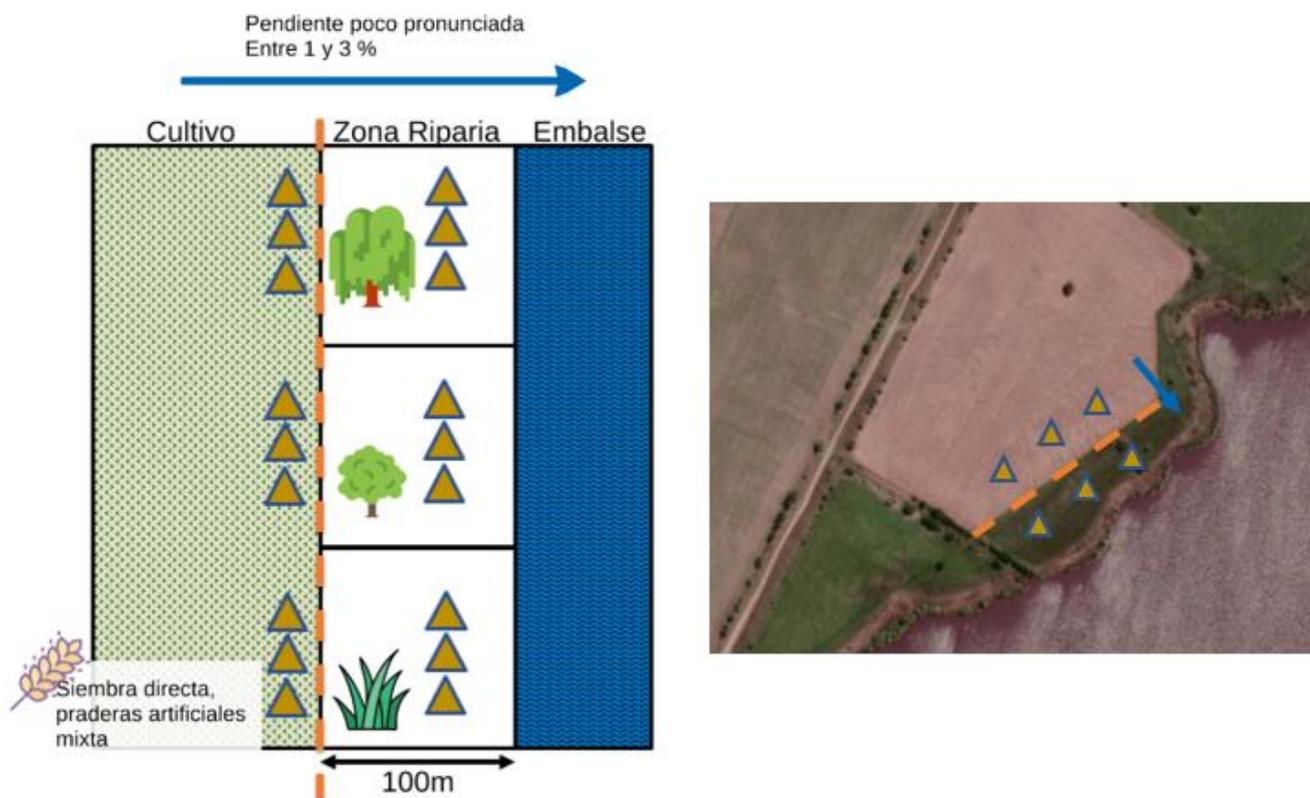


Figura 2: Izquierda: Esquema del diseño experimental mostrando la ubicación de los puntos de muestreo de agua. Se ilustran las 3 transectas compuestas por: La zona de cultivo (pendiente arriba), una línea roja punteada que hace de alambrado dividiendo la zona de cultivo con la zona buffer, las zonas riparias (campo natural, arbustal y bosque desarrollado) y el cuerpo de agua del Embalse Paso Severino. Con triángulos se muestra la ubicación de los puntos de muestreo de agua. Derecha: Foto aérea tomada de Google Earth (2020) donde se nota claramente la división de los usos de suelo generada por el alambrado. Una línea punteada roja ayuda a entender su ubicación. A su vez, con triángulos se muestra la ubicación de las tres estaciones de muestreo. La foto es de la zona riparia de campo natural

A: COLECTORES DE AGUA (ESCORRENTÍA SUBSUPERFICIAL):

Los principales aspectos de esta metodología se incluyen en el artículo Calvo et al., (2020) y en el informe del convenio CURE-DINAMA (Rodríguez-Gallego et al. 2020a).

Los colectores se instalaron a una profundidad de 0.7 m (se ajustó de acuerdo con la profundidad del horizonte B del suelo), de forma de recibir el agua que circula en el horizonte A del suelo luego de la lluvia y excluir el agua subterránea permanente. De esta manera se aseguró que el agua colectada representara el agua de lluvia infiltrada en el suelo del entorno cercano al sitio de muestreo. Los colectores de agua fueron hechos con tubos de PVC, de 10 cm de diámetro (Figura 1, izquierda). El fondo de los colectores fue sellado para evitar la pérdida de agua. En las paredes de los tubos se realizaron pequeñas perforaciones de (1 mm) cada 1 cm, desde los 2 cm debajo de la superficie del suelo y hasta no más de allá de los 50 cm de profundidad (i.e., asegurando abarcar el agua que pasa por el horizonte A del suelo). A su vez, los colectores presentaron una tapa superior de forma de evitar el ingreso de agua por lluvia, pero permitir el intercambio gaseoso con la atmósfera. De esta manera, el dispositivo colectó únicamente el agua que ingresó desde el suelo.

El volumen de agua colectado varió en los distintos escenarios meteorológicos, colectando el volumen mínimo necesario para los análisis químicos (0.40L), luego de eventos de poca precipitación y llegando a su capacidad máxima de 5 L, luego de precipitaciones copiosas. Alrededor de los colectores se colocaron jaulas con malla metálica para protegerlos del ganado, según los requerimientos de cada zona (Figura 3, derecha).

La colecta de muestras de agua tuvo lugar entre las 24 y 48 horas posteriores a cada evento de lluvia de interés. En campo, se retiró la protección de cada colector y con sonda multiparámetro (MACRO 900, Palintest Ltd.) se midió en el agua almacenada: la temperatura, % de oxígeno disuelto, pH y conductividad (Elosegui & Sabater, 2009).

Se midió la profundidad del agua almacenada en cada colector para estimar el volumen colectado. El agua fue sacada mediante una bomba de agua conectada a una batería de 12V y mantenida en frío hasta su arribo a laboratorios del CURE. Al finalizar, cada colector fue lavado y se realizaron tareas mínimas de mantenimiento.

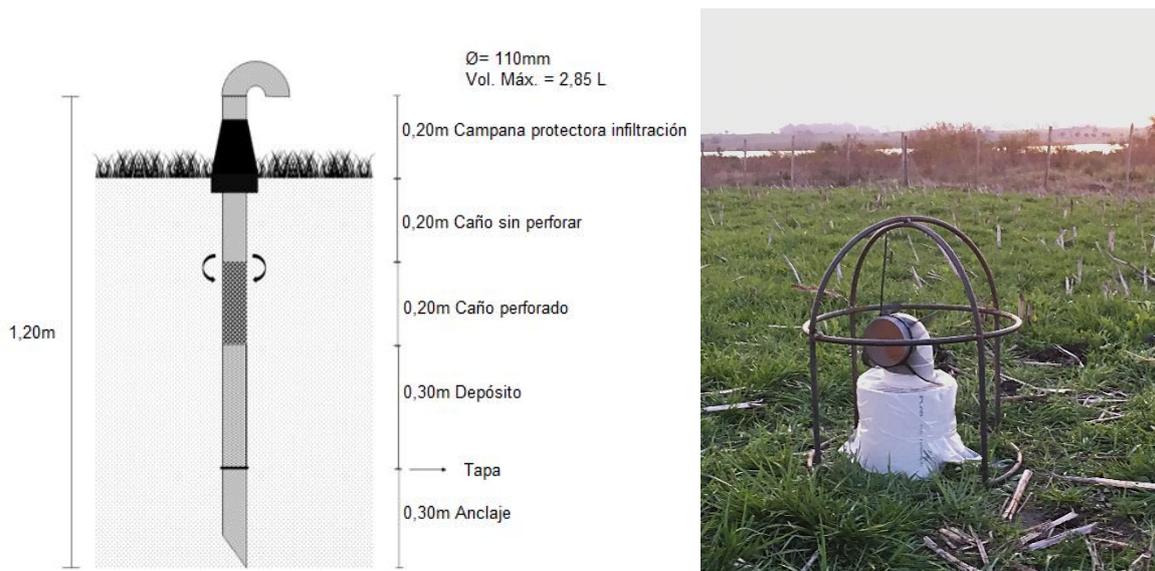


Figura 3 Izquierda: Detalle del diseño y medidas de los colectores de agua. Derecha: imagen de colector y sus sistemas de protección colocados in situ.

En laboratorio, las muestras fueron analizadas para determinar la concentración de las formas disueltas de nutrientes PO_4 , NO_3 y NH_4 , según metodologías estandarizadas (APHA, 1998). Si bien en los colectores se registró presencia de sedimentos, esto claramente se debió al diseño del dispositivo, ya que los poros realizados en los colectores permiten el ingreso de suelo en momentos de alta presión hidráulica. Esto no refleja procesos que ocurren naturalmente en los suelos. Por tratarse de agua que es transportada dentro del suelo, donde no debería haber movimiento de partículas en tiempos cortos bajo condiciones naturales, no se consideraron los nutrientes totales (asociados a partículas).

B. SIMULADORES DE ESCORRENTÍA (ESCORRENTÍA SUPERFICIAL):

La escorrentía superficial fue generada con un “mini-simulador de escorrentía”, modelo Eijkelkamp - Agrisearch Equipment (Figura 4), según la metodología descrita en Kamphorst (1987). El simulador (Figura 4) consistió en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión incorporado, necesario para producir una “lluvia” estándar con gotas de tamaño

uniforme, que caen desde una altura mínima de 0.4 m sobre una parcela de 0.0625 m² (Iserloh et al., 2013).

Cada simulación consistió en una lluvia de 3 minutos de duración con una intensidad de 360 mm/h (6 mm/min). En todos los sitios, la vegetación de cada parcela fue cortada hasta una altura de 5 cm para estandarizar su efecto sobre el agua

Las simulaciones de escorrentía se llevaron a cabo dentro de las 24-48 hs posteriores a los eventos de precipitaciones seleccionados, en los que se muestreó simultáneamente el agua de los colectores. Cada simulación se realizó cuando el suelo se encontraba a “capacidad de campo”, es decir, cuando los macroporos del suelo se encuentran vacíos y los microporos están llenos de agua (Kirkham, 2005), situación que se da típicamente entre 24 y 72 horas después de una lluvia, dependiendo del contenido de arcilla del suelo.

A partir de los datos obtenidos, se calculó el volumen de escorrentía como la relación entre el volumen de agua suministrado durante la simulación y el volumen de salida colectado. La simulación de escorrentía se realizó al lado de cada uno de los colectores de agua, de manera

de obtener información del agua de escorrentía superficial bajo las mismas condiciones meteorológicas y de campo.

Se realizaron 4 simulaciones de lluvia para coleccionar agua de escorrentía superficial: octubre y noviembre de 2018, y febrero y mayo de 2019. En todas las zonas buffer se realizaron tres

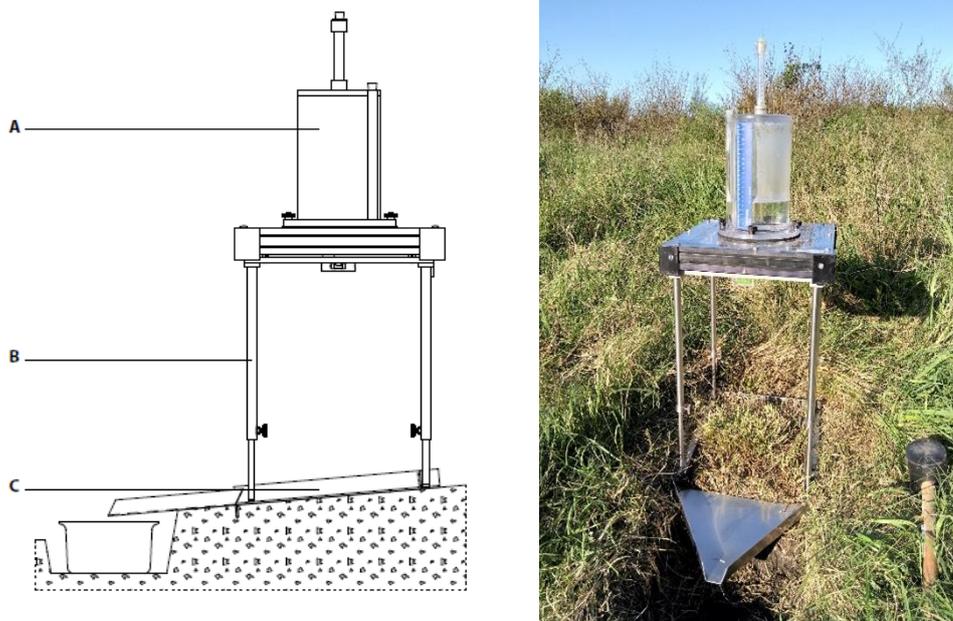


Figura 4: Método de simulación de escorrentía superficial: “mini-simulador de escorrentía” instalado en la Zona Riparia del Embalse Paso Severino. Izquierda: Esquema del simulador de lluvia modelo Eijkelkamp - Agriserch Equipment con sus distintos componentes: un rociador (A) con un regulador de presión para regular la intensidad de lluvia (estándar para todos los eventos de simulación), un soporte ajustable para que el rociador se encuentre horizontal en todo momento (B) y un bastidor de acero inoxidable (C), que se coloca en el suelo y evita el movimiento lateral del agua desde la parcela hasta el recipiente (bowl) para su recolección.

simulaciones por cada fecha de muestreo. Sin embargo, en la zona de cultivo hubo menos simulaciones por fecha. Esto se debió a que el sitio cultivado correspondiente a la zona arbustal y la zona de campo natural fue el mismo. Por lo tanto, cada fecha de muestreo incluyó 15 simulaciones: 9 en zonas buffer y 6 en zona de cultivo.

En cada simulación se registró el volumen de lluvia caída y volumen de agua escurrida. El cociente entre estas variables determinó el porcentaje de escurrimiento superficial. También se registró el tiempo de inicio de la escorrentía, ya que al comienzo de la precipitación el agua

de lluvia cae sobre la superficie del suelo y se infiltra, por lo que la escorrentía no se genera de inmediato. Además, se estimó visualmente el porcentaje de suelo desnudo para cada parcela. Asimismo, el agua colectada se almacenó en frascos y en frío para su posterior análisis en laboratorio, para determinar las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo totales y disueltos (PO_4 , NH_4 y NO_3) y sólidos suspendidos (APHA, 1998).

C. COEFICIENTE DE EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES POR ESCORRENTÍA

Para poder comparar los datos de concentración de nutrientes del agua sub-superficial y superficial se estimó el coeficiente instantáneo de exportación de nutrientes por escorrentía nutrientes (en cada evento de lluvia analizado) y el coeficiente anual (Kg de nutriente por volumen de agua, extrapolado a una superficie de 1 ha en 1 año).

Para el agua de escorrentía sub-superficial, el coeficiente de exportación de nutrientes fue calculado multiplicando la concentración en el agua colectada por el volumen de agua almacenada dentro de los colectores. Por tratarse de agua que es transportada dentro del suelo, donde no hay movimiento de partículas en tiempos cortos, se asumió que la superficie de colecta de los dispositivos fue 0.1 m^2 , teniendo en cuenta las características del suelo y el movimiento del agua dentro del mismo.

Para el agua de escorrentía superficial, el coeficiente de exportación nutrientes y de sólidos suspendidos totales se calculó multiplicando la concentración medida en cada simulación por el volumen de escorrentía de cada parcela.

La escorrentía anual se calculó siguiendo la estimación realizada por Genta et al. (2001), donde se calculó el balance hídrico de grandes cuencas del Uruguay, determinando los ciclos anuales de caudal, precipitación y evapotranspiración. El coeficiente de escorrentía de Genta

et al. (2001) es el cociente entre el volumen escurrido y el volumen precipitado. Para este estudio se tomaron los valores del coeficiente de escorrentía de Paso Pache (Uruguay) (0.54), debido a la similitud de los suelos y las pendientes con el área de estudio.

Las estimaciones los coeficientes de exportación anual, para ambos métodos, se realizaron siguiendo los siguientes pasos:

(1) Coeficiente de exportación anual de Nutrientes de agua de escorrentía (Kg/ha.año) =
Concentración medida (Kg/L) * Volumen de escurrimiento superficial anual estimado (L/ha.año)

(2) El volumen de escurrimiento superficial anual = lluvia acumulada total (L/m².año) *
coeficiente de escorrentía (Genta et al., 2001) = 1.600 L/m².año * 0.54

La suma total de todas las precipitaciones registradas en el área de estudio durante el periodo de muestreo, i.e., entre julio de 2018 y junio de 2019, fue de 1600 mm, lo que equivale a 1600 L/m² año.

En este trabajo se optó por utilizar la aproximación generada por Genta et al. (2001) por ser la más conveniente para nuestro set de datos (escasez de datos de campo, dificultades logísticas para realizar mediciones localizadas, etc.). Los valores de coeficiente de exportación estimados deben interpretarse como cantidad de nutrientes en el agua (Kg/ha) que potencialmente podrían llegar al Embalse de Paso Severino y no necesariamente son las que en efecto llegan. Los rangos de valores obtenidos fueron coincidentes por los reportados por la bibliografía (Rodríguez-Gallego et al., 2017).

D. RETENCIÓN DE NUTRIENTES POR PARTE DE LA VEGETACIÓN BUFFER

El agua de escorrentía proviene de los cultivos cargada de nutrientes y las zonas buffer potencialmente amortiguan (retienen) las concentraciones de los mismos antes de su llegada al embalse. Se estimó el potencial de la zona buffer de retener o no (exportar) los nutrientes que ingresan desde los cultivos, como la diferencia entre la carga en el agua que escurre por la zona cultivada y la zona buffer, expresada en porcentaje.

%Exportación de nutrientes=

Promedio del coeficiente de exportación de nutrientes del agua de escorrentía de la zona buffer * 100 /

Promedio del coeficiente de exportación de nutrientes del agua de escorrentía de la zona cultivo

De manera inversa, la retención potencial de nutrientes en cada zona buffer es la diferencia respecto de la exportación:

% Retención de nutrientes = 100- exportación de nutrientes de agua de escorrentía

4.2.2 ANÁLISIS DE SUELO

Los análisis de suelos realizados en laboratorio fueron llevados a cabo en el CURE-sede Rocha y CURE-sede Treinta y tres por colegas en el marco del convenio CURE-UDELAR-DINAMA. La metodología detallada y los principales resultados de esta subsección se incluyen en el informe Rodríguez-Gallego et al. (2020a). A continuación, se presenta un resumen de las principales variables medidas y los principales resultados relevantes para los objetivos de la tesis.

En un muestreo puntual se tomaron muestras compuestas de suelo en 10-12 puntos al lado de cada estación de muestreo (Figura 2), tanto en los tres tipos de coberturas vegetales (sitios) como áreas con cultivos (zona agrícola). Dichas muestras fueron tomadas con calador a tres profundidades (0-2.5 cm, 2.5-7.5 cm, y 7.5-15.0 cm), debido a que la concentración de estos compuestos oscila en los primeros 15 cm de profundidad del suelo (Calviño et al., 2000).

En laboratorio, se determinó la concentración de Fósforo Bray (Murphy & Riley, 1962) y el Nitrógeno total (Bremner, 1965) en los suelos, para determinar tanto la magnitud del contenido de fósforo y nitrógeno disponible, así como su estratificación. A su vez, se midieron características físico-químicas del suelo, tales como la concentración de carbono orgánico (Walkley & Black, 1934), la textura (Bouyoucos, 1962), la densidad aparente (Burke et al., 1986) y la conductividad hidráulica en flujo saturado (Klute & Dirksen, 1986).

4.2.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Las diferencias entre los tres sitios (i.e. las unidades espaciales conteniendo zona agrícola y zona riparia de distinta vegetación) y entre la zona riparia y zona agrícola se analizaron mediante pruebas ANOVAs en el programa "R".

Para las muestras de agua, se realizó ANOVAs factoriales de dos vías, para analizar los efectos principales e interacciones de los factores: zona (2 niveles: zona agrícola y zona riparia) y sitio (3 niveles según la presencia de campo natural, arbustal y bosque, y características del suelo de las muestras adyacentes). Las variables de respuesta fueron: coeficiente de exportación de fósforo y nitrógeno (total y disuelto) en el agua de escorrentía superficial (n total=59) y sub superficial (n total=85).

Tanto como para el agua superficial como para el agua sub superficial, para el análisis estadístico se consideraron todos los eventos de muestreo como réplicas al constatarse la ausencia de patrones temporales en los datos.

La retención potencial de los nutrientes en el agua por parte de la zona buffer se analizó unificando los sets de datos obtenidos por ambos métodos, categorizándolos según su origen en dos: agua superficial y sub-superficial (ANOVAs de dos vías), tomando cada evento de muestreo como una réplica (n total=144). Para comprobar los supuestos de distribución

normal y homogeneidad de varianzas se usaron las pruebas de Shapiro y Levene, respectivamente. Cuando los requerimientos no se cumplieron, se transformaron los datos (transformación a raíz cuadrada). En caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de Tukey para realizar las comparaciones *post-hoc* por pares.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 ANÁLISIS DE AGUA DE ESCORRENTÍA

En esta tesis se presentan resultados de los coeficientes de exportación de nutrientes en el agua de escorrentía tanto superficial como sub-superficial, debido a que no se encontraron claros patrones a nivel de concentración de nutrientes en el agua.

