



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY

**Dinámica del fósforo y nitrógeno en  
escorrentía superficial de pastizales  
ribereños: un estudio multivariado en la  
cuenca del río Negro, Uruguay**

Carolina Ribas Fros

Magíster en Ciencias Agrarias  
Opción Ciencias Vegetales

Diciembre, 2025

**Dinámica del fósforo y nitrógeno en  
escorrentía superficial de pastizales  
ribereños: un estudio multivariado en la  
cuenca del río Negro, Uruguay**

Carolina Ribas Fros

Magíster en Ciencias Agrarias  
Opción Ciencias Vegetales

Diciembre, 2025

Esta tesis de maestría se distribuye bajo licencia

Creative Commons **reconocimiento – no comercial – sin obra derivada.**



Tesis aprobada por el tribunal integrado por Dra. Lorena Rodríguez, Dr. Marcelo Ferrando y Dra. Claudia Rodríguez el 30 de diciembre de 2025. Autora: Lic. Carolina Ribas. Director: Dr. Marcel Achkar. Codirectora: Dra. María Laura Lavaggi.

## **Agradecimientos**

En primer lugar, agradecer a mis tutores, Marcel y María Laura, por su orientación y apoyo durante el proceso de esta investigación. Sus conocimientos fueron fundamentales para el diseño de la metodología y para el desarrollo de este trabajo.

A los establecimientos “La Perdiz” y “Santa Isabel” de la empresa Del Carmen S.A. por permitirme realizar el estudio en su predio y brindarme los datos de producción.

Al equipo docente del grupo de Ecología Funcional de Sistemas Acuáticos del CURE por el equipo de lluvia artificial.

A la Facultad de Agronomía por brindarme la oportunidad de realizar esta maestría, a la Facultad de Ciencias —mi casa— y al Cenur Noreste, por su apoyo institucional y académico.

A la Comisión Académica de Posgrados (CAP), por la beca de apoyo a docentes para estudios de posgrado, y a la Comisión Coordinadora del Interior (CCI), por las dos becas de subsidio de viáticos y pasajes.

A mis compañeros de trabajo, quienes me acompañaron en los muestreos de campo y, en particular, a Karolain, con quien compartí no solo el esfuerzo y las dificultades, sino también aprendizajes y buenos momentos.

A mi esposo, Gonzalo, y a mis padres, Juan Carlos y Raquel, por su apoyo incondicional, su paciencia y su aliento constante, que me dieron la fuerza necesaria para culminar este camino.

A todos los docentes y compañeros que, de una u otra forma, contribuyeron a que este proceso fuera posible, compartiendo conocimientos, experiencias y motivación.

## **TABLA DE CONTENIDO**

|                                                                                                                    |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Agradecimientos .....</b>                                                                                       | <b>V</b>  |
| <b>Resumen .....</b>                                                                                               | <b>IX</b> |
| <b>Summary .....</b>                                                                                               | <b>XI</b> |
| <b>1. Introducción .....</b>                                                                                       | <b>1</b>  |
| <b>1.1. Importancia de los pastizales naturales y servicios ecosistémicos ....</b>                                 | <b>2</b>  |
| <b>1.2. Cambios de uso de suelos .....</b>                                                                         | <b>3</b>  |
| <b>1.3. Zonas ribereñas como áreas de amortiguación de nutrientes<br/>    provenientes de fuentes difusas.....</b> | <b>4</b>  |
| <b>1.4. Mecanismos de retención de nutrientes en las áreas ribereñas .....</b>                                     | <b>7</b>  |
| <b>1.5. Antecedentes .....</b>                                                                                     | <b>9</b>  |
| <b>1.6. Objetivo general .....</b>                                                                                 | <b>13</b> |
| <b>1.7. Objetivos específicos.....</b>                                                                             | <b>13</b> |
| <b>1.8. Hipótesis y predicciones .....</b>                                                                         | <b>14</b> |
| <b>2. Materiales y métodos .....</b>                                                                               | <b>16</b> |
| <b>2.1. Sitio de estudio .....</b>                                                                                 | <b>17</b> |
| <b>2.2. Diseño experimental .....</b>                                                                              | <b>21</b> |
| 2.2.1. Selección de puntos de muestreo .....                                                                       | 21        |
| 2.2.2. Descripción del pastizal ribereño .....                                                                     | 23        |
| 2.2.3. Muestreo de suelos.....                                                                                     | 24        |
| 2.2.4. Momentos de muestreo .....                                                                                  | 24        |
| 2.2.5. Simulaciones de lluvia .....                                                                                | 26        |
| <b>2.3. Análisis químicos .....</b>                                                                                | <b>27</b> |
| <b>2.4. Análisis de datos .....</b>                                                                                | <b>28</b> |
| 2.4.1. Comparaciones entre puntos de muestreo y entre sitios .....                                                 | 29        |

|                                                                                                                                         |           |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 2.4.2. Relación entre concentración de nutrientes y variables explicativas .....                                                        | 30        |
| 2.4.3. Relación entre concentración de nutrientes y distancia .....                                                                     | 30        |
| 2.4.4. Modelo global del sistema.....                                                                                                   | 31        |
| <b>3. Resultados y discusión .....</b>                                                                                                  | <b>31</b> |
| <b>3.1. Descripción del pastizal ribereño .....</b>                                                                                     | <b>31</b> |
| <b>3.2. Comparaciones espaciales y temporales a lo largo de la transecta y entre zonas de estudio .....</b>                             | <b>34</b> |
| <b>3.3. Relación entre las concentraciones de nutrientes y las variables explicativas .....</b>                                         | <b>41</b> |
| <b>3.4. Relación entre las concentraciones de nutrientes y la distancia desde el cultivo.....</b>                                       | <b>52</b> |
| 3.4.1. Fósforo total.....                                                                                                               | 52        |
| 3.4.2. Nitrato.....                                                                                                                     | 56        |
| 3.4.3. Amonio.....                                                                                                                      | 59        |
| 3.4.4. Patrones generales de la concentración de nutrientes en función de la distancia .....                                            | 63        |
| <b>3.5. Modelo global del sistema: db-RDA .....</b>                                                                                     | <b>64</b> |
| <b>4. Conclusiones.....</b>                                                                                                             | <b>68</b> |
| <b>5. Bibliografía.....</b>                                                                                                             | <b>71</b> |
| <b>6. Anexos .....</b>                                                                                                                  | <b>88</b> |
| <b>6.1. Función de los pastizales ribereños en la mitigación de la carga de nitrógeno y fósforo en la escorrentía superficial .....</b> | <b>88</b> |
| <b>Resumen.....</b>                                                                                                                     | <b>88</b> |
| <b>Summary.....</b>                                                                                                                     | <b>89</b> |
| <b>6.1.1. Introducción.....</b>                                                                                                         | <b>90</b> |

|                                                                                                   |            |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>6.1.2. Materiales y métodos .....</b>                                                          | <b>93</b>  |
| 6.1.2.1. Sitio de estudio .....                                                                   | 93         |
| 6.1.2.2. Modelo de investigación.....                                                             | 95         |
| 6.1.2.3. Análisis químicos .....                                                                  | 99         |
| 6.1.2.4. Análisis de datos .....                                                                  | 99         |
| <b>6.1.3. Resultados y discusión .....</b>                                                        | <b>101</b> |
| 6.1.3.1. Caracterización de la vegetación.....                                                    | 101        |
| 6.1.3.2. Relación de la concentración de nutrientes en función de la<br>distancia al cultivo..... | 103        |
| 6.1.3.3. Comparaciones de la concentración de nutrientes entre sitios.<br>.....                   | 108        |
| 6.1.3.4. Relaciones entre concentración de nutrientes y variables<br>explicativa.....             | 111        |
| <b>6.1.4. Conclusiones .....</b>                                                                  | <b>115</b> |
| <b>6.1.5. Literatura citada .....</b>                                                             | <b>116</b> |