A. COLECTORES DE AGUA. ESCORRENTÍA SUB-SUPERFICIAL

Se seleccionaron 8 eventos de lluvia para coleccionar agua sub-superficial de los colectores instalados en el campo. A pesar de que para algunos sitios la variabilidad en la concentración y el coeficiente de exportación de nutrientes en el agua fue muy alta y se registraron algunos valores extremos, se pudo evidenciar patrones para el fosfato y nitrato.

Tabla 2: Promedio del volumen de agua escorrentía sub superficial recolectada por el colector de agua en cada zona (cultivo o buffer) y en cada sitio (arbustal, bosque y campo natural)

Vegetación	Zona	\bar{X} Volumen (L)	sd
Arbustal	Buffer	1.72	0.79
Arbustal	Cultivo	2.14	1.12
Bosque	Buffer	1.93	0.81
Bosque	Cultivo	2.31	0.95
Campo natural	Buffer	2.93	0.74
Campo natural	Cultivo	2.11	1.45

La alta variabilidad de los coeficientes de exportación de nutrientes de deben a las diferencias en la cantidad de agua (volumen) recolectada por cada colector (Tabla 2). Resultados similares se han encontrado en otros estudios internacionales (e.g. Al-wadaey et al., 2012).

El coeficiente de exportación de PO_4 fue significativamente menor en el agua de escorrentía subsuperficial de la zona buffer que en la zona cultivada (Figura 5), en los tres sitios analizados (ANOVA, $F=40.95$, g.l.=1,79, $p<0.001$). Por otro lado, si bien se encontró una tendencia en el coeficiente de exportación de NO_3 entre zonas cultivadas y buffer, siendo mayor el coeficiente

en la última, no se encontraron diferencias significativas. Si se encontraron diferencias entre las distintas zonas buffer (ANOVA, $F=3.66$, g.l.=2,79, $p<0.05$). El coeficiente de exportación del arbustal fue menor que el de los tipos de vegetación buffer de campo natural y bosque. El coeficiente de exportación de NH_4 en el agua no tuvo diferencias significativas entre ambas zonas (cultivo-buffer), ni entre tipos de vegetación buffer.

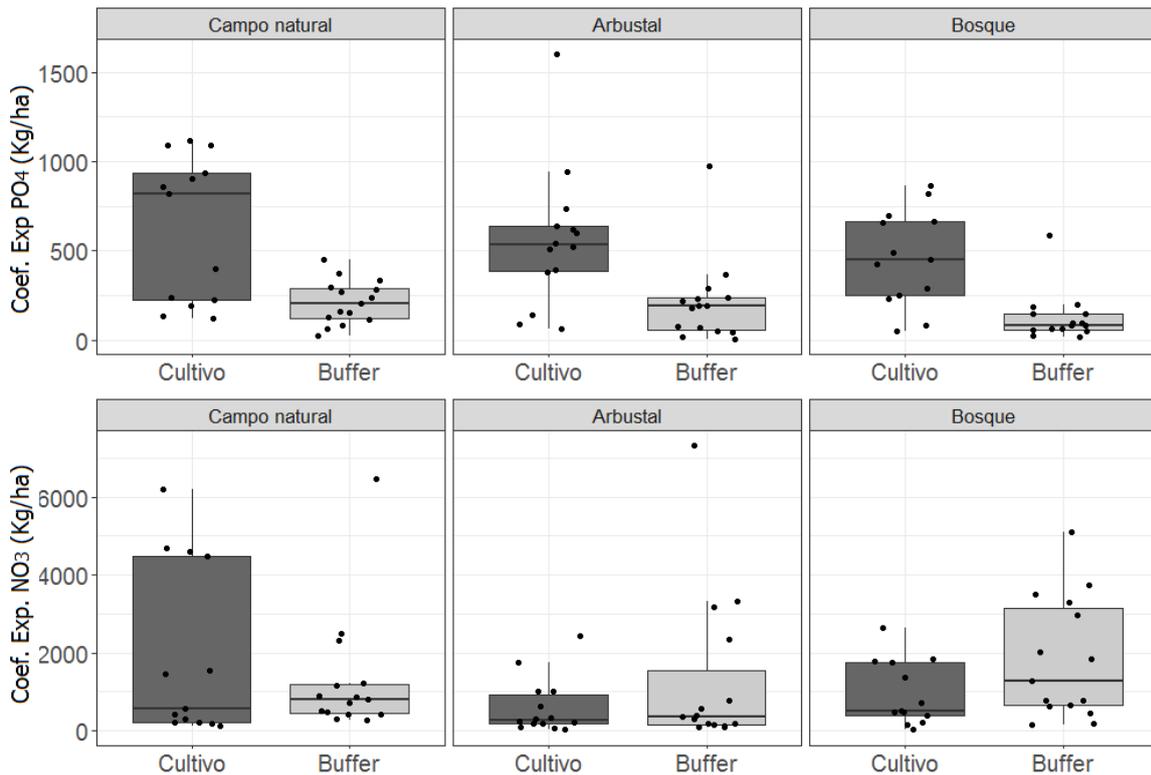


Figura 5: Coeficiente de exportación de nutrientes disueltos en el agua sub-superficial colectada en las zonas con cultivo y zona buffer para los tres tipos de vegetación: Sitios campo natural restablecido, arbustal y bosque. Arriba: Coeficiente de exportación de fosfato (PO_4), abajo: Coeficiente de exportación de nitrato (NO_3). Los Box plots indican los valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 25 y el percentil 75, y los “bigotes” los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango del intercuartílico (En: Rodríguez-Galleo et al., 2020a).

B. SIMULADOR DE ESCORRENTÍA. ESCORRENTÍA SUPERFICIAL

Se seleccionaron 4 eventos de precipitaciones para realizar las simulaciones de lluvia (38, 75, 97 y 101 mm) de manera de cubrir distintas condiciones meteorológicas, así como niveles de precipitación.

El porcentaje promedio de suelo cubierto, en las parcelas en las que se realizó la simulación, fue siempre mayor en las zonas buffer que en las respectivas zonas con cultivos. Sin embargo, aunque en todas las zonas buffer se encontró el 100% del suelo cubierto, las zonas de campo natural y arbustal presentaron materia vegetal viva, mientras que la zona buffer de bosque presentó un espeso mantillo vegetal de cobertura.

En las zonas buffer de campo natural y bosque se encontró un enlentecimiento significativo de la escorrentía (medido en la cantidad de segundos que transcurrían antes de aparecer agua de escorrentía), con respecto a sus cultivos correspondientes (ANOVA, $F=34.67$, g.l.=1,53, $p<0.001$) (Figura 6). La zona buffer de arbustal también mostró el mismo comportamiento, pero las diferencias no fueron significativas. Asimismo, el enlentecimiento de la escorrentía varió entre los distintos tipos de vegetación (ANOVA, $F=5.54$, g.l.=2,53, $p<0.01$), siendo el campo natural la zona buffer donde llevó más tiempo generar agua de escorrentía

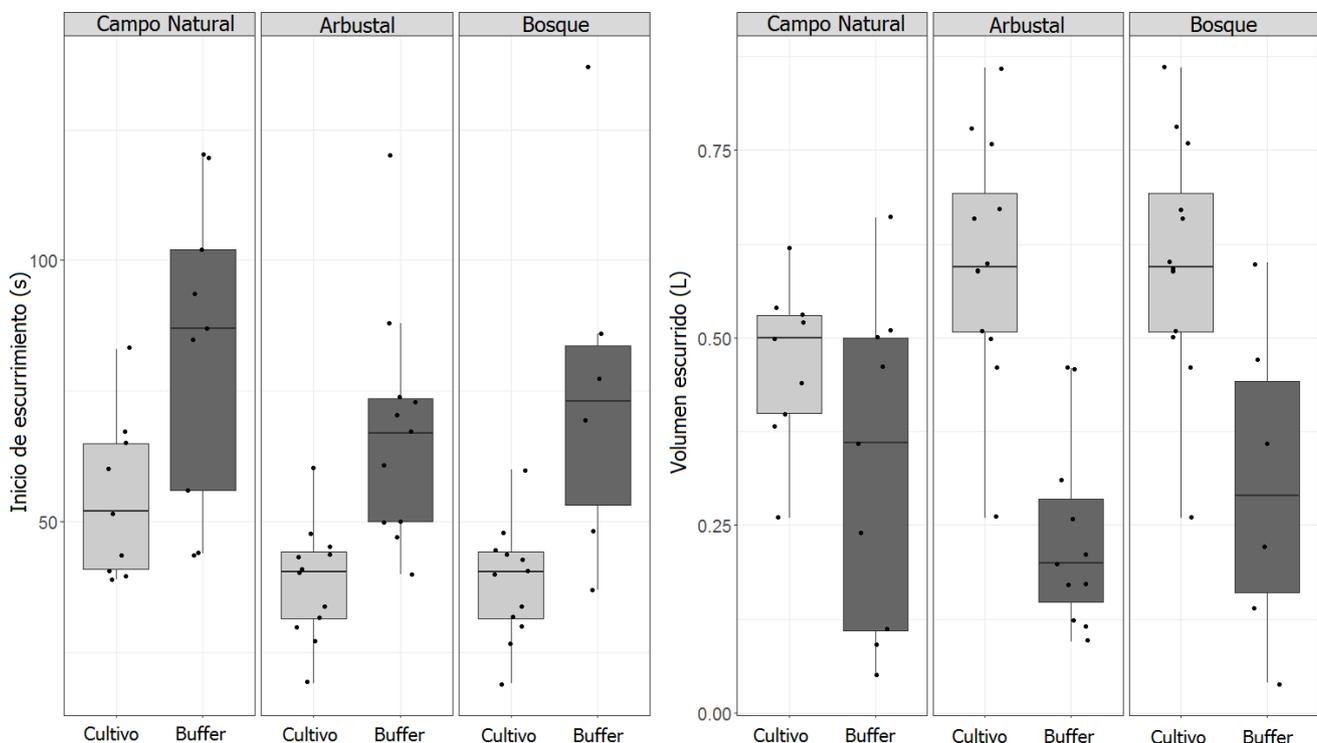


Figura 6: Resultados del experimento con simulador de lluvia en cuando al escurrimiento del agua. Izquierda: Segundos que transcurren hasta que comienza a generarse agua de escorrentía. Derecha: Volumen de agua que escurre en cada sitio. Cabe destacar que, en todos los muestreos, el volumen de "lluvia" simulada fue siempre el mismo. (En Rodríguez-Gallego et al., 2020a).

(mayor enlentecimiento). Asimismo, vale la pena aclarar que en algunos muestreos no se obtuvo muestra de agua de escorrentía superficial de la zona buffer de bosque desarrollado, como consecuencia de la alta capacidad de infiltración que tiene su mantillo.

Por otra parte, las zonas con cultivos exportaron un mayor volumen de agua que las zonas buffer respectivas (ANOVA, $F=39.85$, g.l.=1,53, $p<0.001$).

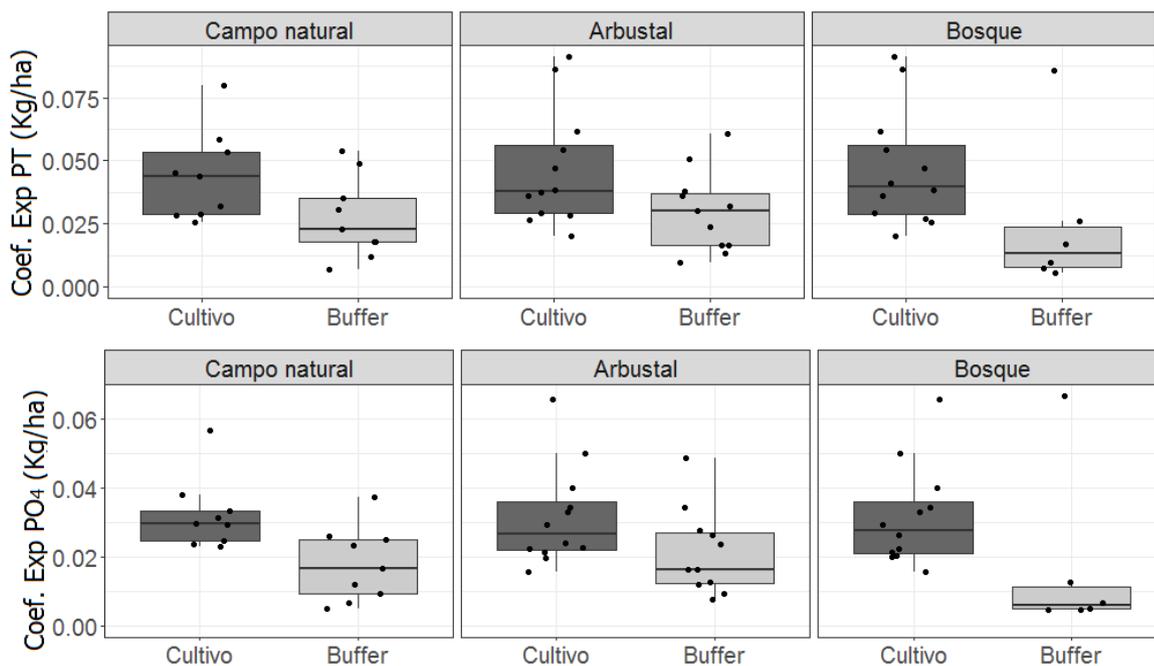


Figura 7: Coeficiente de exportación de fósforo (Kg/ha) en el agua de escorrentía superficial de escurrimiento superficial en la zona con cultivo y zona buffer para los tres sitios: campo natural, arbustal y bosque. Arriba: fósforo total (PT), Abajo: fosfato (PO₄). Los Box plots indican los valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 25 y el percentil 75, y los “bigotes” los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango del intercuartílico (En Rodríguez-Gallego et al., 2020a).

En cuanto a los sólidos totales suspendidos en el agua de escorrentía superficial (STS, mg/L), no se encontró ningún patrón claro ni diferencias significativas entre sitios. En el sitio campo natural, la concentración de STS fue mayor en el cultivo que en la zona buffer, en el sitio con bosque desarrollado los valores encontrados no mostraron diferencias claras entre ambas zonas y en el sitio con arbustal el patrón fue inverso al encontrado en el campo natural.

El coeficiente de exportación de fósforo total del agua superficial (kg PT/ha) fue menor en las zonas buffer que en las zonas de cultivos respectivas, en los tres sitios (Figura 7) (ANOVA, $F=17.18$, g.l.=1,53, $p<0.001$). En el análisis pos hoc se detectaron diferencias significativas únicamente en el bosque. La forma disuelta del fósforo presentó el mismo patrón (ANOVA, $F=17.26$, g.l.=1,53, $p<0.001$).

El coeficiente de exportación de Nitrógeno total (kg NT/ha) en el agua de escorrentía superficial no presentó diferencias significativas entre las zonas con cultivo y buffer (ANOVA, $p> 0.05$) (Figura 7). Sin embargo, las zonas buffer de arbustal y bosque presentaron significativamente mayor coeficiente de exportación de NT en el agua de escorrentía superficial que la zona de campo natural (ANOVA, $F=3.73$, g.l.=2,53, $p<0.05$). El coeficiente

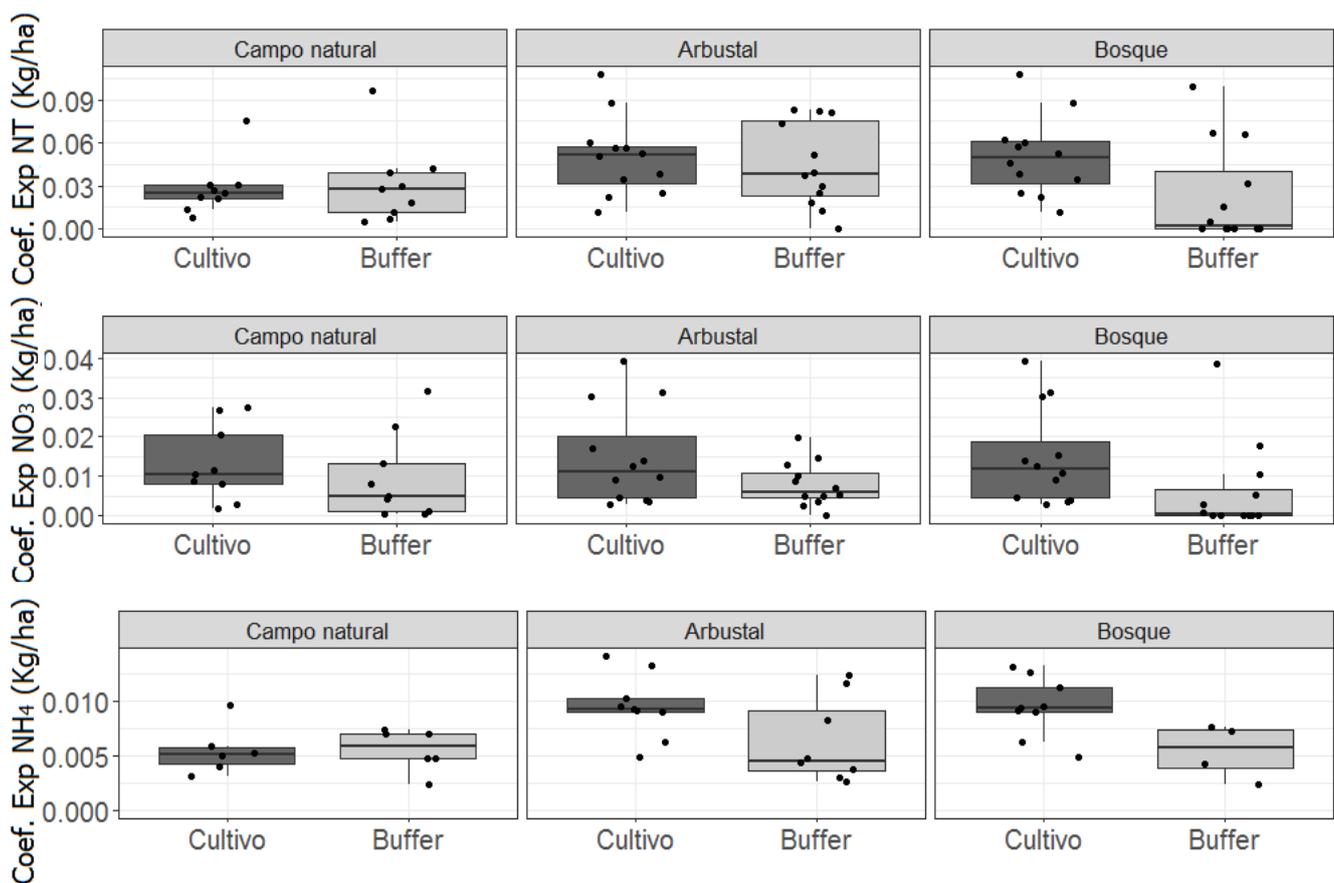


Figura 8: El coeficiente de exportación de nitrógeno (kg/ha) en el agua de escurrimiento superficial en las zonas con cultivo y zonas buffer para los tres sitios: campo natural, arbustal y bosque. Arriba: coeficiente de exportación de nitrógeno total (NT). Medio: coeficiente de exportación de nitrato (NO₃). Abajo: coeficiente de exportación de amonio (NH₄). Los Box plots indican los valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 25 y el percentil 75, y los “bigotes” los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango del intercuartílico (En Rodríguez-Gallego et al., 2020a).

de exportación de nitrato en el agua de escorrentía superficial ($\text{Kg NO}_3/\text{ha}$) fue menor en los cultivos que en sus zonas buffer adyacentes, aunque las diferencias no fueron significativas. Sin embargo, el coeficiente de exportación de amonio ($\text{Kg NH}_4 /\text{ha}$) varió entre las distintas zonas (ANOVA, $F=7.21$, g.l.=1,36, $p<0.05$), siendo mayor en el agua de escorrentía del buffer campo natural que en su cultivo correspondiente y con un comportamiento opuesto en los sitios de arbustal y bosque.

C. RETENCIÓN DE NUTRIENTES DEL AGUA DE ESCORRENTÍA.

La retención potencial de PO_4 por parte de la zona buffer alcanzó valores del entorno del 50% en el agua superficial y del 75% en el agua sub-superficial, aunque sin diferencias significativas entre tipos de vegetación (Figura 9 arriba). Se destaca que en algunos casos la zona buffer de arbustal presentó porcentajes negativos de retención, lo que indica que potencialmente esta zona podría aportar PO_4 hacia el embalse.