## **Resumen**

La expansión de la frontera agrícola promueve la transformación progresiva de los pastizales naturales, acompañada por la intensificación del uso del suelo. Estas modificaciones generan impactos sobre los ecosistemas, tanto por la sustitución de la cobertura vegetal, como por el incremento del aporte de nutrientes hacia cuerpos de agua por escorrentía superficial que favorecen procesos de eutrofización. En este contexto, los pastizales ribereños adquieren especial relevancia al actuar como zonas búfer capaces de retener y reducir las concentraciones de nutrientes derivados de fuentes difusas. El objetivo del estudio fue evaluar la variación espacial y temporal de las concentraciones de nitrógeno y fósforo en agua de escurrimiento superficial en una zona búfer del río Negro, Uruguay. Se modeló el flujo superficial del agua en un área agrícola adyacente a un pastizal ribereño, donde se instalaron, sobre una transecta de 105 m, nueve puntos de muestreo con tres repeticiones y un área testigo sin aportes agrícolas. Se efectuaron tres campañas en distintos momentos del ciclo agrícola —puente verde (PV), cultivo establecido (CE) y barbecho (BB)—, se realizaron simulaciones de lluvia para generar escorrentía, se colectaron muestras de suelo y se estimó la composición florística. Con el agua colectada se analizaron las concentraciones de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y fósforo total (PT). Los análisis estadísticos incluyeron modelos aditivos generalizados, regresión segmentada, correlaciones, PERMANOVA, clúster y análisis de redundancia basado en distancias. Los resultados de vegetación mostraron que las zonas búfer y control presentan signos de degradación. Aun así, el PT se redujo hasta 48 %, el  $\text{NO}_3^-$  hasta 90 % y el  $\text{NH}_4^+$  hasta 91 %, con variaciones dependientes de factores edáficos e hidrológicos. Los análisis multivariados evidenciaron que las variables hidrológicas y las propiedades del suelo tuvieron un papel central en la dinámica de nutrientes. El modelo global indicó que el porcentaje de escurrimiento, el suelo desnudo y la producción primaria fueron las variables determinantes para explicar su variación. En conclusión, los pastizales ribereños, aun degradados, cumplen un rol relevante en la reducción de nutrientes, aunque su eficacia depende de la estacionalidad, el estado de la vegetación y el manejo agrícola.

**Palabras clave:** agricultura, exportación de nutrientes, servicios ambientales del pastizal, zonas búfer

**Phosphorus and nitrogen dynamics in surface runoff from riparian grasslands:  
a multivariate study in the Negro River basin, Uruguay**

**Summary**

The expansion of the agricultural frontier promotes the progressive transformation of natural grasslands, accompanied by the intensification of land use. These modifications generate impacts on ecosystems not only through the replacement of plant cover but also by increasing the input of nutrients into water bodies through surface runoff, thus favoring eutrophication processes. In this context, riparian grasslands acquire special relevance as buffer zones capable of retaining and reducing nutrient concentrations derived from diffuse sources. This study aimed to evaluate the spatial and temporal variation of nitrogen and phosphorus concentrations in surface runoff water within a buffer zone of the Negro River, Uruguay. Surface water flow was modelled in an agricultural area adjacent to a riparian grassland, where nine sampling points with three replicates and a control area without agricultural inputs were installed along a 105 m transect. Three sampling campaigns were conducted at different stages of the agricultural cycle: green bridge (PV), established crop (CE) and fallow (BB). Rainfall simulations were performed to generate runoff, soil samples were collected and floristic composition was estimated. The collected water was analyzed for nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) and total phosphorus (TP) using spectrophotometric methods. Statistical analyses included generalized additive models, segmented regression, correlations, PERMANOVA, cluster analysis and distance-based redundancy analysis. Vegetation results showed that both buffer and control zones exhibited signs of degradation. Nevertheless, TP decreased by up to 48%,  $\text{NO}_3^-$  by 90% and  $\text{NH}_4^+$  by 91%, with variations dependent on edaphic and hydrological factors. Multivariate analyses revealed that hydrological variables and soil properties played a central role in nutrient dynamics. The global model indicated that runoff percentage, bare soil and primary productivity were the most determinant variables explaining nutrient variation. In conclusion, riparian grasslands, even under degraded conditions, play a relevant role in nutrient reduction, although their

effectiveness depends on seasonality, vegetation condition and agricultural management.

**Keywords:** agriculture, nutrient export, grassland ecosystem services, buffer zones

## **1. Introducción**

En las últimas décadas, a consecuencia de la expansión de la frontera agrícola, se han generado procesos de transformación en los usos del suelo en las zonas templadas del mundo, dentro de las cuales Sudamérica es una de las regiones más afectadas (Vallejos et al., 2024). La sustitución de ecosistemas, principalmente del pastizal natural, ha generado alteraciones en la cobertura vegetal, que provoca su degradación y desplazamiento hacia zonas marginadas o fragmentación del paisaje (Tiscornia et al., 2014).

Estos cambios en el uso de los suelos se dan principalmente por la implantación de cultivos agrícolas y forestales. Estas plantaciones utilizan productos químicos agronómicos que, a través del escurrimiento superficial, contribuyen a la contaminación de los cursos de agua, y afectan a los ecosistemas naturales en general y a los cuerpos de agua en particular, y causan eventos de floraciones de algas tóxicas que afectan tanto la salud animal como humana (Aubriot et al., 2020; Bonilla et al., 2015; Goyenola et al., 2021; Granados-Sánchez et al., 2007; Hawes y Smith, 2005). Por este motivo es importante contar con amortiguadores de estos contaminantes para evitar o disminuir su llegada a los cursos de agua y evitar o reducir la eutrofización del agua causada por el aporte de grandes cantidades de nitrógeno y fósforo. Los ecosistemas naturales tales como los bosques, pastizales y humedales poseen la capacidad de amortiguar, reducir y retener nutrientes provenientes de estas fuentes difusas, por lo que es imprescindible contar con estas áreas en la interfaz entre tierras agrícolas y cursos de agua (Elmore y Beschta, 1987; Hawes y Smith, 2005; Vigiak et al., 2007).