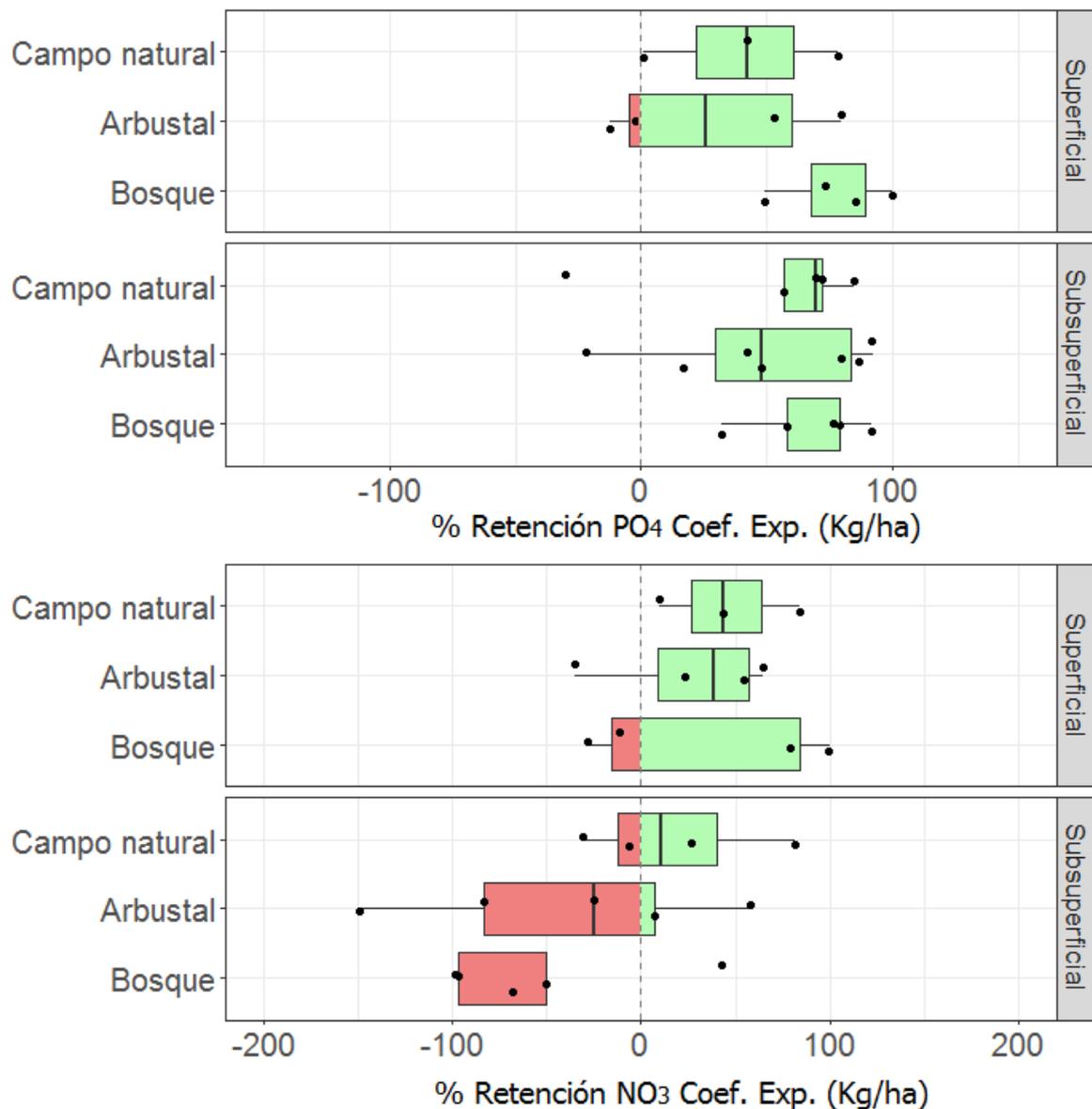


Figura 9: % Retención potencial de nutrientes superficiales y subsuperficiales por las zonas buffer de acuerdo con el origen del agua. Coeficiente de exportación de PO₄ (arriba) y Coeficiente de exportación de NO₃ (abajo) de los tres sitios: campo natural, arbustal y bosque desarrollado. En color rojo se encuentran los sitios que no retienen (aportan) este nutriente al embalse, en color verde se encuentran los que sitios que si son efectivos reteniendo los nutrientes provenientes de las zonas con cultivos. Los Box plots indican los valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 25 y el percentil 75, y los “bigotes” los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango del intercuartílico.

La retención de NO₃ difirió en el agua superficial y sub-superficial en los tres sitios (ANOVA, $F=3.82$, g.l.=1,20, $p=0.06$). Se observó una retención moderada en el agua superficial en las zonas buffer con campo natural y arbustal (Figura 9 abajo). El bosque, por el contrario, podría actuar como una fuente exportadora de NO₃ en el agua superficial. Asimismo, las zonas buffer de arbustal y bosque se comportaron como fuente de este nutriente hacia el embalse por el

agua de escorrentía subsuperficial mientras que el campo natural tuvo un comportamiento neutro.

4.3.2 ANÁLISIS DEL SUELO

Las características detalladas de los suelos se presentan en Rodríguez-Gallego et al. (2020a). Los tres sitios estudiados presentaron buenas características físicas en su condición natural y se clasificaron como Argiudoles típicos. Al mismo tiempo, los suelos asociados a las zonas buffer presentaron color negro, indicando un mayor contenido de materia orgánica y una mayor profundidad del horizonte superficial (A), comparado con el suelo de la zona con cultivo adyacente. El grado de porosidad del suelo (reflejado inversamente en la densidad aparente - Dap -) fue menor en las zonas de cultivos que en las zonas buffer (Tabla 3). Esta diferencia se vio más marcada en el sitio de bosque.

Las zonas cultivadas presentaron una conductividad hidráulica en flujo saturado (K) menor que las zonas buffer. En el caso del bosque desarrollado, los valores de K fueron sustancialmente mayores al resto de las zonas buffer. En la zona cultivada adyacente al

Tabla 3.: Características físicas del suelo de las zonas estudiadas (Buffer y Cultivo) en los distintos sitios (campo natural, arbustal y bosque). Se presentan los resultados de Carbono Orgánico (Corg%), Conductividad hidráulica en flujo saturado (K) y Densidad aparente (Dap). En Rodríguez-Gallego et al. (2020a)

Vegetación	Zona	Prof (cm)	Corg %	K (cm/h)	Dap
Campo natural	Cultivo	0a5	3.34	0.58	1.54
		5a10	1.90	0.32	1.50
	Buffer	0a5	4.18	0.94	1.46
		5a10	2.28	0.56	1.56
Arbustal	Cultivo	0a5	3.47	1.75	1.41
		5a10	2.62	0.25	1.39
	Buffer	0a5	3.59	1.83	1.46
		5a10	3.06	2.68	1.30
Bosque	Cultivo	0a5	3.47	1.75	1.41
		5a10	2.62	0.25	1.39
	Buffer	0a5	4.66	21.32	1.27
		5a10	3.44	17.23	1.26

campo natural, se encontró un suelo con condiciones de alta impermeabilidad, por lo que la Conductividad hidráulica fue muy baja.

Por otro lado, el contenido de carbono orgánico fue mayor en las zonas buffer y fue significativamente mayor en el estrato más superficial del suelo. Se encontró una disminución en los contenidos de P Bray en función de la profundidad de suelo. En los sitios campo natural y bosque, el P Bray fue mayor en la zona de cultivo que en la zona buffer. Por el contrario, en el arbustal el contenido de P Bray fue mayor en la zona buffer que en la zona respectiva de cultivo. El NT mostró una tendencia similar al P Bray ya que la mayor concentración se registró en los primeros centímetros del suelo. Sin embargo, en este caso las diferencias entre las zonas de cultivo y las zonas buffer no fueron significativas. En bosque, la concentración de NT fue mayor en la zona buffer que en el cultivo, mientras que se encontró mayor NT en la zona de cultivo que en la zona buffer de campo natural.

4.4 DISCUSIÓN

Este estudio investigó varios de los procesos ecológicos que regulan el servicio de los ecosistemas terrestres relacionados con la mejora de la calidad del agua dulce.

Las propiedades físico-químicas del suelo se compararon entre las tres zonas riparias y con respecto de la zona cultivada adyacente. Además, se exploraron diferentes mecanismos de exportación de nutrientes desde la zona con uso agrícola (escorrentía superficial y sub-superficial). Si bien se reconoce que pueden existir variaciones según el ancho de las áreas riparias, entre otros factores (Mayer et al., 2007), el muestreo de este estudio fue diseñado para comparar simplemente el coeficiente de exportación de nutrientes que lleva el agua de escorrentía entre distintos tipos de vegetación. Se destaca que el efecto de retención de los nutrientes, particularmente de fósforo, por parte de la zona buffer. En el agua de escorrentía superficial se encontraron resultados más significativos y de mayor magnitud.

4.4.1. COMPORTAMIENTO DEL AGUA DE ESCORRENTÍA

El análisis de los nutrientes en el agua de escorrentía, tanto superficial como sub-superficial, permitió comprender la dinámica y los procesos que ocurren en ambos estratos.

Contrario a lo que se esperaba en la Hipótesis 1, en el agua sub-superficial no se encontró un claro patrón de retención de NO_3 en las zonas buffer de los distintos sitios estudiados. Inclusive se notó que la zona buffer de bosque presentó valores más altos de este compuesto que en su correspondiente zona cultivada. Como se mencionó anteriormente, el comportamiento del nitrógeno está muy asociado a la materia orgánica y detrito, y es muy soluble y tiene alta movilidad vertical en el suelo (Li et al., 2017), por lo tanto, la acumulación de materia orgánica muerta (en descomposición) en las zonas riparias puede promover el pasaje de nitrógeno al agua subsuperficial.

Por el contrario, el coeficiente de exportación de la fracción biodisponible del fósforo (PO_4), fue siempre mayores en las zonas con cultivo, indicando que todas las zonas buffer estudiadas retienen parte de este compuesto a nivel sub-superficial. Las zonas buffer de campo natural y bosque fueron las que presentaron menor variación en los datos y niveles más altos de retención. Como se mencionó, los diferentes tipos de vegetación generan distintas condiciones en el suelo que favorecen la infiltración, retrasan y disminuyen la escorrentía y acumulan materia orgánica en superficie. Estas condiciones del suelo favorecieron la retención del fósforo, generando que el mismo permanezca en el sitio incorporado a la biomasa vegetal, animal o inmovilizando en partículas de suelo (Barreto et al., 2014).

En el agua superficial, las zonas con cultivos exportaron un mayor volumen de agua que las zonas buffer. El campo natural fue la zona buffer con escurrimiento más lento. Abu-Zreig et al. (2003) relaciona positivamente la cobertura vegetal del suelo con la retención física del agua de escorrentía. Coincidiendo con esos hallazgos, en este trabajo se encontró que los suelos con menor cobertura vegetal (los suelos cultivados), fueron aquellos que exportaron mayor volumen de agua.

Por otro lado, como se esperaba en la predicción asociada a la Hipótesis 1, en algunas fechas de muestreo no se obtuvo agua de escorrentía superficial proveniente de la zona buffer de bosque desarrollado, debido a que el mantillo retuvo toda el agua de escorrentía superficial, confiriéndole a esta zona buffer una alta capacidad de infiltración. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Abu-Zreig et al., (2003) y Aguiar et al., (2015). Es importante destacar que los muestreos se realizaron 48 hs después de precipitaciones mayores a 19 mm, por lo que el suelo se encontraba húmedo y aun así no se obtuvo escurrimiento durante la simulación de lluvia artificial.

En el artículo Calvo et al. (in prep) se profundiza en la relación entre el tiempo transcurrido hasta el inicio de la escorrentía superficial y la concentración de nutrientes. Se encontró que cuanto más demoró en iniciar la escorrentía, la concentración de nutrientes en agua fue mayor. Esto se traduce en menores volúmenes escurridos y por lo tanto, en un agua más concentrada en nutrientes. Estos patrones también fueron encontrados por Castagna et al., (in prep.) en parcelas experimentales con pasturas sembradas en Canelones.

Las zonas buffer de bosque y campo natural retuvieron el fósforo total y su fracción disuelta (fosfato) en el agua superficial, validando la primera hipótesis planteada. Por otro lado, el arbustal tuvo un efecto neutro en cuanto a la retención del fosfato. La exportación de fósforo tiene importantes consecuencias en los ecosistemas acuáticos, puesto que la fracción disuelta es fácilmente biodisponible y directamente asimilable por los organismos fotosintéticos (e.g., plantas acuáticas, microalgas y cianobacterias) (Sharpley et al., 1999; Carpenter et al., 2011; Bonilla et al., 2015). Es por esta razón que los mecanismos de manejo en las zonas riparias suelen centrarse en potenciar la retención o inmovilización de la fracción disuelta del fósforo (Abu-Zreig et al., 2003; Reid et al., 2018).

El coeficiente de exportación de NT en el agua superficial fue ligeramente mayor en la zona con cultivos que en la zona buffer y el coeficiente de exportación de NO_3 fue similar entre los distintos sitios y zonas cultivo o buffer. Esto sugiere que el comportamiento del NO_3 en el agua de escorrentía superficial no es afectado por el tipo de vegetación dominante. De todas formas, se pudo ver que en cuanto a la retención de NO_3 , el campo natural fue el que presentó mayor efectividad de amortiguación, seguido por el arbustal y por último el bosque con un comportamiento neutro. Este resultado le confiere al campo natural una gran importancia en cuanto a la retención de nutrientes, si se compara con las otras zonas buffer.

Si bien este estudio provee interesantes aspectos a considerar en el manejo de las zonas riparias, y los resultados podrían promover la implantación de zonas buffer de campo natural y bosque, se requieren otros estudios con mayor duración y otros enfoques (e.g., considerando el ancho de la zona buffer, pendientes, zonas buffer con vegetación mixta y zonas buffer con distintos estados de conservación y distintos manejos) para comprender los complejos mecanismos de aporte de nutrientes disueltos y particulados en el agua de escorrentía superficial.

4.4.2 LIMITACIONES METODOLÓGICAS

Los distintos métodos utilizados para estimar el coeficiente de exportación de nutrientes que ingresa por escorrentía al cuerpo de agua dan información complementaria y si bien no pueden compararse cabalmente, ya que abarcan dos componentes distintos del agua de escorrentía, muchas veces, por razones prácticas o económicas, se podría pensar en utilizar una de las dos metodologías. Sin embargo, como conclusiones del presente estudio se recomienda que para comprender la dinámica del agua se utilicen ambas. De todas formas, a continuación, se exponen las ventajas y desventajas de ambas metodologías, para que cada proyecto de investigación pueda escoger según sus propias restricciones y/o posibilidades.

Por una parte, los colectores presentaron una alta variabilidad entre las mediciones, su logística asociada fue muy asequible y fueron muy fácil de manipular a la hora de tomar las muestras. También se destaca que el número de personas óptimo para sacar muestras es de 2. Por otro lado, al estar instalados en predios públicos o privados por un largo período de tiempo, estos dispositivos son muy susceptibles a que sean dañados por animales o por personas. En el caso de este estudio fue necesario colocarle jaulas de protección. Por otra parte, la metodología del simulador de escorrentía presentó menor variabilidad entre los valores de las mediciones, pero la logística es más compleja y es necesario contar con al menos una persona entrenada para su uso. Asimismo, es un dispositivo muy costoso de

adquirir y a su vez delicado en su uso. El número óptimo de personas para sacar muestras es de un mínimo de 3 y requiere del abastecimiento de agua destilada para su funcionamiento. Cabe destacar que es muy sensible al viento fuerte.

Por otra parte, cabe destacar que el simulador de lluvia es una simplificación que no permite medir exactamente la retención, ya que no se dio una concentración conocida de nutrientes en el agua de lluvia. Durante el experimento se tomó la diferencia en las concentraciones de salida como un proxy de la retención, lo que implicó asumir que las características de los suelos en ambas zonas (cantidad y forma de los nutrientes, así como propiedades de los mismos) son similares. Para determinar de forma precisa la retención de nutrientes, habría que realizar otro tipo de experimentos con parcelas e inyección de cargas conocidas (e.g. Lescano, 2016).

4.4.3. PROPIEDADES DEL SUELO

En las zonas con cultivos, los suelos presentaron menor calidad en sus propiedades físicas que en sus respectivas zonas buffer. Particularmente, se registró que los suelos de zonas con cultivo tuvieron menor conductividad hidráulica, lo que implica una menor capacidad del suelo en infiltrar agua de las precipitaciones, en comparación con la zona buffer (Aguiar et al., 2015). La concentración de materia orgánica y la porosidad del suelo también fue menor en las zonas con cultivos. En el caso del bosque desarrollado, los valores de conductividad fueron sustancialmente mayores al resto de las zonas buffer, lo que está directamente relacionado con el tipo de cobertura y muestra la gran capacidad del suelo con bosque de infiltrar agua (Dunne et al., 1991).

Estas propiedades del suelo demuestran que la calidad de los mismos es un factor importante en la retención de la escorrentía (infiltración y concentración de nutrientes), apoyando la hipótesis planteada. Estas conclusiones se respaldan con las encontradas por Aguilar et al.,

(2015), quienes encontraron mayor infiltración en zonas boscosas, seguida de zonas con arbustos y por último en zonas con vegetación herbácea.

La concentración de Nitrógeno y Fósforo en los suelos es uno de los indicadores de la degradación o disminución de la calidad de los mismos. En este estudio se encontró mayor concentración de estos nutrientes en los cultivos asociados a las zonas buffer de bosque y campo natural. Estos resultados patrón indica indicando que estos suelos buffer presentan mayor calidad, lo que les confiere mayor resistencia a la erosión y mayor infiltración (Arshad & Coen, 1992). Por otro lado, el suelo de la zona buffer de arbustal presentó mayor concentración de nutrientes que en sus cultivos asociados. La razón puede deberse a que dicho sitio tuvo cultivos hasta poco tiempo antes de instalar el alambrado y no así la zona buffer de campo natural o bosque.

5. CAPÍTULO II: EFECTOS NO PREVISTOS DE LA EXCLUSIÓN DE GANADO EN ZONAS BUFFER DEL EMBALSE PASO SEVERINO (URUGUAY): POTENCIAL APORTE DE NUTRIENTES POR VEGETACIÓN ACUMULADA

5.1 INTRODUCCIÓN

La cantidad y diversidad de servicios ecosistémicos que brindan las zonas riparias hace que su manejo no sea fácil ni predecible. Sin embargo, el no manejo de la vegetación o mantenimiento de estas zonas sin ningún tipo de intervención, puede promover una acumulación en el terreno de biomasa vegetal senescente (necromasa), que afecta negativamente la gama de servicios ecosistémicos que proporciona este tipo de vegetación (Stutter et al., 2019; Cole et al., 2020). Esto incluye una disminución en la tasa de retención de nutrientes (Diaz et al., 2007; Hille et al., 2019), o incluso transformar la ZB de sumidero a fuente potencial de nutrientes por el proceso de descomposición de la necromasa (Stutter et al., 2009).

El proceso de descomposición de la biomasa vegetal incluye los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en la reducción del tejido vegetal a sus componentes químicos elementales, como moléculas inorgánicas de amonio, fosfato, dióxido de carbono y agua (Aerts, 1997). Al descomponerse los tejidos vegetales, una porción sustancial de los nutrientes presentes pasa a formar parte de la biomasa subterránea (raíces y rizomas), pudiendo llegar a ser parte del suelo a largo plazo. Sin embargo, a corto plazo, los nutrientes quedan biodisponibles, pudiendo ser absorbidos o consumidos por distintos organismos, ser liberados a la atmósfera y/o ser arrastrados por el agua de escorrentía e influir en la calidad de los cuerpos de agua de la microcuenca (Swift et al., 1979; Reddy et al., 1999).

La pérdida y descomposición de la biomasa depende de factores bióticos y abióticos del ambiente (Tamura et al., 2017). La mayoría de estos factores (e.g., humedad y temperatura del suelo, calidad del suelo, evapotranspiración y actividad biológica del suelo) están

relacionados con la precipitación y la temperatura del ambiente (Berg & McLaugherty, 2014). Estas condiciones ambientales pueden afectar las tasas de descomposición de la necromasa en mayor medida que la calidad del tejido vegetal y la composición de los organismos del suelo (Swift et al., 1979; Aerts, 1997; Du et al., 2020), siendo la disponibilidad de agua el factor dominante que influye en la descomposición de la vegetación senescente a escala local (Zhang, Zhang & Gao, 2008).

Los objetivos de este capítulo fueron caracterizar la estructura de la vegetación riparia actual del Embalse Paso Severino y cuantificar los efectos de la aplicación de las medidas para la recuperación de la calidad de agua desde el año 2013 hasta el 2020, mediante el análisis del crecimiento de la vegetación en las zonas de exclusión. A su vez, se analizó la cobertura vegetal de gramíneas y herbáceas (fotosintéticamente activas y necromasa) de los distintos tipos de zona buffer con respecto a la agrícola y bajo condiciones contrastantes (época fría y cálida). Asimismo, se estimó la posible exportación de nutrientes desde la necromasa hacia el Embalse de Paso Severino, y se la evaluó en el contexto de retención de nutrientes en el agua de escorrentía por parte de la zona buffer en paisajes agrícolas.

5.2 METODOLOGÍA

5.2.1 CARACTERIZACIÓN ESTRUCTURAL DE LA VEGETACIÓN RIPARIA ACTUAL

Para cada sitio se realizó una caracterización de la estructura de la vegetación en la estación fría y la estación cálida. Para poder comparar comunidades diferentes, como lo son el pastizal, los arbustales y los bosques desarrollados, fue necesario llevar a cabo una caracterización basada en los tipos funcionales de plantas (TFPs), lo que permitió resumir y agrupar la gran diversidad de especies existentes en sistemas tan diversos e implica una metodología sencilla (Lavorel et al., 1997).

Para muestrear los TFPs de vegetación leñosa, se utilizó un método de muestreo por cuadrantes (Mostacedo & Fredericksen, 2000). En cada sitio (pastizal, arbustal y bosque desarrollado) se muestrearon cinco cuadrantes (réplicas) en la zona alta con agricultura y cinco cuadrantes (con distintas superficies según el sitio: 0.25 m²; 6 m² y 9 m², respectivamente) en la zona ribereña correspondiente. El muestreo de la vegetación leñosa consistió en contabilizar y reconocer los Tipos Funcionales de Plantas predominantes (Árbol, Arbusto, Subarbusto y Herbáceas de gran porte), siguiendo metodologías utilizadas por Grela (2003) y Castro & Freitas (2009).

5.2.2 CARACTERIZACIÓN DE CAMBIOS DE LA VEGETACIÓN RIPARIA EN EL TIEMPO A ESCALA DE CUENCA: PROCESAMIENTO SATELITAL

Se realizó una comparación de la cobertura vegetal de la zona riparia del Embalse Paso Severino entre los años 2013 hasta la actualidad, estimada como porcentaje de cambio total y la tasa de cambio en los últimos años estudiados. Para el estudio se delimitó la zona buffer como una zona de 100 metros de ancho comenzando en la línea de cota máxima del embalse (Figura 10). El área delimitada fue de 10703.88 hectáreas, y en el año 2019 se distinguieron claramente 5 coberturas: Cuerpo de agua, Agricultura, Campo Natural, Arbustal y Bosque Desarrollado. Hubo un 10% del área que correspondió a otras coberturas, que no fueron tomadas en cuenta por su heterogeneidad o baja presencia.