En este marco, es importante contar con estudios sobre el funcionamiento de estos ecosistemas naturales e identificar las principales variables que influyen en la retención de los nutrientes con el fin de implantar sistemas de manejo para reducir la carga de nutrientes que llegan a los cuerpos de agua. En este trabajo se avanza en la generación de información para comprender la variación espacial y temporal de las concentraciones de fósforo total, nitrato y amonio en aguas de escorrentía superficial

provenientes de cultivos y que transcurren por ecosistemas de pastizales, antes de llegar a la ribera del Río Negro.

### **1.1. Importancia de los pastizales naturales y servicios ecosistémicos**

Uruguay se encuentra enteramente comprendido dentro de lo que Soriano et al. (1992) denominaron *pastizales del Río de la Plata*. Estos comprenden una importante porción geográfica de pastizales templados subhúmedos, los cuales ocupan más de setenta millones de hectáreas. Esta unidad biogeográfica comprende una gran diversidad de hábitats que incluye bosques, arbustales, humedales y pasturas naturales (Herrera et al., 2014).

Los pastizales refieren a una comunidad herbácea de gran heterogeneidad y diversidad relativa en función de diferentes características morfológicas, geológicas y edafológicas que generan una multiplicidad de ambientes que se asocian a las condiciones de paisaje, clima y manejo (Pérez Rocha, 2020). Se estima que la flora uruguaya se compone de 3112 especies, de las 1977 pertenecen a los ecosistemas de pastizales (Bonifacino et al., 2025). Además, este ecosistema alberga a más de la mitad de las especies de aves, mamíferos y reptiles de la fauna uruguaya (Brazeiro et al., 2020). Los pastizales son de especial importancia no solo por la alta diversidad de flora y fauna que sustentan, sino también por las múltiples funciones y servicios ecosistémicos (SE) que brindan (Guido et al., 2025).

Se han reportado una serie de SE para los pastizales del Río de la Plata (Modernel et al., 2016) con alcance global, tanto de provisión, como es la producción de forraje para producción de carne, lana, leche y cuero (Herrera et al., 2014), como de otros servicios de soporte y regulación.

Muchos de los SE del pastizal dependen en gran medida de la riqueza y diversidad de especies ya sea de forma directa o indirecta. Las propiedades de la vegetación no solo determinan la estructura del ecosistema, sino también su funcionamiento, estabilidad y capacidad para proveer servicios (Tilman et al., 1996). La presencia de múltiples especies que difieren en su fenología y estrategias adaptativas permite una utilización más eficiente de los recursos y aumenta la productividad primaria neta aérea (PPNA), lo que disminuye las fluctuaciones

estacionales (Altesor et al., 2005); a su vez, les confiere gran estabilidad frente a fenómenos adversos, pero también incrementa la complejidad de manejo del pastizal (Rosengurtt, 1943). El aumento de la PPNA impulsada por la riqueza de especies favorece la cantidad de carbono (C) fijado por la vegetación (López-Mársico y Altesor, 2007). Estas ganancias de C son consideradas un SE de soporte clave en los pastizales, ya que de él dependen servicios de provisión con valor de mercado como servicios de regulación (Altesor, 2010). El secuestro de C constituye otro SE derivado de la productividad primaria neta, la biomasa que se acumula en los pastizales almacena carbono, lo que contribuye a la regulación climática regional y global (Altesor, 2010). La vegetación junto al clima son los principales controladores del ciclo hidrológico dentro de un ecosistema, regulan la entrada y salida de agua a través de procesos como la evapotranspiración, infiltración y la escorrentía (Altesor, 2010).

El ciclado de nutrientes también es un SE que se relaciona positivamente con la diversidad, ya que su aumento favorece la calidad de la broza y la actividad de los microorganismos descomponedores, lo que incrementa la concentración de nutrientes en el suelo (Balvanera et al., 2006).

## **1.2. Cambios de uso de suelos**

Los pastizales naturales han sido intervenidos desde el período colonial; sin embargo, en las últimas décadas, a consecuencia de la expansión de la frontera agrícola (Paruelo et al., 2005), se han producido una serie de transformaciones y cambios en los usos de suelo (Achkar et al., 2016). Este proceso de cambio estuvo acompañado por la intensificación del uso de la tierra (García Préchac et al., 2010). Paruelo et al. (2007) identificaron tres cambios principales en el uso de la tierra: el reemplazo de los pastizales por cultivos anuales y forrajeros, el reemplazo de pastizales por forestación (pinos y eucaliptos) y la intensificación del pastoreo en los pastizales naturales; estos cambios de la cubierta vegetal tienen efectos negativos tanto para los ecosistemas como para la sociedad.

Según la iniciativa MapBiomás Uruguay, entre 1985 y 2022, Uruguay perdió el 20 % de sus pastizales naturales (2,5 millones de hectáreas) (Vallejos et al., 2024). Por otro lado, el área destinada a cultivos agrícolas aumentó un 42 % y la forestación se

incrementó 750 % durante este período (Guido et al., 2025). A pesar de estos cambios, los pastizales naturales siguen siendo la vegetación dominante del país: ocupan más del 50 % del territorio uruguayo (MapBiomass, 2025).

Estos cambios de usos de suelo, además de reducir el área neta de pastizales, causan la fragmentación del área restante (Tiscornia et al., 2014) y generan implicancias negativas para la biodiversidad y para el funcionamiento del ecosistema (Baldi et al., 2006, Brazeiro et al., 2020). La fragmentación del ecosistema aumenta la probabilidad de extinción local de especies de fauna autóctona (Tiscornia et al., 2014), la disminución de especies nativas de pastizales y el aumento de especies exóticas (Ghersa y León, 1999).

La expansión agrícola y reemplazo de la vegetación natural por cultivada influye sobre el clima, los ciclos del agua, el carbono, el nitrógeno en la biosfera y las emisiones de gases y generan una cascada de impactos que alteran el funcionamiento de las praderas naturales y, por ende, afectan los SE provistos por estos ecosistemas (Modernel et al., 2016; Paruelo et al., 2005; Townshend, 1992).

Estas transformaciones han recibido importante atención mundial debido al aporte de contaminantes de estas fuentes no puntuales (fuentes difusas) (Abu-Zreig et al., 2003). Las áreas agrícolas transportan sedimentos y nutrientes a través del escurrimiento superficial hacia los cuerpos de agua, lo que causa la degradación de su calidad (Rulli et al., 2025) y genera procesos de eutrofización y deterioro de la calidad del agua (Bizzozero y Carro, 2020; Sharpley et al., 2001). Estas transformaciones generan alteraciones en la cobertura vegetal y la pérdida de multifuncionalidad de los territorios (Schils et al., 2022). Kruk et al. (2023) han reportado el deterioro de la calidad del agua en varios ecosistemas acuáticos de Uruguay a consecuencia de estos cambios en la matriz productiva sin suficientes medidas de preservación del ambiente.

### **1.3. Zonas ribereñas como áreas de amortiguación de nutrientes provenientes de fuentes difusas**

El deterioro de la calidad del agua en el mundo se debe principalmente a la aceleración de la eutrofización y reiteradas floraciones de algas nocivas, incrementados por la presencia de nutrientes (Sharpley et al., 2001), procesos que han

aumentado a escala global en las últimas décadas (Burford et al., 2020). En Uruguay, las altas concentraciones y cargas exportadas de macronutrientes se deben a la intensidad de la producción agrícola (Goyenola et al., 2021), sumado al impacto en la dinámica del fósforo por el libre acceso del ganado a los cursos de agua (Goyenola, 2016).

Los ríos, arroyos, lagos y humedales crean condiciones únicas a lo largo de sus riberas que controlan e influyen en la transferencia de energía, nutrientes y sedimentos entre los sistemas acuáticos y terrestres (Gayoso y Gayoso, 2003). A esta vegetación contigua a lo largo de los cursos de agua capaz de atenuar y controlar impactos sobre estos (Wenger, 1999) se les denomina *zonas ribereñas*, *zonas de amortiguación* o *zonas búfer*, que son áreas donde la hidrología superficial y subterránea actúa como zona de transición y de interacciones entre los medios terrestre y acuático (Granados-Sánchez et al., 2007; National Research Council, 2002). Comprenden aquellos sectores de los ecosistemas terrestres que ejercen un papel determinante en los flujos de energía y materia hacia los ecosistemas acuáticos (National Research Council, 2002).

Las zonas de amortiguación constituyen componentes fundamentales dentro de las cuencas hidrográficas (Elmore y Beschta, 1987; Hawes y Smith, 2005), ya que cumplen un papel clave en la protección de la calidad del agua superficial y subterránea frente a los impactos antrópicos del uso del suelo. Estas áreas representan ecosistemas complejos que ofrecen hábitat y recursos para una gran diversidad de especies de flora y fauna, además de desempeñar una función esencial en la mitigación y control de la contaminación difusa (Hawes y Smith, 2005).

La vegetación ribereña funciona como barrera de protección de los tributarios de una cuenca a través de la disminución de la carga de nutrientes y contaminantes que llega a los cursos de agua (Abu-Zreig et al., 2003; Calvo et al., 2024; Orúe et al., 2011; Wenger, 1999). Estas zonas filtran sedimentos y contaminantes y funcionan como búfer natural (Fernandez et al., 2009), interceptan la escorrentía de agua superficial que proviene de tierras cultivadas y transportan contaminantes cuya concentración y volumen disminuye al atravesar estas áreas de amortiguación, lo que permite su retención y posterior reciclaje de nutrientes (Abu-Zreig et al., 2003; Granados-Sánchez

et al., 2007; National Research Council, 2002; Wenger, 1999), proceso que reduce la eutrofización de las aguas (Fernández et al., 2009; Granados-Sánchez et al., 2007; Lowrance, 1998). Además, logran estabilizar el suelo de las riberas (Lowrance, 1998) y reducir su erosión (Bentrop, 2008; Wenger, 1999), y brindan múltiples beneficios en términos de biodiversidad y regulación del agua (Stutter et al., 2012).

La capacidad de amortiguación y filtrado de estas zonas está condicionada por factores externos, como el volumen de escorrentía y las características de las tierras altas (como la pendiente, tamaño y uso del suelo), así como por las propias características de la zona de amortiguación, relacionadas con su composición, estado y ancho (Chaubey et al., 1994; Dillaha et al., 1989). Existen sectores del paisaje donde el flujo de agua se concentra, mientras que en otros se dispersa (Dillaha et al., 1989), lo que permite identificar áreas críticas de ingreso de contaminantes a los cauces como aquellas zonas del paisaje donde el flujo superficial se concentra, ya que en ellas se transportan y canalizan mayores cargas de sedimentos y nutrientes hacia los cuerpos de agua (Orúe et al., 2011).

La vegetación asociada a estas zonas es variada, desde pastizales, árboles o arbustos, hasta vegetación de humedal. A su vez, se ubican en un gradiente de acuerdo a la saturación de agua del suelo e inundaciones permanentes (Lescano, 2016). La vegetación herbácea ribereña tiene un papel importante, debido a que aumenta la fricción local en las riberas y forma barreras flexibles y tridimensionales para el flujo, con lo que ofrece una alta resistencia al flujo superficial y disminuye su velocidad, lo que permite la deposición de sedimentos suspendidos en la escorrentía (Daniels y Gilliam, 1996; National Research Council, 2002). Las características de la pastura como la densidad, altura y tipo de vegetación influyen en la capacidad de retención de sedimentos en las tierras ribereñas (Karssies y Prosser, 1999). A su vez, la alta disponibilidad de fósforo determina en gran medida la composición florística de los pastizales naturales, disminuye la riqueza de especies nativas y aumenta el número de plantas exóticas (Pañela et al., 2020). La influencia relativa de factores geomorfológicos y la estructura vegetal depende de las características del suelo, las tasas de entrada de nutrientes y las asociaciones entre especies, las cuales están fuertemente condicionadas por el pastoreo de los herbívoros, que influyen en la

redistribución de materia orgánica y nutrientes (Naiman et al., 2005). En este sentido, el manejo adecuado del pastoreo se convierte en un elemento clave para la conservación y el funcionamiento de las áreas ribereñas (Elmore y Beschta, 1987).

#### **1.4. Mecanismos de retención de nutrientes en las áreas ribereñas**

Las áreas ribereñas con densa cobertura vegetal y con suelos adecuados pueden reducir significativamente las cargas de fósforo y nitrógeno en la escorrentía superficial a través de distintos mecanismos (Mayer et al., 2007), además de transformar a los contaminantes en formas menos tóxicas (Grismer et al., 2006). Por procesos de absorción, adsorción y desnitrificación, las plantas y microorganismos del suelo en las áreas ribereñas pueden reducir significativamente las concentraciones de estos contaminantes y, en consecuencia, mejorar la calidad del agua (Peterjohn y Correll, 1984).

La vegetación ribereña, principalmente las plantas herbáceas, aumentan la rugosidad de la superficie, lo que permite disminuir los volúmenes y la velocidad de la escorrentía cargada de sedimentos (Borin et al., 2005), y pueden depositar de 50 % a 100 % de los sedimentos, así como también, absorber o depositar los nutrientes y contaminantes adheridos a ellos (Hawes y Smith, 2005). El secuestro de nutrientes por parte de la vegetación está limitado, en gran medida, por factores estacionales (Lowrence, 1998) y por factores de manejo, especialmente las áreas ribereñas con vegetación herbácea (Dillaha et al., 1989).