Se utilizaron datos de imágenes satelitales Landsat 8 de los años 2013, 2015, 2017 y 2019. Las imágenes Landsat 8 utilizadas y el Modelo de Elevación Digital (DEM) se descargaron del servidor web del “Servicio Geológico de Estados Unidos” (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), considerando solo aquellas imágenes con la menor presencia de nubosidad y de una misma estación climática (e.g., verano), lo que permite descartar errores por cambios en los cultivos estacionales o floraciones vegetales y por las condiciones de iluminación (el ángulo zenit del sol) sean similares (Hantson & Chuvieco,

2011). La mayor parte de esta metodología fue extraída de Prudencio (2019) quien la aplicó en los andes Peruanos. En este estudio no se llevó a cabo la corrección topográfica aplicada por Prudencio (2019) por la razón de que el departamento de Florida, Uruguay no tiene un relieve acentuado como para realizar esta corrección.

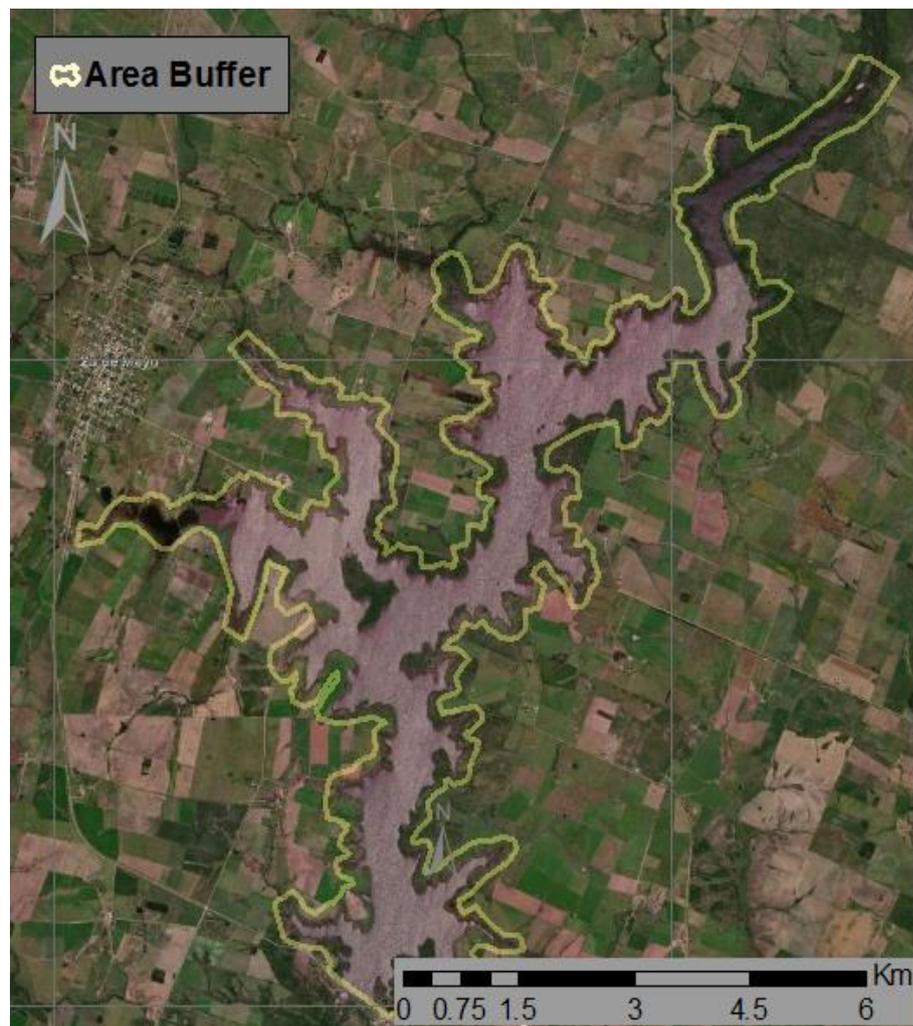


Figura 10: imagen satelital del Embalse de Paso Severino, Florida, Uruguay ($34^{\circ}15'57''S$ $56^{\circ}18'25''O$) tomada en el año 2020 desde el visualizador de Google Earth. En color Amarillo se encuentra delimitada la zona de exclusión o zona buffer de 100 metros de ancho medida desde la línea de cota máxima del embalse, hacia e interior de los predios lindantes.

A. PRE-PROCESAMIENTO DE IMÁGENES SATELITALES:

Calibración radiométrica: Se calcularon las variables físicas para cada pixel de las imágenes satelitales, a partir de los niveles digitales de una imagen satelital sin calibrar. Se obtuvo la

reflectividad aparente de la capa superior de la atmósfera como la relación entre la energía reflejada (radiancia) y la energía incidente (irradiancia) (Chander et al., 2009; IGAC, 2013).

Ajuste Geométrico: Para el análisis multitemporal de imágenes satelitales fue necesario que las imágenes utilizadas se ajusten en detalle. Para ello se hizo coincidir de manera precisa las coordenadas de los píxeles de una imagen con otra de referencia. Se realizó una selección semiautomática de puntos de control para ajustar a todas las imágenes por simultáneo.

Corrección atmosférica: La corrección atmosférica se llevó a cabo para quitar el “ruido espectral” generado por las condiciones heterogéneas en el registro de las imágenes como lo son: la capa atmosférica dinámica y que fueron tomadas bajo distintas concentraciones de vapor de agua y aerosoles.

Para disminuir los efectos de la dispersión atmosférica (“scattering”), se escogió el modelo de Dark-Object Subtraction (DOS) (Chavez, 1988). A partir del histograma de la banda 2 (azul) se extrajo el valor de turbidez inicial y posteriormente se calculó proporcionalmente para las otras bandas (Chavez, 1988), teniendo en cuenta la turbidez de la atmósfera en el registro de las imágenes.

B. PROCESAMIENTO DIGITAL DE IMÁGENES SATELITALES:

La clasificación fue la fase final en el proceso de análisis digital de imágenes satelitales. Durante el procesamiento digital de las imágenes, el comportamiento espectral de una cobertura puede presentar similitudes con otras (Prudencio, 2019). Es por esto que trabajar con las bandas multiespectrales no fue suficiente, y se tuvo que utilizar la transformación espectral TasseledCap. Esta transformación espectral clasifica con varias variables como índices de brillo, verdor y humedad; el índice de vegetación diferencia normalizada (NDVI).

La Transformación TasseledCap es producto de la combinación lineal de bandas espectrales, con el objetivo de resaltar rasgos particulares en la imagen.

En esta etapa se agrupan píxeles espectralmente similares, y su algoritmo incorpora píxeles cercanos, teniendo en cuenta que su similitud espectral cumpla con los criterios de homogeneidad previamente establecidos, así como también es tomada en cuenta la distancia espectral en cada una de las bandas.

La clasificación requirió que se lleve a cabo la caracterización digital de las categorías que ya se conocen previamente (etapa de entrenamiento del modelo o training). Las categorías asignadas fueron “Agricultura”, “Cuerpo de agua”, “Arbustal”, “Campo Natural” y “Bosque Desarrollado”. A su vez, la clasificación requirió la asignación de píxeles en la imagen a cada una de las categorías asignadas y por último las pruebas de confianza (“testing”). Esta clasificación se realizó en el programa ArcGIS otorgando categorías de usos de suelo a las imágenes satelitales con datos ya conocidos (datos de campo) y con ayuda de imágenes satelitales de los años 2013, 2015, 2017 y 2019 y de alta precisión (Google Earth).

Una vez hecho el pre-procesamiento y el procesamiento de las imágenes satelitales, las variables obtenidas se entrenaron con el modelo de clasificación multivariable, utilizando la función “randomForest” proporcionada por los paquetes “caret” y “randomForest” (Pal, 2005; Breiman & Cutler, 2018) bajo el entorno del software R.

La última etapa de la clasificación se centró en hacer pruebas de confiabilidad para validar lo realizado. Estas pruebas se realizaron mediante matrices de confusión e índice de Kappa (1) (Cohen, 1960). Para la cuantificación del cambio de cobertura vegetal en la zona del Embalse Paso Severino se calculó el porcentaje de cambio total y la tasa de cambio para cada cobertura identificada en la clasificación.

(1) Índice de Kappa = $P_o - P_e / 1 - P_e$

Donde: P_o es la coincidencia relativa observada entre los datos evaluados y P_e es la probabilidad hipotética de coincidencia por azar, utilizando los datos observados para calcular las probabilidades de los datos clasificados a cada categoría. En caso de que exista coincidencia de los datos evaluados con los observados, $Kappa = 1$, de otro modo $Kappa = 0$.

5.2.3 MUESTREO DE BIOMASA

Los distintos tipos de tejidos vegetales pueden variar ampliamente en su velocidad de descomposición. Las mayores diferencias se encuentran generalmente entre los tejidos leñosos y no leñosos (Zhang et al., 2008). En este trabajo nos centramos solamente en la biomasa de tejidos no leñosos (gramíneas y herbáceas), debido a que son estos los que se descomponen con más velocidad (Lambers et al., 1998) y estuvieron presentes en las tres zonas buffer estudiadas.

En cada ZB se estimó la fracción de materia orgánica vegetal de herbáceas y graminoides vivas (fotosintéticamente activas) y en descomposición (necromasa) almacenada en las porciones aéreas del ecosistema. Se utilizó el método de muestreo por cuadrantes (Mostacedo & Frederiksen, 2000), muestreando al azar en cada ZB con cinco cuadrantes (réplicas) de área 0.25 m^2 . En cada cuadrante se cortaron con tijera y al ras del suelo las fracciones de vegetación de interés.

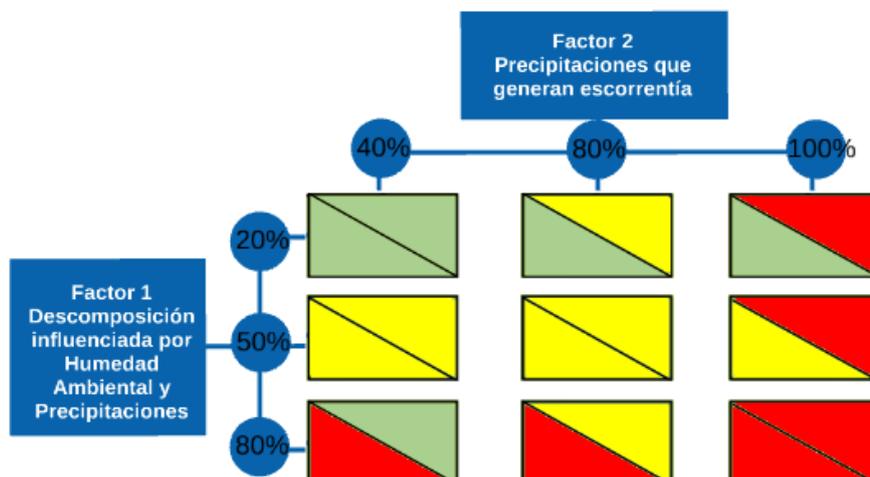
El tejido obtenido se procesó en laboratorio siguiendo la metodología utilizada por Marabel-García & Álvarez-Taboada (2014). En laboratorio se separó la biomasa viva de la necromasa y se secó a 100°C por 48hs, obteniendo como resultado el peso seco de herbáceas y graminoides (g/m^2) (Marabel-García & Álvarez-Taboada, 2014). Para poder comparar distintos escenarios ambientales, se colectó material de dos estaciones

contrastantes: estación fría (de marzo a setiembre, con una temperatura diaria máxima promedio menor a 19 °C) y estación cálida (de octubre a febrero, con una temperatura diaria máxima promedio mayor a 28 °C) (INUMET).

5.2.4 NUTRIENTES POTENCIALMENTE APORTADOS POR LA NECROMASA AL CUERPO DE AGUA

Con la idea de estimar la posible pérdida de necromasa y la liberación potencial de nutrientes desde las zonas buffer con exclusión de ganado y sin manejo de la vegetación, se plantearon 9 escenarios hipotéticos, combinando distintas condiciones ambientales que afectan la descomposición (factor 1) y posterior exportación de nutrientes desde la necromasa (factor 2) (Tabla 4). Esos escenarios se construyeron combinando condiciones ambientales clave para ambos factores. Los escenarios del factor 1 se basaron en hallazgos de estudios previamente citados (e.g., Zhang, Zhang & Gao, 2008), que consideran la disponibilidad de agua como el factor dominante que influye en la descomposición de la vegetación senescente a escala local; mientras que en el factor 2 se consideró a la

Tabla 4: Escenarios hipotéticos de posible pérdida de necromasa por descomposición y la liberación potencial de nutrientes desde las zonas buffer con exclusión de ganado y sin manejo de la vegetación. La variabilidad de estos escenarios está condicionada por distintas condiciones ambientales, las que generaron un valor arbitrario para cada una de los factores necesarios para el ingreso de los nutrientes generados por descomposición de necromasa. Factor 1: Descomposición de la necromasa, influenciada por la humedad ambiental (HA) y las precipitaciones (PP). Factor 2: Llegada al cuerpo de agua de los nutrientes biodisponibles desde la necromasa por acción de la escorrentía, influenciada por la intensidad de precipitaciones (PP). Con colores se muestra el potencial aporte de nutrientes. rojo indicando el máximo, amarillo un promedio y verde el mínimo.



escorrentía superficial como principal mecanismo de exportación de dichos nutrientes hacia el cuerpo de agua.

En el factor 1 se generaron valores arbitrarios de descomposición de necromasa, posiblemente factibles bajo condiciones ambientales (e.g., temperatura y precipitaciones) contrastantes. Como primer paso se tomó como valor intermedio la tasa de pérdida de masa anual (porcentaje de necromasa que se descompone) obtenida por Du et al. (2020), generada bajo niveles de humedad ambiental y precipitaciones cercanas al promedio de las precipitaciones anuales del Uruguay en plantas anuales (12 meses). Bajo esas condiciones promedio, el 50% de la necromasa se descompone y libera nutrientes. El escenario con mayor descomposición de necromasa (arbitrariamente fijado como el 80% del peso seco de la necromasa), ocurriría en condiciones de precipitaciones promedio altas para la zona de Paso Severino (ca. 110 mm/día) y alta humedad ambiental. En el otro extremo, el 20% del peso seco de la necromasa se descompone y libera nutrientes, lo que ocurriría bajo condiciones de baja humedad ambiental y precipitaciones bajas promedio para la zona de Paso Severino (ca. 20 mm/día) (INUMET).

Tabla 5: Porcentaje de nutrientes (fósforo y nitrógeno) contenido dentro de los tejidos de la vegetación buffer senescente (necromasa) en peso seco. Se indica las fuentes de extracción de datos. La necromasa analizada proviene de gramíneas, herbáceas y herbáceas emergentes de zonas riparias.

Vegetación Buffer	% Peso Seco		Fuente
	P	N	
Gramíneas /	0.24	1.50	Furch &
Herbáceas	0.46	2.88	Junk, 1997
Emergentes	0.10	1.00	Johnston, 1991
	0.30	3.00	

La pérdida de nutrientes durante la descomposición del tejido vegetal no ocurre de manera lineal con la pérdida de biomasa en el tiempo. Por otra parte, la concentración de nutrientes en los tejidos verdes fotosintéticamente activos es más alta que en la necromasa (Schwer & Clausen, 1989; Johnston, 1991). Por ello, este trabajo tomó en cuenta únicamente los datos de nutrientes en los tejidos vegetales de plantas en descomposición (Tabla 5). Con los datos de necromasa en las zonas buffer estudiadas (g de peso seco /m²), se calculó la cantidad (en g) de nitrógeno y fósforo contenidos en la necromasa. Para ello se utilizaron datos de la literatura científica internacional sobre la composición química de los tejidos de plantas herbáceas y gramínoideas (Tabla 6). Como resultado se obtuvo la cantidad (en g) de N y P por superficie (m²) y por año (dado que esta vegetación herbácea tiene un ciclo anual). Los datos se transformaron a kg de nutriente / ha*año. Una vez que la biomasa se descompone, a corto plazo los nutrientes quedan biodisponibles y pueden ser absorbidos por microorganismos, liberados a la atmósfera, pueden ser translocados dentro de la misma planta y/o ser arrastrados por el agua de escorrentía. En este estudio se trabajó con el supuesto de que todos los nutrientes biodisponibles se liberen del paisaje por la escorrentía, ignorando los destinos restantes anteriormente mencionados.

En el factor 2, se plantearon 3 escenarios arbitrarios de llegada de los nutrientes desde los tejidos de la necromasa en descomposición hacia el cuerpo de agua, mediante la escorrentía superficial generada por distintas intensidades de lluvia: 40, 80 y 100%. El escenario de menor llegada de los nutrientes representaría las condiciones de intensidad de lluvia mínima necesaria para generar escorrentía en nuestro sitio de estudio.

Cabe destacar que para generar escorrentía en las distintas zonas buffer estudiadas se necesitan distintas intensidades de lluvia (ver Capítulo 1, Figura 6). Según estos datos empíricos, cuando llueven 60 mm/día el Campo Natural comienza a escurrir agua de escorrentía más rápido que la zona buffer de Arbustal. Esto quiere decir que para generar escorrentía en Campo Natural se requiere de menos lluvia que para que se genere escorrentía en Arbustal. Bajo esta misma intensidad de lluvia, en la ZB de Bosque no se genera agua de escorrentía, lo que significa que para que el Bosque genere agua de escorrentía deberán ocurrir precipitaciones más intensas.

En el extremo opuesto, cuando el nivel del embalse está alto debido a una crecida (tanto por precipitaciones intensas en la cuenca como por manejo del embalse), el agua del cauce principal suele desbordar hacia los brazos del embalse, inundando por completo la vegetación riparia. Este es el escenario hipotético de transporte del 100% de los nutrientes biodisponibles de la necromasa al cuerpo de agua.

5.2.5 POTENCIAL APORTE DE NUTRIENTES DE LA NECROMASA AL TOTAL EXPORTADO

En el contexto de retención de nutrientes por parte de la zona buffer en paisajes agrícolas, y con la idea de poder contribuir al estudio de las estrategias de manejo locales, se evaluó la importancia del potencial aporte de nutrientes de la necromasa en descomposición hacia el cuerpo de agua, con respecto a la exportación total de nutrientes desde la cuenca.

Para esto se utilizó un promedio (de las dos estaciones del año) del coeficiente de exportación anual de nutrientes totales en escorrentía superficial (Capítulo 1) (kg de Nitrógeno y Fósforo por hectárea y año) y se compararon con los datos de los nutrientes liberados por la necromasa que potencialmente escurren hacia el cuerpo de agua,

calculados en la sección 5.2.4. Se tomaron en cuenta las condiciones ambientales que generan los escenarios de 50% de descomposición de necromasa (humedad ambiental y precipitaciones promedio) y 80% de llegada de estos nutrientes al embalse (promedio de precipitaciones que generen escorrentía) (Tabla 4).

Partiendo de los datos del coeficiente de exportación de nutrientes en el agua de escorrentía superficial, y tomando como el total (100%) de nutrientes exportados de la cuenca el coeficiente de exportación de nutrientes en el agua de escorrentía superficial desde la zona de con cultivos, se estudió el % de nutrientes exportados de forma neta por la zona buffer.

A su vez, partiendo de los datos de cobertura de cada vegetación en el total de la zona buffer (estimados a partir de las imágenes satelitales), se estimó la cantidad de nutrientes que se exporta potencialmente a nivel de la zona buffer del embalse (la vegetación delimitada por la línea dibujada en la Figura 10). Se tomaron en cuenta los valores de nutrientes potencialmente exportados por la necromasa (en las condiciones ambientales que generan un 50% de descomposición de necromasa y 80% de llegada de estos nutrientes al embalse) (Tabla 4) y el promedio (de las dos estaciones del año) del coeficiente de exportación anual de nutrientes totales en escorrentía superficial.

Suponiendo que el cambio de cobertura vegetal experimentado del 2015 al 2019 mantuviera el mismo ritmo en los 4 años siguientes, se estimó el potencial coeficiente de exportación de nutrientes en el año 2023. También se plantea un escenario de manejo en el año 2023 removiendo el 50% de la necromasa.

5.2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS:

Para evaluar diferencias entre el peso seco de biomasa y necromasa de herbáceas y graminoides (variable de respuesta), se utilizó una base de datos obtenida en 2 muestreos

de campo que se compone de 54 observaciones con las variables explicativas: Condición (viva o muerta), Estación del año (Fría y Cálida) y Sitio (Bosque Desarrollado, Arbustal, Campo Natural). Se realizó un Análisis de varianza (ANOVA) de 3 vías identificando las diferencias significativas entre las variables explicativas mediante la prueba post-hoc de Tukey.

Para evaluar la Necromasa de herbáceas y graminoides (variable de respuesta) obtenida en 2 muestreos de campo se compuso de 26 observaciones con las variables explicativas: Estación del año (Fría y Cálida) y Sitio (Bosque Desarrollado, Arbustal, Campo Natural). Inicialmente se ajustó un modelo lineal generalizado (GLM) saturado (con interacciones entre las variables). Dicho modelo inicial fue simplificado utilizando la función stepAIC (basada en los principios del criterio de información de Akaike), obteniendo el mejor modelo según el menor valor de AIC, que cumplió con los supuestos requeridos de homogeneidad de varianzas y distribución normal de los residuales. Asimismo, se calculó el criterio de bondad de ajuste del mejor modelo (Pseudo R²), el cual indica el porcentaje de variabilidad del modelo obtenido.

Para evaluar el potencial aporte de nutrientes de la necromasa, se compararon los valores de Kg de nutrientes exportados por la necromasa con los Kg de nutrientes exportados por la escorrentía superficial (calculados en el Capítulo 1) en distintas estaciones y en las distintas zonas buffer. Por lo tanto la variable explicativa con los kg de nutrientes exportados al embalse (tanto sea por la necromasa o por la escorrentía).

La base de datos se compuso de 93 observaciones con las variables explicativas: Fuente de nutrientes (Necromasa, Escorrentía), Estación del año (Fría y Cálida) y Sitio (Bosque Desarrollado, Arbustal, Campo Natural) y la variable de respuesta (kg de NT ó PT /ha*año).

Se ajustó un GLM para analizar el efecto de cada factor y de todas las interacciones entre factores sobre la media de la variable de respuesta (kg de NT ó PT exportados/ha*año). La distribución considerada para la variable de respuesta fue la gaussiana y se decidió transformarla la variable de respuesta mediante raíz cuadrada para que los residuos se ajustaran a una distribución normal. Los modelos seleccionados se validaron comprobando la normalidad de los residuos (Test de Shapiro–Wilk) y visualmente comprobando la homogeneidad de varianza de los mismos.

5.3. RESULTADOS

Los principales resultados de este capítulo forman parte del artículo Cabrera-Lamanna et al., in prep. y se presentaron parcialmente en el informe del convenio CURE-DINAMA (Rodríguez-Gallego et al., 2020a).

5.3.1 EFECTOS DE LAS MEDIDAS DE RECUPERACIÓN DE LA ZONA RIPARIA EN EL CRECIMIENTO DE LA VEGETACIÓN DE LA ZONA BUFFER

Las imágenes multiespectrales utilizadas (Tabla 6) correspondieron a los sensores ópticos TM y OLI de la misión Landsat 8. Estos productos contaron con una corrección de terreno estándar. La cantidad de áreas de entrenamiento (segmentos) por tipo de cobertura fue superior a 10 en todos los casos. Para la elección de imágenes a utilizar en el análisis, se fijó una precisión mínima del 92% de precisión global y de 0.85 de índice Kappa (Anexo I). Se descartó la imagen del 2017 (86% de precisión global y 0.78 de índice Kappa) por no cumplir con los estándares de clasificación.

Tabla 6 Códigos de las imágenes utilizadas y la fecha en la que fueron tomadas

Landsat	Código	Fecha
8	LC82230842013120213T1	02/12/2013
8	LC82240842015112915T1	29/11/2015
8	LC82230842017122917T1	29/12/2017
8	LC82240842019121019T1	10/12/2019

Las clases predichas por el modelo, relacionadas con la cantidad de píxeles correctos (real en la superficie) respecto al total para cada categoría mostrada en las imágenes clasificadas, más altas y constantes, en todos los años mapeados, fueron alcanzadas por las coberturas

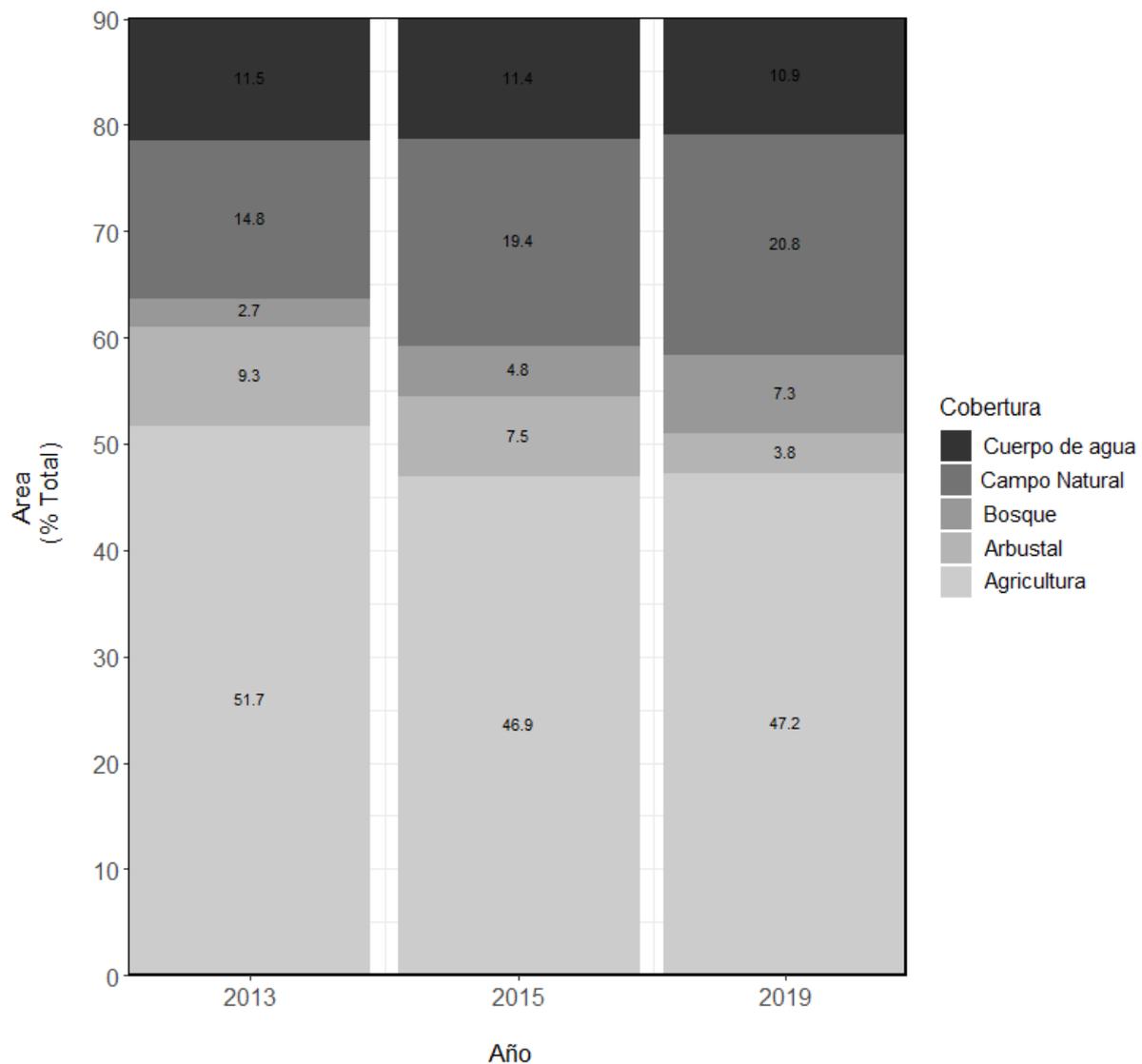


Figura 11: Gráfico de barras de cambio de cobertura en el área buffer de Paso Severino entre 2013 y 2019. Se representa el % total del área riparia cubierta como la suma de todas las coberturas estudiadas. El 10% restante corresponde a otras coberturas naturales no clasificadas en el análisis.

de Cuerpo de agua, Agricultura y Bosque (Anexo I). Por otro lado, los valores más bajos fueron obtenidos por la cobertura de Campo Natural, Arbustal.

En el año 2013, cuando el gobierno lanzó el Plan de Acción para la Cuenca del Santa Lucía, la superficie ocupada por los bosques en las riberas del Embalse Paso Severino (área de 100 metros de ancho desde la línea de cota máxima) era de 322 ha, seguida por Arbustales y el Campo Natural (1106 y 1759 ha, respectivamente). En esta fecha, cuando aún no existía la delimitación de la zona buffer, la franja de 100 metros desde la línea de cota máxima estaba ocupada en su mayor parte (51.7%) por agricultura (Figura 11).

En el año 2015, a raíz de una resolución ministerial comenzó a materializarse el Plan de Acción creado en 2013 y si bien el ancho de buffer requerido por el Plan de Acción fueron 100m, existieron zonas donde no se cumplió con dicho requerimiento, dejando ~50% del perímetro del embalse (con 100 m de ancho) con cultivos o actividades ganaderas

La exclusión de cultivo y ganado en esta zona comenzó a dar lugar a la regeneración de la vegetación natural. Si bien el área ocupada por los Bosques sigue siendo baja, fue la que presentó mayor expansión, creciendo casi al doble de la superficie ocupada en 2013 (~1.78 veces más). Otra cobertura que tuvo una gran expansión fue el Campo Natural con un crecimiento de 1.3 veces más área ocupada en dos años (Tabla 8).

Cuatro años después, en 2019, la extensión del área ocupada por actividades agropecuarias se había mantenido, indicando que no hubo modificaciones en el alambrado que delimita la zona riparia. La superficie cubierta por arbustales continuó disminuyendo, llegando a su mínimo (453 ha). Por otro lado, la superficie ocupada por los Bosques incrementó, llegando a cubrir 2.7 veces más área que en 2013.

Tabla 7 Superficie (expresada en ha) ocupada por cada tipo de cobertura vegetal, en los años estudiados. Se presenta el % de cambio de uso de suelo en 4 años.

Año	Area (ha)			
	Campo Natural	Bosque	Arbustal	Agricultura
2013	1758.87	322.92	1106.28	6147.99
2015	2304.27	574.83	895.14	5576.04
2019	2470.14	868.23	453.87	5614.83
% Cambio en 4 años	7%	51%	-49%	1%

Por último, en la Tabla 7 se presenta el área en hectáreas ocupada por cada cobertura vegetal y el porcentaje de cambio desde que se implantó la zona buffer. Se puede ver que el área ocupada por Bosque fue la más afectada por las medidas de recuperación de la

zona riparia, creciendo un 51%, mientras que en el otro extremo la zona ocupada por el arbustal disminuyó un 49%.

5.3.2 CARACTERIZACIÓN DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN RIPARIA ACTUAL

Las tres zonas riparias presentaron todos los tipos funcionales vegetales estudiados, aunque obviamente en cada una de ellas dominó una forma en particular (Figura 11).

En el arbustal predominaron las formas de vida de arbustos, representados mayormente por las especies *Vachellia caven* (espinillo) y *Senna corymbosa* (rama negra) y los

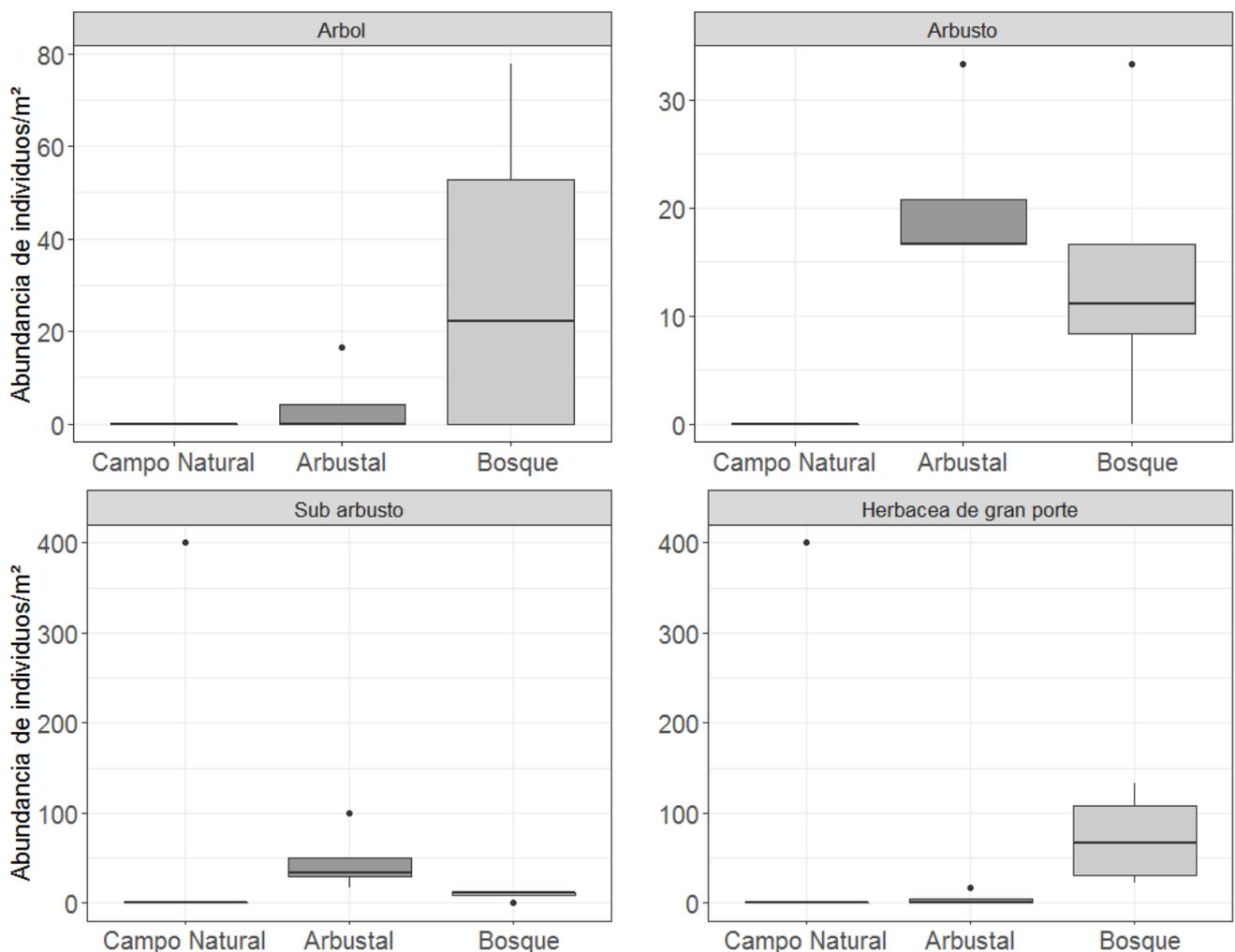


Figura 12 Abundancia (individuos/m²) de las distintas formas de vida vegetales (con excepción de las herbáceas de pequeño porte en este análisis) en cada tipo de zona buffer (campo natural, arbustal y bosque). En el caso de herbáceas de gran porte se analizó la abundancia de maciegos / m² y no por individuo. Para cada zona buffer se indica abundancia de: Árbol; Arbusto; Sub arbusto y Herbácea de gran porte. Los Box plots indican los valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 25 y el percentil 75, y los “bigotes” los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango del intercuartílico.

subarbustos, mayoritariamente de género *Baccharis*. En el bosque se encontró una alta densidad de herbáceas de gran porte, como *Eryngium sp.* (cardo) y de árboles como *Allophylus edulis* (chal-chal), *Schinus longifolius* (molle), *Scutia buxifolia* (coronilla), entre otras especies. También se encontró un elevado número de renuevos de especies invasoras como *Fraxinus americana* (fresno) y *Gleditsia triacanthos* (espina de Cristo). En el campo natural, dominaron *Eryngium sp.* (cardo) y *V. caven* (espinillo). Cabe aclarar que en este análisis no se incluyó a las herbáceas y gramíneas de pequeño porte.

La presencia de gramíneas y herbáceas fue máxima en la zona buffer de Arbustal (Figura 13), seguida por el Campo natural restablecido y por último el Bosque, tanto en invierno como en verano (ANOVA, $F=56.58$, g.l.= 1,42, $p<0.001$).

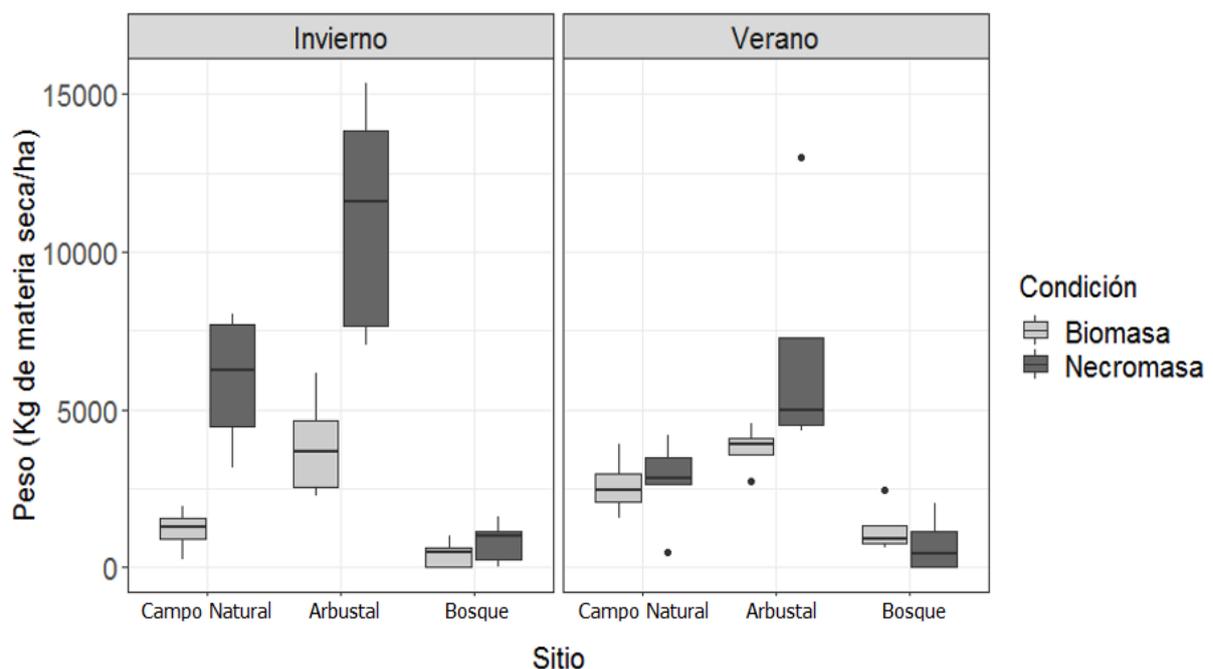


Figura 13: Biomasa y necromasa (kg de materia seca/ha) de gramíneas y herbáceas en la zona buffer de los tres sitios estudiados (campo natural, arbustal y bosque) en invierno y verano. Los boxplots indican valores de la mediana, los extremos de la caja representan el percentil 75 y 25, y los "bigotes" los valores mínimos y máximos iguales o menores que 1.5 veces el rango intercuartílico

Asimismo, tanto en campo natural como en arbustal, hubo significativamente más necromasa que biomasa (ANOVA, $F=15.47$, g.l.=1,42, $p<0.001$). El campo natural presentó un promedio de 1968.8 ± 1070.8 y 4147.1 ± 2415.7 kg Peso Seco /ha, de materia vegetal

viva y en descomposición (necromasa), respectivamente. La zona buffer de arbustal presentó en promedio 3824.6 ± 1235.8 y 9194.4 ± 4278.3 kg peso seco/ha, de materia vegetal viva y en descomposición (necromasa), respectivamente.

El modelo lineal generalizado ajustado a los valores de peso seco de necromasa en los distintos sitios y en distintas estaciones del año, dio como resultado:

$$\text{Peso seco} = 1886.8 + (\text{Zona Campo Natural} * 3662.2) + (\text{Zona Arbustal} * 8429.1) + (\text{Estación del año Cálida} * -2523.4)$$

Según el criterio de bondad de ajuste, este modelo explicó un 70,02% de la variabilidad de los datos.

En general se pudo observar que la zona buffer con menor cantidad de biomasa vegetal en descomposición fue el Bosque (765 ± 756 kg/ha, $p < 0.001$), seguido por el Campo Natural ($p < 0.01$) mientras que la zona buffer donde más necromasa se encontró fue el Arbustal (Tukey, $p < 0.001$). Asimismo, se encontró que la necromasa en la estación fría fue significativamente más abundante ($p < 0.05$) que la encontrada en la estación cálida.

5.3.3 POTENCIAL APOORTE DE NUTRIENTES ACTUAL Y CONDICIONES AMBIENTALES

Según Johnson (1991) y Furch & Junk (1997) en general, los tejidos vegetales contienen 7.6 veces más nitrógeno que fósforo.

Los 9 escenarios hipotéticos planteados permiten ilustrar la posible pérdida de necromasa y la liberación potencial de nutrientes desde las zonas buffer con exclusión de ganado y sin manejo de la vegetación, bajo distintas condiciones ambientales que afectan la descomposición (etapa 1) y posterior exportación de nutrientes desde la necromasa (etapa 2) hacia el embalse (Tabla 4).