Un factor importante en la dinámica de los nutrientes dentro de las zonas ribereñas son las inundaciones, con las cuales se depositan sedimentos, lo que favorece una alta productividad primaria de la vegetación (National Research Council, 2002). La vegetación ribereña regula el flujo de agua mediante la transpiración y a través de la absorción y liberación de solutos por las raíces y de asociaciones simbióticas con microorganismos que promueven importantes reacciones biogeoquímicas. Esto permite que los nutrientes se mantengan en las zonas ribereñas en lugar de liberarlas a los cuerpos de agua (National Research Council, 2002).

Otro factor importante en la eficiencia de retención de las zonas ribereñas es la pendiente del terreno y el tipo de suelo. En pendientes pronunciadas, el rendimiento se

reduce, ya que el flujo es mayor y, por lo tanto, hay menor tiempo de infiltración. En este sentido, la capacidad de infiltración por parte del suelo juega un rol importante en la retención de nutrientes (Bentrup, 2008, Vigiak et al., 2007).

La dinámica del fósforo en los suelos está dada por procesos de mineralización e inmovilización llevados a cabo por la actividad microbiana (Richardson y Simpson, 2011). Los mecanismos de retención de fósforo están relacionados en gran parte con la sedimentación de partículas en el suelo (Daniel et al., 1994), la adsorción del fósforo disuelto en partículas de suelo y materia orgánica (Sharpley et al., 1995) y la incorporación biológica en plantas y microorganismos (Correll, 1999). La infiltración es el principal mecanismo de eliminación de fósforo, especialmente a mayores distancias respecto a las zonas de aporte (Abu-Zreig et al., 2003). Se estima que las zonas ribereñas capturan aproximadamente entre el 80 % y 85 % del fósforo (Hawes y Smith, 2005). La mayoría de los estudios demuestran que la retención del fósforo en las áreas ribereñas está principalmente dada por la retención de sedimentos, ya que, al ser un nutriente poco soluble, se transporta unido a partículas (Bentrup, 2008; Lescano et al., 2017; Ongley, 1997; Weil y Brady, 2017). En cambio, la fracción soluble del fósforo es absorbida por las plantas (Ongley, 1997).

En el caso del nitrógeno, las áreas ribereñas favorecen la infiltración del agua en el suelo, lo que permite la filtración del nitrógeno a través del perfil del suelo (Lowrance et al., 1984), y puede transformarse mediante la actividad química y biológica del suelo (Hawes y Smith, 2005). El nitrógeno puede ser inmovilizado por microorganismos, que reducen su movilidad y potencial de escorrentía (Robertson y Groffman, 2007); a su vez, las plantas absorben nitrógeno en forma de nitrato y amonio para su crecimiento, lo que contribuye a la disminución de la disponibilidad para el transporte hacia cursos de agua (Peterjohn y Correll, 1984). Otro mecanismo de retención del nitrógeno es la desnitrificación, proceso realizado por microorganismos en condiciones de anaerobia (Groffman et al., 1992) donde se convierte el nitrato disuelto en el agua a nitrógeno gaseoso; este proceso permite la eliminación del nitrato del flujo subterráneo (National Research Council, 2002).

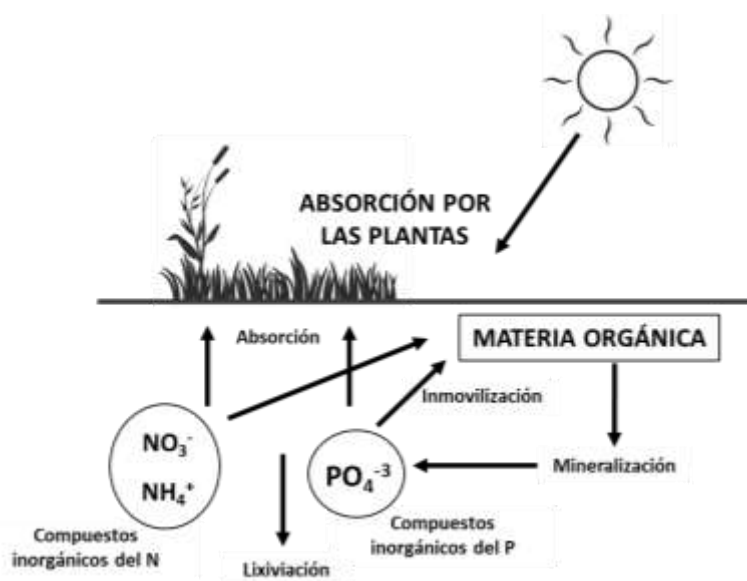
La remoción de contaminantes es más eficiente cuando los flujos superficiales y subterráneos poco profundos se dispersan de manera uniforme a lo largo del área

ribereña. En cambio, cuando estos se concentran en determinadas áreas o canales, el tiempo de retención se reduce y los procesos de transformación pueden saturarse, lo que disminuye su eficacia (National Research Council, 2002).

En el siguiente esquema (figura 1) se representa de manera simplificada el ciclo de los nutrientes en el suelo, se destacan los principales procesos de mineralización e inmovilización que regulan la disponibilidad de nitrógeno y fósforo para las plantas.

**Figura 1**

Esquema simplificado del ciclo de los nutrientes en el suelo.



### 1.5. Antecedentes

En los últimos años, el deterioro de la calidad del agua en Uruguay se ha intensificado: se han registrado diferentes eventos de floraciones algales potencialmente tóxicas en cuerpos de agua de todo el país (Aubriot et al., 2020; Bonilla et al., 2015). La principal causa de la eutrofización es el aporte constante de nutrientes provenientes de sistemas agrícolas (Goyenola et al., 2021; Kruk et al., 2023).

En este contexto, varios estudios en la cuenca del río Santa Lucía han demostrado que las actividades agrícolas son las principales responsables de la eutrofización y de las floraciones algales (Aubriot et al., 2017; Cabrera Lamanna, 2020; Chalar et al., 2017; Gorgoglione et al., 2021; Kruk et al., 2023; Nervi et al., 2022), y han evaluado la eficiencia de las zonas de amortiguación con diferentes tipos

de vegetación como estrategia de mitigación (Calvo et al., 2024; Lescano et al., 2017). En particular, Calvo et al. (2024) mostraron que las zonas búfer ribereñas reducen el volumen de escurrimiento superficial y las cargas de fósforo y nitrógeno provenientes de áreas agrícolas, aunque su eficiencia varía según el tipo de vegetación y la vía de escurrimiento. De forma complementaria, Lescano (2016) estimó el servicio ecosistémico del pastizal en la retención de nutrientes asociados al agua de escorrentía en la cuenca de la Laguna de Rocha.

La cuenca del río Negro es considerada estratégica dada la relevancia nacional por sus valores ambientales, sociales y productivos y por ser el curso de agua interior más importante de Uruguay (MVOTMA-Dinama, 2011) y actualmente sufre un proceso de intensificación productiva que genera presión sobre los ecosistemas y sobre la calidad de las aguas (decreto n.º 298/018, 2018).