El escenario con mayor potencial de liberación de nutrientes hacia el cuerpo de agua fue aquel con la mayor tasa de descomposición de necromasa (80%, en condiciones de alta humedad ambiental) y el 100% de transporte de nutrientes hacia el embalse (en condiciones de alta precipitación y de crecida del nivel de agua del embalse) (Figura 14). La ZB que más nutrientes exportaría bajo este escenario fue la de vegetación de arbustal y en la estación fría (24.41 ± 8.10 kg P /ha*año y 186.01 ± 61.73 kg N /ha*año). Bajo este

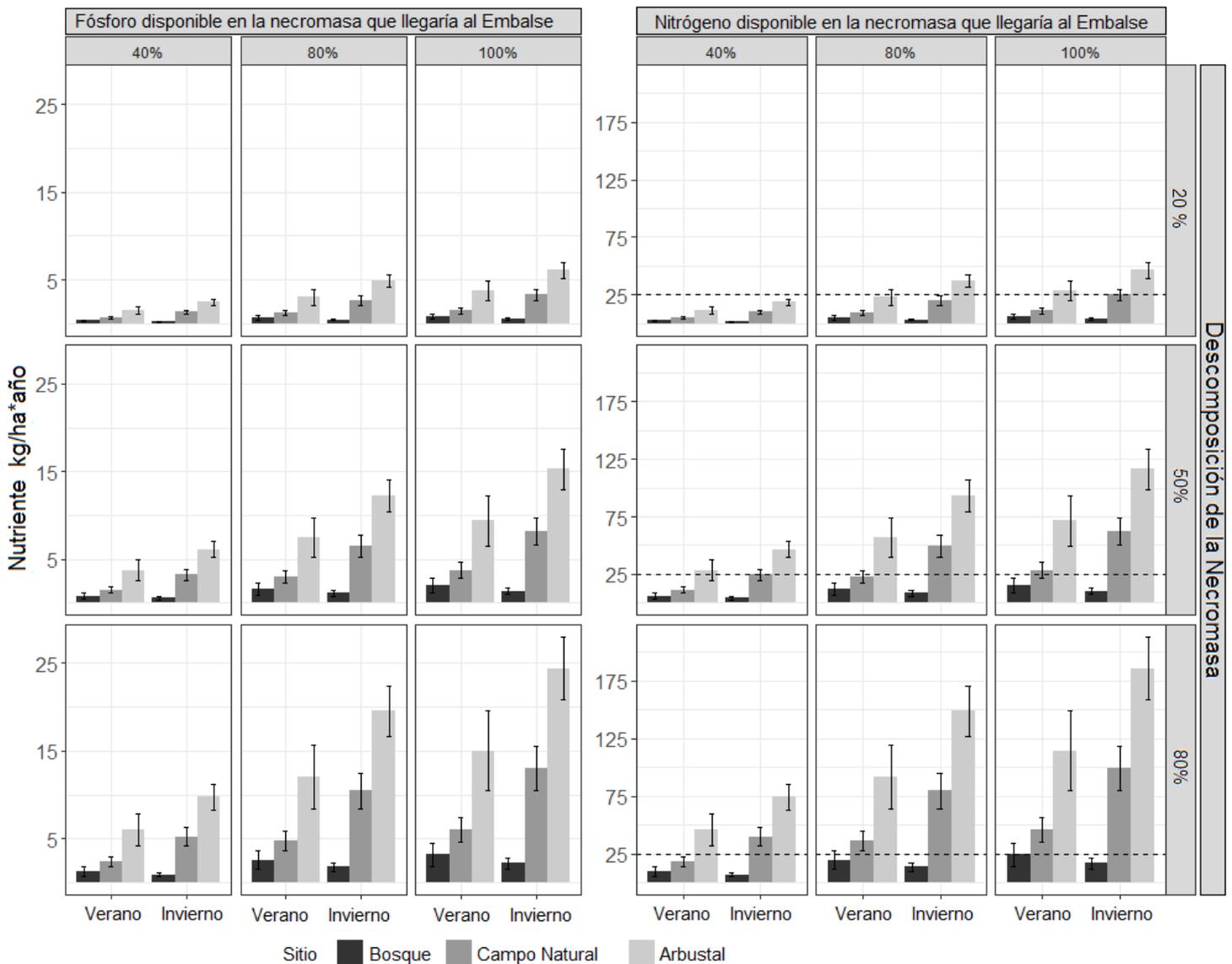


Figura 114: Distintos escenarios de exportación de nutrientes provenientes de la descomposición de tejido vegetal en las distintas zonas riparias y en épocas del año contrastantes. **Escenario 1:** Niveles (20, 50 y 80 %) de **descomposición de la necromasa** presente en las zonas riparias, dependiente de las condiciones de precipitación y humedad ambiental. **Escenario 2:** Cantidad (en %) de **nutrientes que se encuentran biodisponibles luego de haberse descompuesto la necromasa y que se exportan al cuerpo de agua**. El 100% corresponde a situaciones de crecida del embalse e inundación de la vegetación riparia. El 40% corresponde a los niveles mínimos de escorrentía para arrastrar mediante el agua, los nutrientes biodisponibles.

mismo escenario, la zona buffer de Bosque en la estación fría sería la que exportaría menos nutrientes (2.20 ± 1.24 kg P /ha*año y 16.76 ± 9.45 kg N /ha*año).

En el otro extremo, el escenario con menor (aunque positivo) potencial de exportación de nutrientes provenientes de necromasa hacia el embalse, ocurriría en condiciones de baja intensidad de precipitaciones (y por lo tanto poca escorrentía) y baja humedad ambiental (y consecuente escasa masa y liberación de nutrientes durante la descomposición de la necromasa). En este escenario, la mayor exportación de nutrientes ocurriría en la zona buffer de Arbustal y en la estación fría (2.44 ± 0.81 kg P/ha*año y 18.60 ± 6.17 kg N/ha*año). Por otro lado, bajo este mismo escenario, la zona buffer de Bosque en la estación fría sería la que exporta menos nutrientes (0.22 ± 0.12 kg P/ha*año y 1.67 ± 0.94 kg N/ha*año).

En las zonas buffer, los nutrientes exportados por la necromasa fueron significativamente mayores que los por el agua de escorrentía por unidad de superficie y por año (Figura 15), tanto para el Nitrógeno como para el Fósforo ($p < 0.001$).

Por unidad de superficie (ha), las diferencias de exportación entre los sitios buffer fueron más influenciadas por la cantidad de necromasa presente que por los nutrientes de escorrentía (Figura 15, Tabla 8). En el Arbustal, el estimado de P (kg/ha.año) exportado por el agua de escorrentía promedió los 4.42 kg P/ha.año, mientras que lo exportadas potencialmente por la necromasa fueron ~2.3 veces mayores, promediando los 9,03 kg N/ha.año (Tabla 8). Por otro lado, la zona buffer de Bosque fue la excepción, ya que el P exportado desde por la necromasa sería muy similar al exportado por el agua de escorrentía.

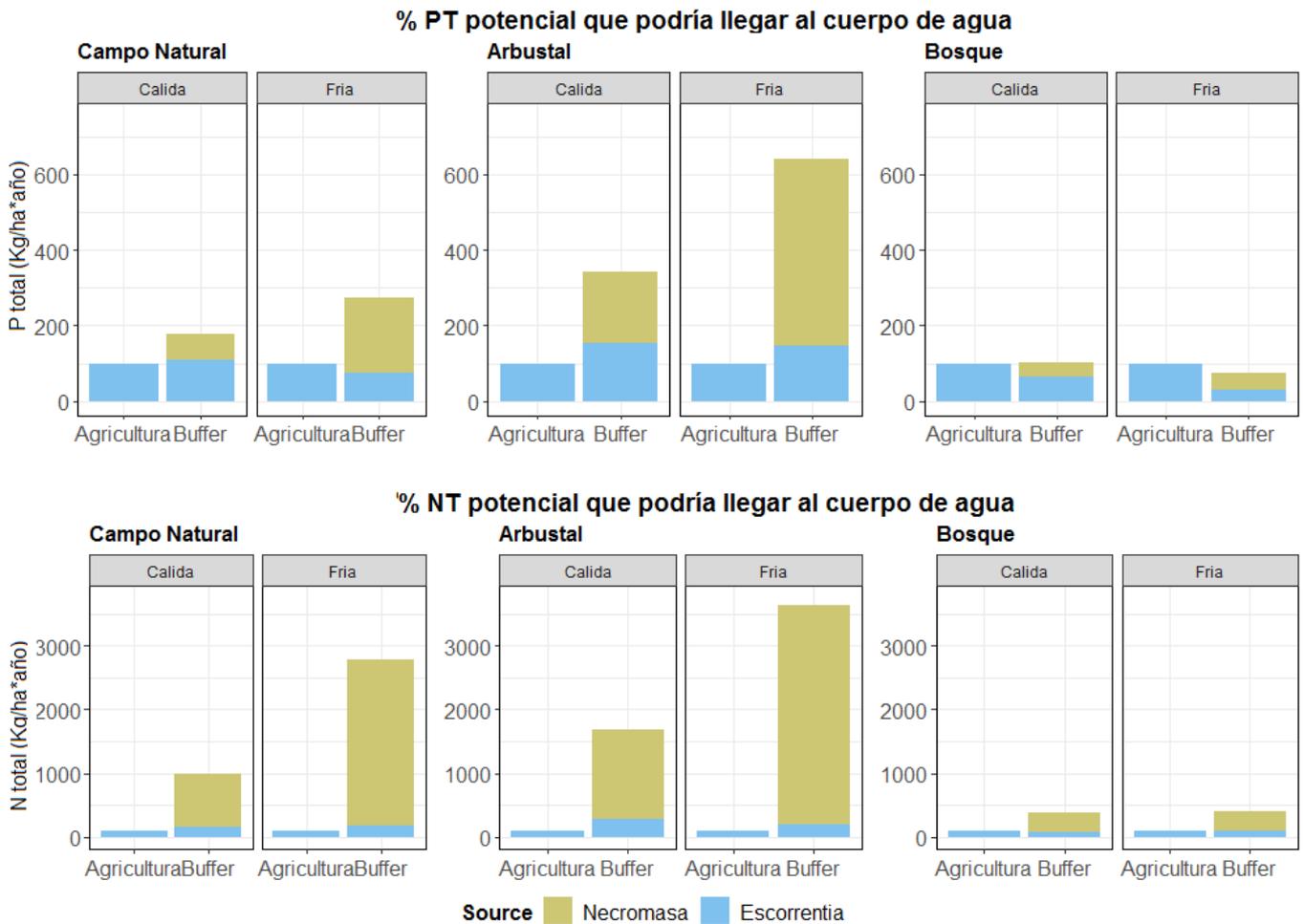


Figura 125: % de nutrientes (fósforo total y nitrógeno total) que potencialmente pueden llegar al agua del Embalse Paso Severino en la estación cálida y la estación fría. Se toma lo exportado por la zona con cultivos como el 100% de nutrientes exportados. Se muestran las distintas fuentes de nutrientes (Necromasa y escorrentía superficial) y su aporte al embalse en condiciones promedio de humedad ambiental y precipitaciones.

Los modelos estadísticos lineales generalizados ajustados a las variables explicativas: Fuente de nutrientes (Necromasa, Escorrentía), Estación del año (Fría y Cálida) y Sitio (Bosque, Arbustal, Campo Natural) y ambas variables de respuesta (Coeficiente de exportación de kg N ó P /ha* año -transformada mediante raíz cuadrada), dieron como resultado un modelo de la siguiente forma:

$$\text{Fósforo: } \text{Sqrt}(\text{kg PT} / \text{ha} \cdot \text{año}) = 1.3160 + (\text{Escorrentía} \cdot -1.0358) + (\text{Campo Natural} \cdot 2.1102) + (\text{Arbustal} \cdot 3.7278) + (\text{Estación del año Cálida} \cdot -0.4194) + (\text{Escorrentía} \cdot \text{Campo Natural} \cdot -1.9522) + (\text{Escorrentía} \cdot \text{Arbustal} \cdot -3.6455)$$

$$\text{Nitrógeno: Sqrt (kg NT / ha*año)} = 3.6799 + (\text{Escorrentía} * -2.9800) + (\text{Campo Natural} * 5.8817) + (\text{Arbustal} * 10.3839) + (\text{Estación del año Cálida} * -1.2000) + (\text{Escorrentía*Campo Natural} - 5.6204) + (\text{Escorrentía} * \text{Arbustal} - 10.2903)$$

Los mismos explicaron un 88.64% de la variabilidad de los datos para el fósforo total y 89.06% para el nitrógeno total exportados. Los nutrientes exportados (kg /ha*año) variaron en función de la fuente (necromasa/agua de escorrentía) para cada sitio; sin embargo, la cantidad de nutrientes exportados siempre fue mayor en invierno que en verano, independientemente del sistema y la fuente.

Considerando la suma de ambas fuentes de exportación de nutrientes hacia el embalse (i.e., descomposición de la necromasa y agua de escorrentía), la zona buffer con mayor potencial exportador de fósforo y nitrógeno fue el Arbustal. La exportación potencial se estimó en 76.60 kg de NT y 13.45 kg de PT, por ha y año. Le sigue el Campo natural, exportando potencialmente 36.72 kg de NT y 7.63 kg de PT por ha y año. Por último y con una significativa diferencia en el potencial exportado ($p < 0.001$ para ambos nutrientes) se encuentra el Bosque (12.06 kg de NT y 2.7 kg de PT por ha y año).

Tabla 8. Coeficiente de exportación de nutrientes que potencialmente llegan al cuerpo de agua. Se indica la fuente de nutrientes (necromasa o agua de escorrentía) y la vegetación buffer que corresponden dichos valores. Los valores de coeficiente de exportación son un promedio de las dos estaciones escogidas para realizar el estudio (fría y cálida).

Sitio	Fuente	PT kg/ha*año	NT kg/ha*año
Bosque	Necromasa	1.24 ± 0.32	9.39 ± 2.41
	Escorrentía	1.48 ± 1.17	2.68 ± 0.26
Campo Natural	Necromasa	4.36 ± 2.29	33.23 ± 17.42
	Escorrentía	3.27 ± 1.44	3.50 ± 0.64
Arbustal	Necromasa	9.03 ± 3.05	68.80 ± 23.28
	Escorrentía	4.42 ± 1.63	7.80 ± 3.88

El de Nitrógeno total (kg / ha*año) exportado por la necromasa presente en Campo natural sin herbivoría se estimó que fue 9.5 veces mayor que el exportado por el agua de escorrentía superficial en la misma zona. Sin embargo, en el Bosque el NT que exportó potencialmente la necromasa fue 3.5 mayor que el exportado por el agua de escorrentía.

Como se vio en las secciones anteriores, el área que ocupaba la zona buffer de campo natural al momento del estudio (2470 ha) fue la mayor de las 3 zonas buffer estudiadas, seguida del bosque (868 ha) y el arbustal (453 ha). La exportación total de nutrientes a nivel de toda la superficie catalogada como zona buffer en condiciones actuales (2019) fue de ~540.00 Kg de P y de ~280.000.0 Kg de N, sumando ambas fuentes de ingreso (Figura 16). Si bien en las otras secciones se mencionó que la zona de arbustal exportaba más cantidad de nutrientes por hectárea, al estudiar la totalidad de la zona buffer se puede ver que la zona buffer que más nutrientes aporta es la de campo natural, debido a que es la que más superficie abarca.

5.3.3 POTENCIAL APORTE DE NUTRIENTES EN ESCENARIOS FUTUROS

Bajo el escenario tendencial a 2023, el bosque (la ZB que presentó la mayor capacidad de infiltración de agua de escorrentía y menor aporte de nutrientes por descomposición de necromasa), aumentaría un 51% su tamaño, pasando de 868.23 a 1311 ha ocupadas, lo que generaría una disminución del aporte de nutrientes a nivel de la zona buffer del Embalse Paso Severino.

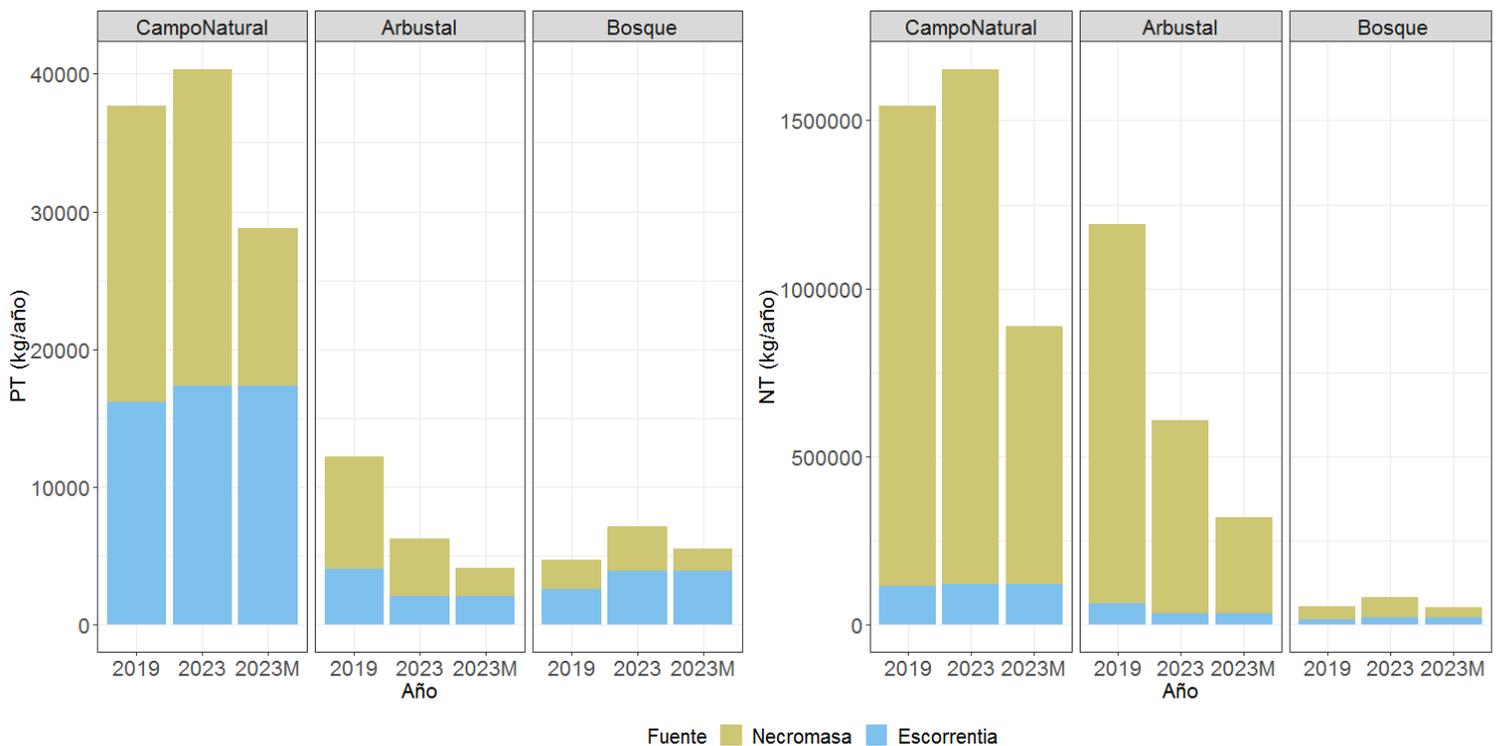


Figura 16: Kg de fósforo total y nitrógeno total que son potencialmente exportados hacia el embalse de paso Severino desde dos fuentes: la necromasa vegetal y la escorrentía superficial. Se ve la diferencia de la exportación según cada zona buffer (Campo Natural, Arbustal y Bosque). Asimismo, se diferencian distintos escenarios: año 2019 y dos escenarios estimados a futuro, 2023 (sin manejo) y 2023M (con manejo de remoción de biomasa)

Asimismo, se analizó el escenario hipotético que se aplica un manejo de remoción del 50% de la necromasa (Figura 16), generando una retención de exportación total de nutrientes desde todas las zonas buffer hacia el embalse. En este escenario, la escorrentía sería el mecanismo de mayor importancia en el aporte de fósforo al cuerpo de agua, pero no así del nitrógeno. Pese a que el aporte de nitrógeno seguiría siendo mayor desde la necromasa, tendrá una considerable disminución.

5.4. DISCUSIÓN

Por medio del análisis de las imágenes satelitales se obtuvo el área actual (año 2019) ocupada por cada cobertura buffer estudiada. Junto con los datos de coeficiente de exportación potencial de nutrientes desde la necromasa vegetal en las tres zonas buffer, se pudo estimar el valor de la potencial exportación superficial neta de nutrientes hacia el Embalse Paso Severino por la zona buffer. Estos resultados pueden aportar al desarrollo de mejores prácticas de manejo locales.

5.4.1 CAMBIOS TEMPORALES EN VEGETACIÓN RIPARIA

En todas las zonas buffer se encontraron todos los tipos funcionales de vegetación que se estudiaron. En el corto plazo del presente estudio ocurrió una proliferación muy notoria de renuevos de especies invasoras. En los tres tipos de vegetación buffer (Campo Natural, Arbustal y Bosque) se encontró gran densidad de especies exóticas invasoras amenazando severamente la biodiversidad biológica (Carrere, 2001). Entre las especies herbáceas predominó la gramilla (*Cynodon dactylon*), mientras que en el bosque predominaron las especies arbóreas nativas pero el fresno (*Fraxinus americana*) y la espina de Cristo (*Gleditsia triacanthos*) tuvieron una frecuencia moderada.

El perímetro de 100m alrededor del Embalse Paso Severino ha sufrido grandes cambios en su cobertura y uso durante el período 2013-2019.

Como se esperaba en las predicciones de la hipótesis 4, la implantación de un alambrado que prohíba la herbivoría y la agricultura en la zona buffer, promovió un crecimiento progresivo de especies leñosas, manifestándose en la expansión de la cobertura de bosque.

Como consecuencia de la aplicación de las medidas de recuperación riparia, el área cubierta por cultivos agronómicos fue la que presentó mayor retención en los primeros años de este estudio. Sin embargo, a pesar de que la instalación del alambrado delimitante culminó, la agricultura mantuvo gran presencia dentro de los 100 metros que, según la medida 8 de la resolución ministerial (N° 229/2015), representan el área que debería estar excluida en las costas de los embalses.

La Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), con el fin de conocer el estado actual de cumplimiento de las medidas requeridas por la Medida 8 del plan de acción, realizó un mapa visualizador con datos actualizados en 2017 (Anexo II) identificando los padrones rurales que cumplían o no estas medidas. El control lo realizó a través de denuncias e inspecciones en el área. En este mapa, se puede ver que la mayoría de los padrones no cumplían con las medidas a implementar, coincidiendo con los resultados de este estudio, donde el 59.7% de la cobertura de la zona buffer está ocupada por cultivos.

En el año 2016 comenzó una campaña de voluntariado ciudadano para restaurar el bosque en la zona buffer de Paso Severino. La misma consistió en la plantación por habitantes de la zona de más de 3000 árboles nativos, como forma de concientizar en el cuidado del área riparia y la calidad del agua del Río Santa Lucía (Diario La República, 2019). Estas plantaciones se dieron en sitios que no correspondían con anterioridad a coberturas boscosas (e.g., Arbustales), siendo ésta una de las posibles razones de la disminución de la cobertura de arbustal.