De acuerdo con Conde et al. (2002), el río Negro se encuentra en un estado mesotrófico a eutrófico, con presencia de cianobacterias formadoras de floraciones y condiciones físico-químicas favorables para el desarrollo y permanencia de éstas. Bonilla et al. (2021) confirman esta situación y reportan valores entre dos y dieciocho veces mayores que los permitidos por la legislación uruguaya, lo que indica condiciones eutróficas a hipereutróficas con un importante deterioro en la calidad del agua. Un estudio del estado trófico de los tres embalses del río Negro evidenció que las floraciones tienen un fuerte comportamiento estacional, asociado con las precipitaciones (Chalar et al., 2014), con mayores registros de riesgo de exposición alto, principalmente en el período estival (Bonilla et al., 2015).

En paralelo, Mary-Lauyé et al. (2023) realizaron un estudio de las zonas de amortiguación que integran la red hidrográfica de Uruguay y encontraron que el 45 % estaban ocupadas por pastizales. A su vez identificaron que el tramo medio-bajo del río Negro se encuentra entre los más modificados del país, lo que incrementa su vulnerabilidad frente a procesos de eutrofización.

Como respuesta a esta problemática, en 2019 se crea el Plan de acción para la mejora de la calidad del agua de la cuenca del río Negro, conocida como Iniciativa para el río Negro. Con el objetivo de reducir las cargas de nutrientes y mejorar el estado ecológico de la cuenca, se crea el decreto 298/018, el cual establece una serie de

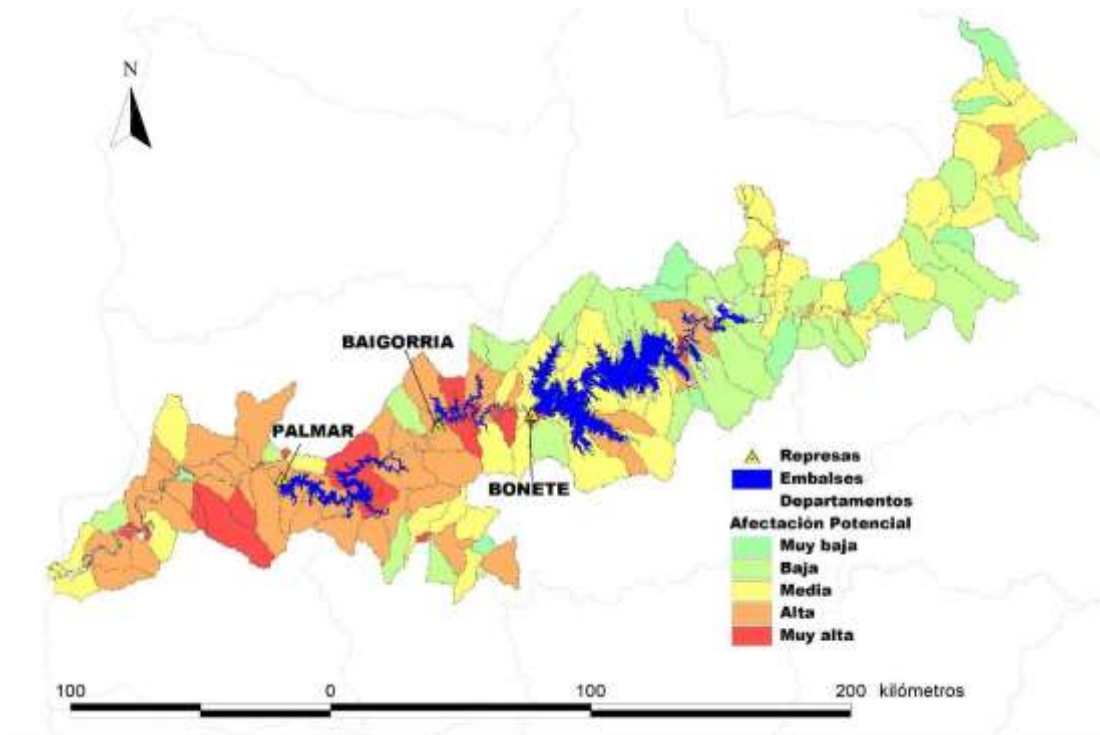
medidas para prevenir, controlar, detener y revertir el proceso de deterioro de la calidad de agua del río Negro (IMPO, 2018).

Este deterioro de la calidad del agua se vio intensificado por la expansión de la frontera agrícola, la cual comenzó a principios del siglo XXI desde Argentina e ingresó a Uruguay por el litoral oeste, principalmente en Soriano, el cual se ha convertido en el departamento sojero por excelencia y concentra cerca del 40 % de la superficie cultivada del país y el 47 % de la superficie del departamento (Tiscornia et al., 2014). A su vez, Díaz et al. (2018) identificaron la zona suroeste del país como la zona de mayor intensidad de uso del suelo rural, debido mayormente a la expansión de los cultivos de secano. Este proceso de intensificación ha avanzado hacia el centro del país.

Con el fin de identificar las presiones de las actividades antrópicas sobre el río Negro y la capacidad de amortiguar esas presiones, se crea un modelo de afectación potencial (MAP) (Bessonart et al., 2021) en las microcuencas adyacentes al río (figura 2). Para la construcción de este modelo se utilizó, por un lado, un índice de presiones y amenazas que integra como variables a los usos de suelo y la erodabilidad del suelo y, por otro lado, un índice de amortiguación que integra a la vegetación natural (bosques, matorrales, pastizales y humedales) y la pendiente del terreno. La diferencia de estos índices indica zonas de mayor y menor vulnerabilidad. Luego este modelo se verificó mediante el estudio de los macroinvertebrados bentónicos, con el cual se corroboró su eficiencia. El resultado de estos trabajos confirma un gradiente de presión sobre el río que aumenta hacia el oeste, con mayor intensidad en el uso del suelo.

**Figura 2**

Modelo de afectación potencial de los usos del suelo sobre el río Negro.



Nota. Fuente: Curso Desarrollo Sustentable (2021; Licenciatura en Recursos Naturales y Tecnicatura en Gestión de Recursos Naturales).

Con el fin de aportar evidencia científica sobre la capacidad de los pastizales ribereños como barreras naturales ante el flujo de nutrientes agrícolas y así contribuir a la sustentabilidad ambiental del territorio, se realiza un estudio a escala de microcuenca. El enfoque de cuenca de las áreas ribereñas permite identificar zonas prioritarias debido a que contempla la dinámica hídrica del territorio (Bizzozero y Carro, 2020). Las cuencas son unidades territoriales pertinentes para lograr una gestión sustentable del agua, por lo tanto, cualquier proceso que afecte la estructura y funcionalidad de esta unidad tiene consecuencias positivas o negativas sobre el sistema (Achkar et al., 2004). En esta tesis se intenta aportar evidencia sobre la funcionalidad de los pastizales ubicados en las áreas búfer del curso principal del río Negro en la zona media-baja de la cuenca, en términos de su capacidad para retener sedimentos y nutrientes y contribuir a la mejora de la calidad del agua frente a aportes provenientes de tierras altas con uso agrícola intensivo.

En este marco surgen las siguientes preguntas de investigación:

¿Cuál es la capacidad de un pastizal para amortiguar la escorrentía de nutrientes que se puede generar de una zona de cultivo adyacente?

¿Cómo varía espacialmente la concentración de nutrientes en la zona búfer?

¿La composición del tapiz natural se ve afectada por los nutrientes escurridos de la zona agrícola?

¿Qué variables hidrológicas, del suelo y de la vegetación afectan en mayor medida la capacidad de retención de nutrientes en pastizales de zonas de amortiguación?

Para contestar estas preguntas se plantean los siguientes objetivos.

### **1.6. Objetivo general**

Evaluar la funcionalidad de los pastizales naturales como zonas búfer y la capacidad de adsorción de nitrógeno y fósforo provenientes de fuentes difusas por medio de escorrentía superficial.

### **1.7. Objetivos específicos**

— Evaluar la variación espacial y temporal de las concentraciones de fósforo total, nitrato y amonio en escorrentía superficial en una transecta desde el cultivo hacia el río.

— Identificar características estructurales y funcionales del pastizal búfer, así como propiedades físico-químicas del suelo, que influyen en la capacidad de retención de nutrientes.

— Analizar las concentraciones y características de un pastizal no expuesto a aportes difusos de nutrientes de origen agrícola (zona control).

— Analizar la variación de concentración de nutrientes y las variables explicativas entre las diferentes zonas de estudio: cultivo, pastizal búfer y pastizal control.

## 1.8. Hipótesis y predicciones

H1: Los pastizales ribereños actúan como zonas búfer que reducen la transferencia de fósforo y nitrógeno transportados por escorrentía superficial desde las áreas de aporte hacia el curso de agua. Estudios demuestran que la vegetación ribereña funciona como filtro natural de sedimentos y nutrientes provenientes de fuentes difusas agrícolas (Lowrance et al., 1997; Correll, 1997; Mayer et al., 2007), incluyendo evidencias empíricas en Uruguay que muestran reducciones significativas de P y N en zonas de amortiguación con pastizales naturales (Lescano et al., 2017; Calvo et al., 2024).

Predicciones:

- Las concentraciones de PT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  serán menores en el control que en la zona búfer.
- Las concentraciones de PT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  en escorrentía superficial disminuyen con el aumento de la distancia al área de aporte (cultivo).

H2: La estructura y composición de la vegetación del pastizal ribereño influyen en la capacidad del sistema para retener nutrientes transportados por escorrentía superficial. Estudios evidencian diferencias en la retención de N y P entre distintos tipos de cobertura vegetal ribereña (Finkler et al., 2021; Calvo et al., 2024).

Predicciones:

- Sitios con menor porcentaje de suelo desnudo presentarán menores concentraciones de nutrientes en el agua de escorrentía.
- Sitios con mayor riqueza, diversidad y equitatividad de especies mostrarán una mayor reducción de nutrientes respecto de zonas con vegetación más simple.
- Una mayor presencia de especies exóticas se asociará con una menor eficiencia de retención de nutrientes.

H3: Las propiedades físico-químicas como la textura y el contenido de materia orgánica del suelo regulan los procesos de retención y transformación del fósforo y el nitrógeno transportados por escorrentía superficial (Sharpley, 1985; McDowell y Sharpley, 2001; Correll, 1997).

Predicciones:

- Suelos con mayor contenido de materia orgánica y mayor proporción de fracciones finas (arcilla y limo) presentarán menores concentraciones de nutrientes en el agua de escorrentía.
- El efecto del suelo será más evidente para el fósforo que para las formas de nitrógeno.

H4: La dinámica del escurrimiento superficial modula la eficiencia de los pastizales ribereños como zonas de retención de nutrientes (Calvo et al., 2024).

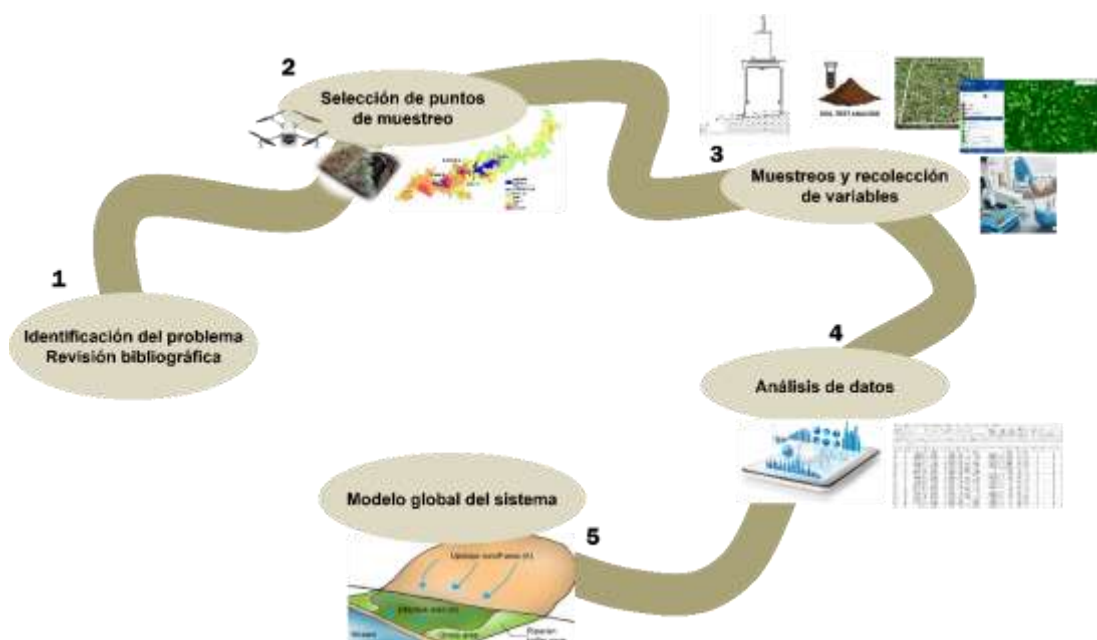
Predicción: Eventos con mayor volumen o porcentaje de escurrimiento se asociarán a mayores concentraciones de nutrientes.

## 2. Materiales y métodos

La estrategia metodológica comprendió cinco fases (figura 3). En primer lugar, se planteó el problema y a partir de este se comenzó la búsqueda bibliográfica para establecer los objetivos del trabajo. La segunda fase correspondió a la selección del sitio de muestreo donde, con base en el MAP (figura 2), se escogió una cuenca de vulnerabilidad media y por imágenes satelitales se seleccionó un sitio donde existiera un área agrícola con un pastizal natural en la interfaz entre el cultivo y el río. Luego se construyó un modelo hidrológico superficial y con correcciones en campo se seleccionaron los puntos de muestreo. La tercera fase correspondió a los muestreos y recolección de variables la cual comprende a los muestreos de suelo, caracterización de la vegetación, índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), simulaciones de lluvias y análisis de la concentración de nutrientes en el agua colectada. La cuarta fase abarcó todos los análisis estadísticos y en la última fase se generó un modelo global del sistema con base en los análisis estadísticos.