Se ha documentado que en Uruguay existe un incremento notorio de la cobertura de arbustos (arbustización) en los pastizales naturales con ausencia de herbivoría, respecto a sitios pastoreados (Altesor et al., 2006). Las coberturas de arbustal poseen una fisonomía distinta de los pastizales sin arbustos (o con baja densidad de éstos) y son fácilmente distinguibles en las imágenes satelitales de alta resolución (e.g., Google Earth) (Pezzani et

al., 2010). Sin embargo, la densidad de arbustos puede variar desde unos pocos individuos aislados hasta sitios con alta densidad de especies leñosas (House et al., 2003). La situación de alta densidad de arbustos puede resultar en una similitud espectral con el bosque, y es posible que, en el análisis de imágenes satelitales, no haya sido posible distinguir estas zonas. Asimismo, en las salidas de muestreo de campo al Embalse de Paso Severino (2018-2019), se pudo constatar que en el correr de 1 año existió un gran crecimiento de la biomasa arbustiva, convirtiéndose en zonas de alta densidad de vegetación, y de muy difícil acceso.

Por otra parte, varios estudios han reportado el efecto de los arbustos como plantas nodrizas (i.e., favoreciendo la germinación de semillas y/o sobrevivencia de plántulas, mitigando las condiciones ambientales adversas) en la primera etapa en la generación de bosques (Fujita, 2016; Brazeiro, 2018; Brussa-Lafarge, 2018). Otra posible explicación a la disminución de esta cobertura vegetal es que estas zonas hayan pasado a ser formaciones con alta densidad de leñosas o pre-bosques, contribuyendo a explicar el crecimiento de la superficie boscosa en el análisis de las imágenes satelitales.

5.4.2 ACUMULACIÓN DE NECROMASA Y POSIBLES APORTES DE NUTRIENTES

En la hipótesis 3 del presente estudio se esperaba encontrar grandes cantidades de necromasa en los sitios sin pastoreo, esperando que la zona de campo natural fuera la más afectada. En este estudio se pudo ver que no ocurrió lo esperado, debido a que la zona buffer de arbustal fue el sitio donde se encontraron más herbáceas y gramíneas tanto vivas como en descomposición, seguida por el campo natural. En ambos sitios se encontraron grandes cantidades de necromasa, en comparación con la biomasa fotosintética.

En ausencia de herbivoría en las zonas buffer, la necromasa de herbáceas y graminoides tiende a acumularse (Altesor et al. 2002). Esto es debido a que las gramíneas, en su

mayoría, no poseen mecanismos de abscisión en las hojas, por lo que permanecen en la planta largos períodos hasta que pasan a formar parte la “cama vegetal” (Rodríguez & Cayssials, 2010). Por otro lado, en el bosque se encontró una muy baja biomasa y necromasa de herbáceas y gramíneas (en comparación con los otros sitios estudiados) y esto se debe a que el dosel arbóreo no permite la entrada de luz directa al sotobosque, perjudicando su crecimiento (Sankey, 2012).

Los resultados del presente estudio indican que el proceso de acumulación de necromasa tendió a ser mayor en los meses fríos, tal como se predijo en la hipótesis 3. Estos resultados coinciden con el período de senescencia de la mayoría de las plantas anuales (Wilkins, 1984). En la cama vegetal producida por la acumulación de necromasa quedan nutrientes inmovilizados en los tejidos en descomposición (Reddy et al., 1999). Por la relación estequiométrica en los tejidos, al descomponerse la necromasa se libera al ambiente ca. 8 veces más nitrógeno que fósforo (Johntson, 1991; Furch & Junk, 1997). Por acción de la escorrentía superficial y subsuperficial, generada por la precipitación, estos nutrientes podrían terminar en el cuerpo de agua (Contreras et al., 2009), pudiendo contribuir a la eutrofización y proliferación de plantas acuáticas y/o floraciones algales y de cianobacterias.

La cantidad de nutrientes aportados por la necromasa depende en gran medida de las condiciones ambientales. Tal como se mencionó anteriormente, las precipitaciones y la humedad ambiental son algunas de las condiciones ambientales que promueven la descomposición de la cama vegetal (Du et al., 2020). Estos resultados ayudan a la gestión de medidas de manejo, si se pretende una menor exportación al cuerpo de agua, las medidas de manejo deberán tomarse previo a las condiciones que generan alta escorrentía (lluvias abundantes), y antes de que se descomponga la vegetación.

En los escenarios hipotéticos con distintas condiciones ambientales generados en este estudio, se encontró que el arbustal fue la zona buffer con más aporte de nutrientes debido a su gran cantidad de necromasa. Se estimó que en esta zona buffer, bajo una máxima descomposición de necromasa (generada por altas condiciones de humedad ambiental y precipitaciones), y un máximo transporte por escorrentía (generado por la inundación del embalse), el cuerpo de agua potencialmente podría recibir 24.41 ± 8.10 kg P/ha*año y 186.01 ± 61.73 kg N/ha*año.

Por el contrario, en el escenario de mínima descomposición de necromasa (generada por bajas condiciones de humedad ambiental y precipitaciones), y la mínima lluvia que genere transporte por escorrentía, el cuerpo de agua potencialmente podría recibir 3.94 ± 1.72 kg P/ha*año y 30.02 ± 13.10 kg N/ha*año, desde la zona buffer de arbustal.

Cabe destacar que, en este trabajo no se tomaron en cuenta los escenarios ambientales de sequía o bajos niveles de lluvia, donde la biomasa y necromasa se acumula, pero no llega a los cuerpos de agua debido a que no se genera agua de escorrentía.

En el escenario hipotético a futuro (2023) con un manejo que remueva el 50% de la necromasa, el cuerpo de agua estaría recibiendo una cantidad de nutrientes mucho menor (e.g., el arbustal pasaría de exportar ~600.000 kg de N/ha en un año a exportar ~319.000). Este resultado permite contribuir al estudio de un adecuado diseño de estrategias de manejo locales, puesto que, si se lleva a cabo la remoción de biomasa seca antes de las épocas en que se retiene mayor humedad, como el invierno, las probabilidades de exportación de nutrientes desde la ZB podrían disminuirse. Si la remoción de biomasa fuese introduciendo ganado, habría que evaluar el aporte de nutrientes generado por la excreción, el pisoteo, la erosión en las orillas, entre otros factores, causado por estos animales, o evaluar otras alternativas de manejo del ganado en la franja dentro de la zona buffer.

Estas estimaciones ilustran condiciones intermedias ambientales: promedio de lo exportado en las distintas estaciones anuales y promedio de condiciones de humedad ambiental y precipitaciones. Se estima que en condiciones ambientales de máxima (altas precipitaciones y humedad ambiental), el aporte por la necromasa no sea tan significativo como lo es en el presente.

Asimismo, otra estrategia de manejo para reducir los nutrientes exportados a nivel de la zona buffer podría ser promover la expansión o reforestación de la zona de bosque, mediante plantaciones de vegetación leñosa nativa y manteniendo un manejo de las especies exóticas invasoras. El Bosque se destaca en primer lugar por ser la zona buffer con mayor capacidad de infiltrar los nutrientes que son transportados por la escorrentía superficial desde la zona agrícola (Capítulo 1) y también por la baja cantidad de nutrientes que aporta por la descomposición de la necromasa de herbáceas y graminoides, en comparación con las otras dos ZB estudiadas. Esto último está relacionado con la baja densidad de herbáceas y graminoides y la poca acumulación de necromasa que presenta el bosque.

Estos resultados coinciden con modelos teóricos que predicen que las zonas buffer con vegetación leñosa resultan más eficientes removiendo nutrientes que las zonas con herbáceas (Zhang et al., 2010). La cobertura de vegetación leñosa reduce la erosión de suelos y la pérdida de sedimentos, debido a que sus raíces ofrecen resistencia a la matriz del suelo e incrementan su complejidad estructural (Dosskey et al., 2010; Aguiar et al., 2015; Cole, 2020) y como se vio en este trabajo, promueven la infiltración del agua de escorrentía.

6. CONCLUSIONES GENERALES

Los resultados obtenidos demuestran que la reciente implantación de las medidas de recuperación de la zona riparia en el Embalse de Paso Severino pueden tener un gran potencial de amortiguación para reducir el aporte de nutrientes desde suelos con uso agrícola, si se llevan a cabo medidas de manejo que reduzcan la acumulación de vegetación herbácea seca (necromasa). Sin embargo, el impacto de la necromasa debe de ser evaluado teniendo en cuenta todos los destinos y magnitudes que pueden llegar a tener los nutrientes que se liberan.

Del análisis del agua de escorrentía se obtuvo que, aún sin el manejo correspondiente, la exportación desde las zonas de cultivo de fósforo en agua de escorrentía superficial y subsuperficial, y de nitrógeno en el agua de escorrentía superficial, fueron mayores que las exportaciones desde las zonas buffer, por lo que se puede concluir que las zonas riparias sí tienen un efecto amortiguador de nutrientes.

Sin embargo, zonas buffer saturadas de nutrientes (por ejemplo, con altas cantidades de necromasa descomponiéndose) pueden actuar como fuente de nutrientes en vez de sumidero. Por lo tanto, estas franjas de amortiguación deben implantarse en el marco de un plan de gestión y manejo, en lugar de verse como la solución final para la problemática de la contaminación de las aguas superficiales.

Los resultados del coeficiente de exportación de NO_3 en el agua de escorrentía difieren según la metodología utilizada. Si bien el agua de escorrentía superficial se comportó distinto al agua de escorrentía sub-superficial, los resultados tan diferentes pueden deberse a las diferencias metodológicas. El colector de agua junta el agua que escurre sub superficialmente por todo el ancho de la zona buffer, es decir, no solo se encuentra recolectando lo exportado por el cultivo sino que también se encuentra recolectando lo liberado desde la necromasa en descomposición. Como se pudo ver, la necromasa exporta

más cantidades de nitrógeno que de fósforo. Este resultado (Tabla 8) ayuda a comprender el alto coeficiente de exportación de nitrógeno encontrada en estas zonas buffer, especialmente en el arbustal, donde se encontró la mayor cantidad de necromasa y los valores más altos de exportación de nitrógeno por escorrentía subsuperficial.

Por otro lado, en el agua de escorrentía superficial (generada por el simulador de escorrentía en microparcels) de las zonas buffer se encontró un bajo coeficiente de exportación de nitrógeno en comparación con los cultivos y esto les confirió a las zonas buffer el carácter de alta capacidad de retención. Como se explicó en la metodología, la vegetación de cada parcela fue cortada hasta la altura de 5 cm al hacer la simulación de escorrentía (tanto la biomasa como la necromasa), eliminando de esta forma parte de los aportes de nutrientes provenientes de la necromasa en descomposición.

Se evidenció que la zona riparia con menor exportación de nutrientes por parte de la descomposición de necromasa fue la vegetación de bosque, y también se pudo ver que esta zona fue la que tuvo mayor capacidad de infiltración (en varios muestreos no se pudo obtener agua de escorrentía porque el mantillo la absorbía por completo). Sin embargo, la zona buffer de campo natural fue la que presentó valores de retención del agua de escorrentía (tanto superficial como subsuperficial) más estables y positivos, tanto para el nitrógeno como para el fósforo. Por lo tanto, el campo natural sería la zona con mayor capacidad de amortiguación de los nutrientes provenientes del agua de escorrentía.

Se puede concluir que tanto la zona de campo natural como la zona de bosque cumplen un buen rol amortiguador. Bu et al., (2016) propone que la composición mixta de las zonas buffer (árboles y pasturas) puede mejorar la capacidad de amortiguación de una zona buffer. Si bien las zonas de amortiguación de bosque llevan más tiempo para establecerse que las comunidades de herbáceas, se propone conservar y/o restaurar zonas buffer con este tipo

de vegetación, así como también conservar la zona de pastizal con un manejo adecuado. Se vio también que en estos últimos años el bosque ha crecido y se espera que siga creciendo, dejando otros tipos de vegetación buffer con menos área de cobertura, siendo esto una posible forma de manejo que debe ser estudiada, ya que se aumenta la superficie con mayor capacidad de infiltración. No obstante, hay que tener en cuenta que la zona buffer de arbustal tuvo una historia agrícola reciente, lo que puede ser un inconveniente al comparar su performance como buffer con las otras zonas estudiadas. Es posible que existan arbustales en la zona buffer del embalse de Paso Severino en mejor estado de conservación y deberán ser estudiados para conocer realmente su rol amortiguador.

Si bien las acciones de manejo deben estar focalizadas a reducir la fuente de contaminantes (e.g., reduciendo las aplicaciones de fertilizantes y abonos), ésto no es siempre posible debido a los requerimientos de los cultivos, por lo que también se debería estudiar el efecto de un reforzamiento de estas medidas en una zona de amortiguación con un manejo adecuado según corresponda por sus características locales.

Se han llevado a cabo varios estudios sobre el ancho requerido para maximizar su efectividad, obteniendo resultados antagónicos (Wenger, 1999; Mayer et al., 2007). El ancho necesario para cada sitio puede ser menor o mayor al que se recomienda en la literatura científica, ya que la efectividad de la zona buffer depende del tipo de suelo, la pendiente, y uso de los suelos, entre otros factores (Wenger, 1999). Este estudio concluye que, en estas condiciones y en este lugar, las zonas buffer del ancho implementado sí retienen nutrientes provenientes de las actividades agrícolas, pero no se puede saber si una zona buffer con otro ancho puede o no ser efectiva. Para esto, es necesario llevar a cabo estudios correlacionando el ancho de las franjas buffer con los nutrientes retenidos en ellas

Asimismo, se destaca el monitoreo de la dinámica de los cambios de cobertura de suelo con imágenes satelitales, como los presentados en este estudio. Estos estudios deberían ser incentivados como una herramienta de gestión para la identificación de patrones de cambio en las zonas buffer y así diseñar estrategias de conservación sitio-específicas.

7. APORTES A LA GESTIÓN Y PERSPECTIVAS

Si bien se conoce que los escenarios planteados son simplificaciones hipotéticas y no reales ya que no se están tomando en cuenta los otros destinos de la descomposición de la necromasa, se llegó al resultado de que el potencial aporte de nutrientes al embalse por la descomposición de la necromasa no es despreciable. En este estudio se sugiere profundizar en el estudio del diseño de medidas de manejo locales para mejorar la eficiencia de la vegetación riparia en la asimilación de nutrientes provenientes de las zonas agrícolas ubicadas pendiente arriba.

Primeramente, se sugiere estudiar los efectos de una remoción periódica del excedente de biomasa de gramíneas y herbáceas acumuladas en zonas de amortiguamiento. Esta acción podría reducir la retención de nutrientes por parte de la necromasa, y disminuir el coeficiente de exportación de nutrientes transportada en el agua de escorrentía superficial (Lee et al., 2000). La remoción de la biomasa acumulada podría tener otras consecuencias positivas, ya que puede incrementar la tasa de remoción de nutrientes del suelo y promover un nuevo período de crecimiento vegetal que consume más nutrientes (Maron & Jefferies, 2001, Hefting et al., 2005).

Sin embargo, no todos los efectos de la acumulación de biomasa son negativos. La cama vegetal también podría proporcionar servicios ecosistémicos relevantes desde un punto de vista ecológico, tales como influir en la temperatura y humedad del suelo, y en la luz que llega a su superficie. Esto genera cambios en la comunidad de los suelos, tanto a nivel estructural (e.g. composición, riqueza, diversidad, interacciones entre organismos) como a nivel funcional (ciclado de carbono y nutrientes) (Facelli y Pickett, 1991). Es por esta razón que se sugiere continuar con los estudios sobre el manejo de estas zonas buffer, profundizando en una remoción parcial de la cama vegetal, manteniendo volúmenes bajos de necromasa.

Por otra parte, debido a la importancia de las condiciones ambientales y los distintos niveles de escorrentía en la descomposición y transporte de los nutrientes al cuerpo de agua, se sugiere estudiar las consecuencias de remover la necromasa de herbáceas antes de los meses fríos (cuando hay más humedad), cuando el transporte por escorrentía puede llegar a ser alto o incluso total en situaciones de desborde del embalse.

Asimismo, otro factor que se sugiere estudiar en los meses fríos es la importancia de la comunidad de gramíneas estivales en brindar al campo natural una resistencia a la invasión por especies exóticas (Burkart et al., 1998). Este factor deberá ser igualmente evaluado en función al tipo de manejo a realizar.

Rodriguez-Gallego et al. (2020b) recomienda distintos tipos de manejo para la zona del Embalse de Paso Severino, dentro de los cuales se destacan realizar manejos mediante pastoreo con ganado periódico, fundamentando que el ganado deberá ajustarse en función al sistema de rotación más adecuado para el productor. Por otro lado, también recomienda el manejo con maquinaria cortadora rotativa para cortar y remover la vegetación herbácea en invierno con las consideraciones de que algunas zonas pueden ser difícil su acceso por quedar anegadas o estar muy saturado el suelo, por lo que recomienda (al igual que en el presente trabajo) realizar el corte y remoción vegetal antes de las épocas de lluvia (Otoño).

Los bosques ribereños brindan una amplia gama de servicios ecosistémicos (Carrere, 2001), dentro de los cuales se encuentran la capacidad de infiltrar los nutrientes que son transportados por la escorrentía superficial desde la zona agrícola y también por la baja cantidad de nutrientes que aporta por la descomposición de la necromasa de herbáceas y graminoides, en comparación con las otras dos ZB estudiadas. Estos servicios pueden

evaluarse localmente para generar estrategias de manejo para reducir los nutrientes exportados a nivel de la zona buffer del Embalse, como por ejemplo promover la expansión o reforestación de la zona de bosque, mediante plantaciones de vegetación leñosa nativa y manteniendo un manejo de las especies exóticas invasoras.

8. FINANCIACIÓN

Este trabajo recibió financiación de beca de maestría de ANII (POS_NAC_2018_1_151176), mientras que el trabajo de campo y laboratorio durante el período 2018-2019 fue financiado por DINAMA (MVOTMA) mediante un convenio con la UdelaR-CURE (responsables, Dra Rodríguez-Gallego y Dra Meerhoff).

9. DIFUSIÓN DE RESULTADOS:

EN CONGRESOS:

Cabrera-Lamanna L., Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de Leon, G., Castagna, A., Gonzalez, L., Costa, S., Meerhoff, M. 2020. Efectos secundarios de la excusión de Ganado en el Embalse de Paso Severino. X Congreso de la Red Latinoamericana de Ciencias Ambientales. Presentación oral.

Cabrera-Lamanna L., Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de Leon, G., Castagna, A., Gonzalez, L., Costa, S., Meerhoff, M. 2019. Rol buffer de la vegetación riparia.: Caso del Embalse Paso Severino. 6th Conference on Farming Systems Design (FSD6)- Presentación de Poster

Cabrera-Lamanna L., Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de Leon, G., Castagna, A., Gonzalez, L., Costa, S., Meerhoff, M. 2019. Efecto buffer de la vegetación riparia.: Caso del Embalse Paso Severino Descripción de metodologías. X Jornada de PEDECIBA-Geociencias 2019- Presentación de Poster

EN ARTÍCULOS E INFORMES:

- Cabrera-Lamanna, L., Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de León, G., Castagna, A., González, L., Costa, S. & Meerhoff, M. in prep. Unpredicted effect of cattle exclusion at the buffer zones in the reservoir Paso Severino: the potential nutrient supply of the necromass.
- Calvo, C., Cabrera-Lamanna, L., De León, G., Castagna, A., Costa, S., González, L., Rodríguez-Gallego, L. & Meerhoff, M. in prep. Phosphorus retention by three different buffer zones in superficial runoff and subsurface water.
- Calvo, C., De León, G., González Carreira, L., Costa, S., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Meerhoff, M. & Rodríguez-Gallego, L. 2020. Metodología para el monitoreo subsuperficial de aportes de nutrientes a sistemas hídricos, Embalse de Paso Severino, Uruguay. *Revista Latino-Americana de Hidrología Subterránea*. 03(7)
- Rodríguez-Gallego L., Calvo C., G. de León, A. Castagna, L. Cabrera-Lamanna, S. Costa, L. González, & M. Meerhoff. 2020. Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.
- Rodríguez-Gallego L., G. de León, S. Costa, Calvo C., A. Castagna, L. Cabrera, L. González, & M. Meerhoff. 2020. Recomendaciones para el manejo de zonas buffer para reducir la exportación de nutrientes desde predios productivos al Embalse de Paso Severino. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE-UDELAR. 21 pp

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Zreig, M., Rudra, R.G., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N. & Kaushik, N.K. 2003. Phosphorus Removal in Vegetated Filter Strips. *Journal of Environmental Quality*. 32:613–619
- Achkar, M., Dominguez, A. & Pesce, F. 2012. Cuenca del Río Santa Lucía-Uruguay. Aportes para la discusión ciudadana.
- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*. :439-449.
- Aguiar, Jr., Rasera., Parron, L.M., Brito, A.G. & Ferreira, M.T. 2015. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*. 149 :74-80
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., Rodó, E., Machado, I., Pacheco, J.P., Castoglioni, R. & Gabito, L. 2008. Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Informe final, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente-Facultad de Ciencias, UdelaR
- Al-wadaey, A., Wortmann, C.S., Franti, T.G., Shapiro, C.A. & D.E. Eisenhauer 2012. Effectiveness of grass filters in reducing phosphorus and sediment runoff. *Water Air Soil Pollut* 223: 5865-5875
- Alaoui A., Rogger M., Peth S. & Blöschl, G. 2018. Does soil compaction increase floods? A review. *Journal of Hydrology*. 557:631-642.
- Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar, G., Bonilla, S., Arocena, R., Haakonsson, S., Aubriot, L., Goyenola, G., Muniz, P., Marrero, A., Hutton, M., Venturini, N., Pita, A.L., Iglesias, K., Ríos, M., Zaldúa, N., Teixeira de Mello, F., Soutullo, A., Eguren, G., Victoria, M., López Tort, F., Maya, L., Castells, M., Benitez, M.J., Lizasoain, A., Bertoni, E., Bortagaray, V., Salvo, M., Colina, R., Azuriz, K., Castagnet, N., Evia, V., Fernández, A., Lagos, X., Marrero, L., Milans, F., Piaggio, M., Rezzano, N., López, J., Rodríguez, L., Garat, S., Pintos, M., Iriburo, A., Brena, B. & Méndez, H. 2019. Water Quality in Uruguay: Current status and challenges. *Water Quality In The Americas*. InterAmerican Network of Academies of Sciences :562
- Altesor, A., Oesterheld, M., Lezama, F., Leoni, E. & Rodríguez, C. 2002. Effect of grazing enclosure on community structure and productivity of an Uruguayan grassland. 45th International Association of Vegetation Science Symposium, Porto Alegre, Brasil
- Altesor, A., Piñeiro, G., Lezama, F., Jackson, R. B., Sarasola, M., & Paruelo, J. M. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *Journal of Vegetation science*. 17(3): 323-332.
- APHA. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington DC, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation
- Arshad, M. A., & Coen, G. M. 1992. Characterization of soil quality: physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture*. 25-31
- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F. & Bonilla, S. 2017. Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *INNOTEC* 14:7-16.

- Barreto, P., Ernst, O., & Perdomo, C. 2014. Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. In Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS. :6-8.
- Belsky, A.J. 1994. Influence of trees on savanna productivity: test of shade nutrients, and tree-grass competition. *Ecology* 75: 922-932
- Berg, B., & McClaugherty, C. 2014. Decomposition as a process: some main features. *Plant Litter*. Springer. :11-34.
- Bonilla, S. & Meerhoff, M. 2013. Informe CASAS. Estado actual de Sistemas acuáticos superficiales: Estado actual de la calidad del agua de sistemas acuáticos superficiales en Uruguay y recomendaciones, con énfasis en la cuenca del Río Santa Lucía. Facultad de Ciencias. UdelaR
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pérez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F. & Aubriot, L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC* 10: 9-22.
- Bouyoucos, G., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal* 54:464–465.
- Brazeiro, A. 2018. Recientes avances en investigación para la gestión y conservación del bosque nativo de Uruguay. Facultad de Ciencias, MGAP, BMEL. Montevideo.
- Breiman, T. & Cutler, A. 2018. Package ‘randomForest’. The Comprehensive R Archive Network, 4.
- Bremner, J.M. 1965. Total nitrogen. In: Black, C.A. (Ed.), *Methods of soil analysis*. ASA, Madison, Wisconsin. 2(9):1149–1178.
- Brugnoli, E., Masciardi, S. & Muniz, P. 2009. Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental. ECOplata-InBUy-Sección Oceanología, Facultad de Ciencias UdelaR.
- Bu, X., Xue, J., Zhao, C., Wu, Y., Han, F. & Zhu, L. 2016. Sediment and nutrient removal by integrated tree-grass riparian buffers in Taihu Lake watershed, eastern China. *Journal of Soil and Water Conservation*. 71(2):129-136
- Brussa-Lafarge, P. N. 2018. Ecotono bosque-pastizal serrano: efectos del ganado en la expansión del bosque. Tesis de grado, Licenciatura en Ciencias Biológicas. Profundización en Ecología. Facultad de Ciencias. UdelaR
- Burke, W., Gabriels, D. & Bruma, J. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam.30-31
- Burkart, S. E., León, R. J. C., Perelman, S. B., & Agnusdei, M. 1998. The grasslands of the flooding pampa (Argentina): floristic heterogeneity of natural communities of the southern Río Salado basin. *Coenoses*, 17-27.
- Cabrera-Lamanna, L., Rodríguez-Gallego, L., Calvo, C., de León, G., Castagna, A., González, L., Costa, S. & Meerhoff, M. in prep. Secondary effect of the cattle exclusion at the buffer zones in the reservoir Paso Severino: the potential nutrient supply of the necromass.
- Calviño, P., Echeverría, H. E., & Redolatti, M. 2000. Estratificación de fósforo en el suelo y diagnóstico de la fertilización fosfatada en trigo en siembra directa. In *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. AACCS, Mar del Plata, Argentina.
- Calvo, C., De León, G., González Carreira, L., Costa, S., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Meerhoff, M. & Rodríguez-Gallego, L. 2020. Metodología para el monitoreo subsuperficial de aportes de nutrientes a sistemas hídricos, Embalse

- de Paso Severino, Uruguay. *Revista Latino-Americana de Hidrología Subterránea*. 03(7)
- Calvo, C., Cabrera-Lamanna, L., De León, G., Castagna, A., Costa, S., González, L., Rodríguez-Gallego, L. & Meerhoff, M. in prep. Phosphorus retention by three different buffer zones in superficial runoff and subsurface water.
- Carrere, R. 2001. El Monte Indígena, mucho más que un conjunto de árboles. Editorial Nordan- Comunidad.:100
- Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*. 36:75-99.
- Castagna, A, et al. in prep. Evaluación de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas mediante simulación de lluvia. INNOTEC
- Castro, H. & Freitas, H. 2009. Above-ground biomass and productivity in the Montado: From herbaceous to shrub dominated communities. *Journal of Arid Environments*. 73: 506-511
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J.P. & Fabián, D. 2010. Trophic assessment of streams in Uruguay: A trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11(2): 362–369.
- Chalar G., Garcia-Pesenti P., Silva-Pablo M., Perdomo C., Olivero V. & Arocena R. 2017. Weighing the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65: 76-84.
- Chase, J.W., Benoy, G.A., Hann, S.W.R., Culp, J.M., 2016. Small differences in riparian vegetation significantly reduce land use impacts on stream flow and water quality in small agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*. 71(3), 194-205.
- Chander, G., Markham, B.L. & Helder, D.L. 2009. Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors. *Remote Sensing of Environment*. RSE-D-08-00684.
- Chavez, P.S. 1988. An Improved Dark-Object Subtraction Technique for Atmospheric Scattering Correction of Multispectral Data. *Remote Sensing of Environment*. 24:459-479
- Chiffard, P., Blume, T., Maerker, K., Hopp, L., Meerveld, IV., Graef, T., Gronz, O., Hartmann, A., Kohl, B., Martini, E., Reinhardt-Imjela, C., Reiss, M., Rinderer, M. & Achleitner, S. 2019. How can we model subsurface stormflow at the catchment scale if we cannot measure it?. *Hydrological Processes* 33:1378-1385.
- Cohen, J. 1960. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*. 20(1): 37–46.
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Contreras, E., Egüen, M., Nofuentes, M. & Polo, M.J. 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo*.(9)
- Diario “La República” 2019. Más de 4.000 árboles ya se plantaron buscando restaurar el monte nativo. Voluntarios siguen «dándole una mano» a la cuenca del Santa Lucía. (Edición: Sep 25, 2019).
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service

- assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 104(52): 20684-20689.
- Dosskey M.G., Vidon P., Gurwick N.P., Allan C.J., Duval T.P. & Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving water quality. *Journal of American Water Resources Association*. 46: 261-277.
- Du, N., Li, W., Qiu, L., Zhang, Y., Wei, X., & Zhang, X. 2020. Mass loss and nutrient release during the decomposition of sixteen types of plant litter with contrasting quality under three precipitation regimes. *Ecology and evolution*. 10(7): 3367-3382.
- Dunne, T., Zhang, W., & Aubry, B. F. 1991. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*. 27(9): 2271-2285.
- Elosegui, A. & Sabater, S. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVa.
- Etchebarne, V. 2014. Efectos de la exclusión del Ganado en la regeneración de la comunidad arbórea en bosques serranos de Aiguá (Maldonado, Uruguay). *Tesina de Maestría en Ciencias Biológicas*. Facultad de Ciencias. UdelaR
- Facelli, J. M., & Pickett, S. T. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The botanical review*. 57(1): 1-32
- Fujita, T. 2016. Relative importance of perch and facilitative effects on nucleation in tropical woodland in Malawi. *Acta oecologica*. 70: 45-52.
- Furch, K., & Junk, W. J. 1997. The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves, and leaf litter of floodplain forests. In *The central Amazon floodplain*. Springer. :187-205.
- Genta, J., Failache, N., Alonso, J., Chao, R., Sordo, A. & Fernández, C. 2001. *Balances hídricos superficiales en cuencas del Uruguay*. Tech. Rep. 1, Facultad de Ingeniería, Universidad de la República - Dirección Nacional de Hidrografía, Ministerio de Transporte y Obras Públicas, Uruguay and PHI-UNESCO.
- Gordon, L.J., Peterson, G.D. & Bennett, E.M. 2008. Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology and Evolution*. 23:211–219.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E. & Kronvang, B. 2015a. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*.19: 4099–4111
- Goyenola G., Meerhoff M., Teixeira de Mello F., González-Bergonzoni I., Graeber D., Fosalba C., Vidal N., Mazzeo N., Oversen NB., Jeppesen E., Kronvang B. 2015b. Phosphorus dynamics in lowland streams as a response to climatic, hydrological and agricultural land use gradients. *Hydrology and Earth System Sciences*., 12: 3349-3390.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A. & Cummins, K.W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*. 41(8):540-551
- Grela IA. 2003. Evaluación del estado sucesional de un bosque subtropical de quebradas en el norte de Uruguay. *Acta Botanica Brasilica*. (2):17.
- Haddaway N.R., Brown C., Eggers S., Josefsson J., Kronvang B., Randall N., Uusi-Kämpä J. 2016. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields. A systematic map protocol. *Environmental Evidence*. 5(1):18

- Hantson, S., & Chuvieco, E. 2011. Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 13(5):691–700.
- Haygarth, P. M., & Sharpley, A. N. 2000. Terminology for phosphorus transfer. *Journal of environmental quality*. 29(1): 10-15.
- Hefting, M. M., Clement, J. C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G. & Verhoeven, J. T. 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecological Engineering*. 24(5): 465-482.
- Hille, S., Graeber, D., Kronvang, B., Rubæk, G. H., Onnen, N., Molina-Navarro, E., Baattrup-Pedersen, A., Heckrath, G.J & Stutter, M. I. 2019. Management options to reduce phosphorus leaching from vegetated buffer strips. *Journal of environmental quality*. 48(2): 322-329.
- House, J. I., Archer, S., Breshears, D. D., Scholes, R. J., & NCEAS Tree–Grass Interactions Participants. 2003. Conundrums in mixed woody–herbaceous plant systems. *Journal of biogeography*. 30(11): 1763-1777.
- Hu, G. & Li, X. 2019. Subsurface flow. *Observation and Measurement of Ecohydrological Processes*. 307-324.
- IGAC (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). 2013. Descripción y Corrección de Productos LandSat 8. LDCM. Bogotá, Colombia.
- INUMET. Instituto Nacional de Meteorología. <https://www.inumet.gub.uy/>
- Iserloh T., Ries J., Cerdà A., Echeverría M., Fister W., Geisharpler C., Kuhn N., León F., Peters P. & Schindewolf M. 2013. Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Z. Geomorphol (Supplementary Issues 57)*: 11-26
- Johnston, C. A. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 21(5-6):491-565.
- Kamphorst A. 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35:407-415.
- Karr, J.R. & Schlosser, I.J. 1978. Water resources and the land-water interface. *American Association for the Advancement of Science*. 43(52):229-234
- Kirkham, M.B. 2005. Field capacity, wilting point, available water, and the non-limiting water range. *Principles of Soil and Plant Water Relations*: 101-115.
- Klute, A. & Dirksen, C. 1986. Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods. In: A. Klute (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. SSA Book (5)
- Kruk, C., Martínez, A., Martínez de la Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, A., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pirez, M., Gabito, L., Alcántara, I. & Yannicelli, B. 2019. Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC 2019*.18:36-68
- Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. 1998. Leaf energy budgets: effects of radiation and temperature. In *Plant Physiological Ecology*. Springer. 210-229.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*. 12(12):474–478.
- Lee, K. H., Isenhardt, T. M., Schultz, R. C., & Mickelson, S. K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of environmental quality*. 29(4): 1200-1205.

- Lescano C. 2016. Retención de nutrientes de pastizales naturales. Tesis de grado, Licenciatura en Ciencias Biológicas. Profundización en Ecología. Facultad de Ciencias. UdelaR
- Li, X. G., Jia, B., Lv, J., Ma, Q., Kuzyakov, Y., & Li, F. M. 2017. Nitrogen fertilization decreases the decomposition of soil organic matter and plant residues in planted soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 112: 47-55.
- Marabel-García M. & Álvarez-Taboada F. 2014. Estimación de biomasa en herbáceas a partir de datos hiperespectrales, regresión PLS y la transformación continuum removal. *Asociación Española de Teledetección*. 42: 49-59.
- Maron, J. L., & Jefferies, R. L. 2001. Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications*. 11(4): 1088-1100.
- Mayer, P. M., Reynolds Jr, S. K., McCutchen, M. D., & Canfield, T. J. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of environmental quality*, 36(4): 1172-1180
- McKergrow, L.A., Weaver, D.M., Prosser, I.P., Grayson, R.B. & Reed, A.E. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270:253–272
- Moss B. 1998. *Ecology of fresh waters: Man and medium, past to the future*. Blackwell Science Oxford, UK.
- Mostacedo B. & Fredericksen T.S. 2000. *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. BOLFOR. Santa Cruz, CP.
- Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chemica Acta*. (27):31–36.
- MVOTMA, 2013. *Plan de acción para la protección del agua en la cuenca del Santa Lucía*. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente
- Naiman R.J. & Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 28:621-658.
- Osborne, L. L., & Kovacic, D. A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater biology*. 29(2): 243-258
- Pacheco, J.P., Arocena, R., Chalar, G., García, P., Gonzalez-Piana, M., Fabián, D., Olivero, V. & Silva, M. 2012. Evaluación del estado trófico de arroyos de la cuenca de Paso Severino (Florida, Uruguay) mediante la utilización del índice biótico TSI-BI. *Revista científica del Comité de Medio Ambiente del Grupo Montevideo*. 4:80-91
- Pal, M. 2005. Random forest classifier for remote sensing classification. *International Journal of Remote Sensing*. 26(1): 217–222.
- Pezzani, F., Baeza, S. & Paruelo, J.M. 2010. Efecto de los arbustos sobre el estrato herbáceo de pastizales. *Proyecto FPTA 175* (13).
- Peterjohn W.T. & Correll D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65:466–1475.
- Piñeiro, G. 2011. Impactos de la ganadería sobre la dinámica del C y N en los pastizales del Río de la Plata. *Proyecto FPTA 175*(5):79-96.
- Prudencio, F. 2019. Impacto acumulado de las actividades antrópicas en la dinámica del cambio de cobertura y uso de tierra en los Andes del norte del Perú: caso cuenca Mashcón. Tesis para optar el Título Profesional de Ingeniero Geógrafo. Perú

- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., & Gale, P. M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*. 29(1): 83-146.
- Reid, K., Schneider, K. & McConkey, B. 2018. Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. *Frontiers in Earth Science*. 6:135.
- Reporte Uruguay. 2015. Capítulo: Medio ambiente y recursos naturales. Dirección de presupuestos, control y evaluación de la gestión. Ministerio de Desarrollo Social. Montevideo. UY
- Rios, S.L. & Bailey, R. 2006. Relationship between ribereñan vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*. 553:153-160.
- Roberts, W.M., Matthews, R.A., Blackwell, M.S.A., Peukert, S., Collins, A.L., Stutter, M.I., & Haygarth, P.M. 2013. Microbial biomass phosphorus contributions to phosphorus solubility in riparian vegetated buffer strip soils. *Biology and Fertility of Soils*, Springer.
- Rodríguez, C. & Cayssials, V. 2011. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería. *Proyecto FPTA 175* (4):69-78.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. & Conde. D. 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 188:116-126
- Rodríguez-Gallego L., Calvo C., G. de León, A. Castagna, L. Cabrera-Lamanna, S. Costa, L. González, & M. Meerhoff. 2020a. Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.
- Rodríguez-Gallego L., G. de León, S. Costa, Calvo C., A. Castagna, L. Cabrera, L. González, & M. Meerhoff. 2020b. Recomendaciones para el manejo de zonas buffer para reducir la exportación de nutrientes desde predios productivos al Embalse de Paso Severino. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE-UDELAR. 21 pp
- Sankey, T.T. 2012. Woody-herbaceous-livestock species interaction. *Ecotones between Forest and Grassland*, Springer. Myster, R.W: 89- 114.
- Schwer, C.B., & Clausen, J.C. 1989. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. *Journal of Environmental Quality*. 18(4): 446-451.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 24(5): 920-926.
- Sharpley, A.N., Gburek, W.J., Folmar, G. & Pionke, H.B. 1999. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management*. 41:77-89
- Stutter, M. I., Langan, S. J., & Lumsdon, D. G. 2009. Vegetated buffer strips can lead to increased release of phosphorus to waters: a biogeochemical assessment of the mechanisms. *Environmental science & technology*. 43(6): 1858-1863.
- Stutter, M.I. Chardon, W.J. & Kronvang, B. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of Environmental Quality*. 41:297–303
- Stutter, M., Kronvang, B., Ó hUallacháin, D., & Rozemeijer, J. 2019. Current insights into the effectiveness of riparian management, attainment of multiple benefits, and potential technical enhancements. *Journal of environmental quality*, 48(2): 236-247.

- Swift, M. J., Heal, O. W., Anderson, J. M., & Anderson, J. M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press (5).
- Tabacchi, E., Lambs, L., Guillo, H., Planty-Tabacchi, A.M., Muller, E. & Decamps, H. 2000. Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological Processes*. 14(17): 29-59
- Tamura, M., Suseela, V., Simpson, M., Powell, B., & Tharayil, N. 2017. Plant litter chemistry alters the content and composition of organic carbon associated with soil mineral and aggregate fractions in invaded ecosystems. *Global Change Biology*. 23(10): 4002-4018.
- Traversa-Tejero, I.P. 2016. Sistemas productivos y sustentabilidad en cuencas hidrográficas en Uruguay. *Agropampa*. 2(1): 123-136.
- Verheyen, D., Van Gaelen, N., Ronchi, B., Batelaan, O., Struyf, E., Govers, G., Merckx, R. & Diels, J. 2015. Dissolved phosphorus transport from soil to surface water in catchments with different land use. *A Journal of the Human Environment. AMBIO*. 44(2):228–240.
- Verrot, L., Geris, J., Gao, L., Peng, X., Oyesiku-Blakemore, J., Smith, J.U., Hodson, M.E., Zhang, G. & Hallett, P.D. 2019. A simple modelling framework for shallow subsurface water storage and flow. *Water*. 11:1725.
- Vidon, P., Campbell, M.A. & Gray, M. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management*. 95:322-330
- Visualizador DINAMA. www.dinama.gub.uy/oan/geoportal/
- Walkley, A. & Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 37(1):29–38
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Univ. of Georgia, Institute of Ecology, Office of Public Service and Outreach, Athens, GA.
- Wilkins, M. B. 1984. *Advance Plant Physiology*. Pitman Publishing. 581(1)
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., & Zhou, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*. 1(2): 85-93.
- Zhang, J. L., Zhang, W., & Gao, L. P. 2008. Litter decomposition and nitrogen release in enclosed grassland of Malong County. Yunnan Province. *Pratacultural Science*. 25(7): 77-82.
- Zhang X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, RA. & Eitzel, M. 2010. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of environmental quality*. 39:76-84.
- Zhao L., Hou, R., Wu, F. & Keesstra, S. 2018. Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. *Soil and Tillage Research*. 179: 47-53

Anexo I:

Para las clasificaciones de cobertura y uso de tierra de los años 2019, 2015, 2013, se calculó:

La matriz de confusión (unidad de píxeles): permite la visualización del desempeño de un algoritmo que se emplea en aprendizaje supervisado.

El índice de Kappa de Cohen, el cual es una medida de concordancia entre los dos tipos de evaluaciones (observaciones y predicciones).

Matriz de Confusión 2019

Clases	Agricultura	Bosque	Campo Natural	Arbustal	Cuerpo de agua	Total observado	Precisión del usuario		
								Observaciones	
Agricultura	75	0	6	0	0	81	0.9		
Bosque	0	96	0	0	0	96	1.0		
Campo Natural	0	4	86	3	0	93	0.9		
Arbustal	0	4	0	13	0	17	0.8		
Cuerpo de agua	0	0	0	0	871	871	1.0		
Total predicho por el modelo	75	104	92	16	871	1158			
Precisión del productor	1.00	0.92	0.93	0.81	1.00			0.985	Precisión global
								0.965	Kappa

Matriz de Confusión 2015

Clases	Agricultura	Bosque	Campo Natural	Arbustal	Cuerpo de agua	Total observado	Precisión del usuario		
								Observaciones	
Agricultura	79	0	15	5	0	99	0.8		
Bosque	0	61	0	0	0	61	1.0		
Campo Natural	13	0	68	5	0	86	0.8		
Arbustal	2	6	6	16	0	30	0.5		
Cuerpo de agua	0	0	0	0	542	542	1.0		
Total predicho por el modelo	94	67	89	26	542	818			
Precisión del productor	0.84	0.91	0.76	0.62	1.00			0.94	Precisión global
								0.88	Kappa

Matriz de Confusión 2013

Clases	Agricultura	Bosque	Campo Natural	Arbustal	Cuerpo de agua	Total observado	Precisión del usuario		
								Observaciones	
Agricultura	134	2	16	4	0	156	0.9		
Bosque	0	51	0	6	0	57	0.9		
Campo Natural	34	0	40	0	0	74	0.5		
Arbustal	10	1	1	28	0	40	0.7		
Cuerpo de agua	0	0	0	0	640	640	1.0		
Total predicho por el modelo	178	54	57	38	640	967			
Precisión del productor	0.75	0.94	0.70	0.74	1.00			0.92	Precisión global
								0.85	Kappa

Anexo II:

Figura extraída del mapa Visualizador DINAMA en Noviembre del 2020 <https://www.dinama.gub.uy/visualizador/>. Muestra la franja de amortiguación del Embalse Paso Severino y según una clasificación de colores el cumplimiento de la medida 8 (ubicación de la agricultura a los 100 metros del embalse). El mapa se realizó con datos de padrones del año 2017.