**Figura 3**

Esquema de la estrategia metodológica.



Nota. Fase 1: planteamiento del problema y revisión bibliográfica. Fase 2: selección de puntos de muestreo con base en información secundaria, modelo

hidrológico y corrección en campo. Fase 3: muestreos de suelo, caracterización florística de la vegetación, muestreos con simulaciones de lluvia y determinación de concentración de nutrientes en agua de escorrentía colectada. Fase 4: análisis de datos y estadístico. Fase 5: análisis de resultados y construcción de un modelo global del sistema búfer.

## **2.1. Sitio de estudio**

La cuenca del río Negro es la cuenca hidrográfica de mayor extensión de Uruguay y se extiende sobre territorio de Brasil, ocupa 70.741 km<sup>2</sup>. Este río es el curso de agua más importante del país tanto por su ubicación y extensión como por los usos de los recursos de su cuenca (MVOTMA-Dinama, 2011). Posee una longitud de 850 km y se divide en tres grandes zonas: alta, media y baja. El sitio de estudio (figura 4) se localizó en la zona baja de la cuenca, en el departamento de Soriano, a 10 km de la localidad de Palmar.

El sitio de estudio comprendió una microcuenca de 44 ha, de las cuales 28 ha pertenecen a un área agrícola que drena hacia un pastizal ribereño de 16 ha, el cual actuaba como zona de amortiguación de nutrientes.

El sitio de estudio se dividió en tres: la zona de cultivo, la zona búfer y la zona control. La zona de cultivo se encontraba sobre suelos de color pardo a oscuro, con textura franco-limosa, alta fertilidad y drenaje imperfecto, cuyos suelos dominantes eran brunosoles éutricos lúvicos, pertenecientes a la unidad Coneat 03.51 (MGAP, 1994). Este grupo integra las unidades Villa Soriano y Kiyú de la carta a escala 1:1.000.000 (D.S.F., 1976).

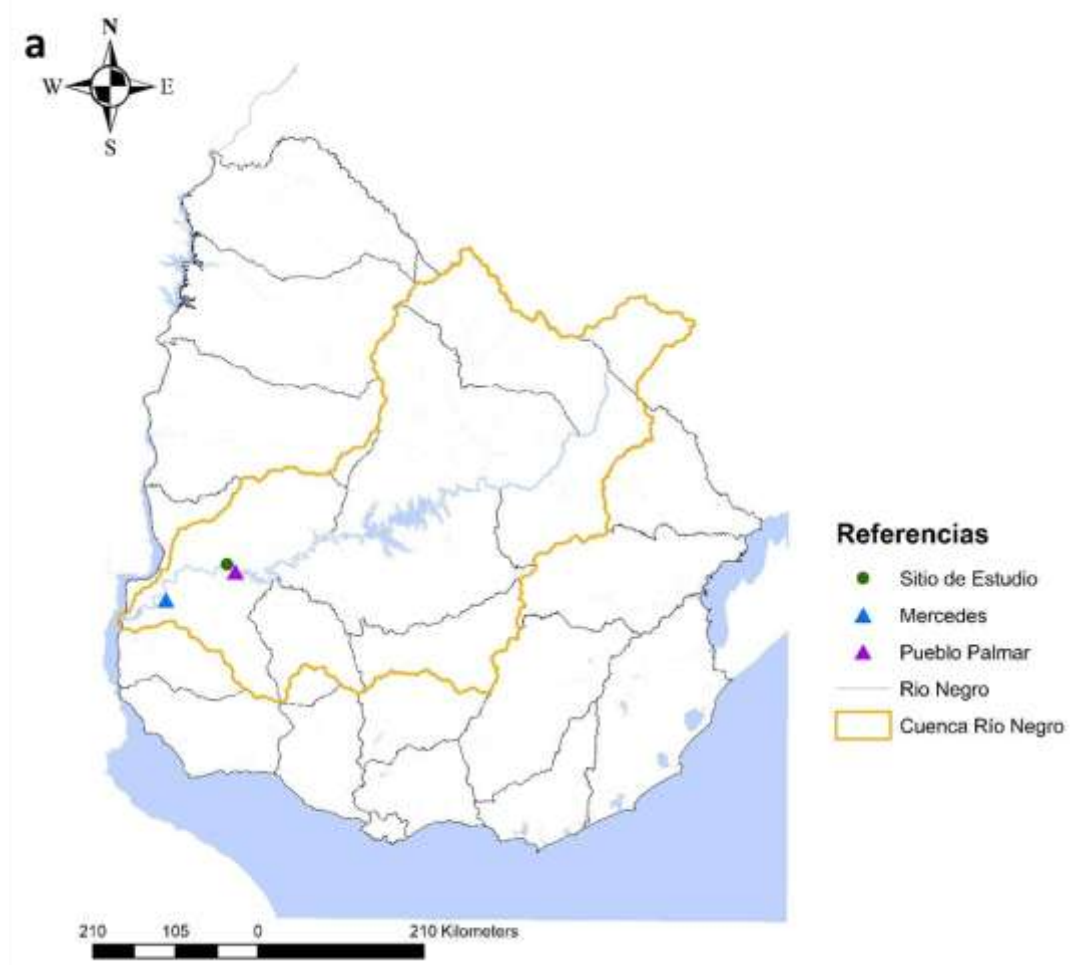
La zona búfer correspondió a un pastizal ribereño que se encontraba sobre la unidad Coneat 03.2 con suelos de uso pastoril, con un horizonte superior de color negro, de textura franco-arcillo-limoso, fertilidad muy alta y drenaje pobre/moderado. Los suelos dominantes correspondían a gleysoles háplicos melánicos (gley húmicos), fluvisoles heterotexturales melánicos (suelos aluviales) y vertisoles háplicos (grumosoles) (MGAP, 1994). Este grupo integra las unidades Villa Soriano de la carta a escala 1:1.000.000 (D.S.F., 1976).

La zona control correspondió a un pastizal ribereño sin aportes agrícolas separado de la zona búfer por un terraplén construido como camino, el mismo se encontraba sobre el mismo tipo de suelo que la zona búfer.

Tanto la zona búfer como la zona control contaban con pastoreo de ganado de cría vacuno con una carga (cociente entre los kilogramos de peso vivo sobre la superficie del potrero) de una unidad ganadera (UG) / ha (una UG corresponde a los requerimientos de materia seca de una vaca de 380 kg de peso vivo que cría y desteta un ternero por año). En el área agrícola se realiza rotación de cultivos (un año soja y otro maíz) y puente verde entre cultivos (con *Lolium multiflorum* Lam., nc: raigrás).

#### Figura 4

Ubicación del sitio de estudio.



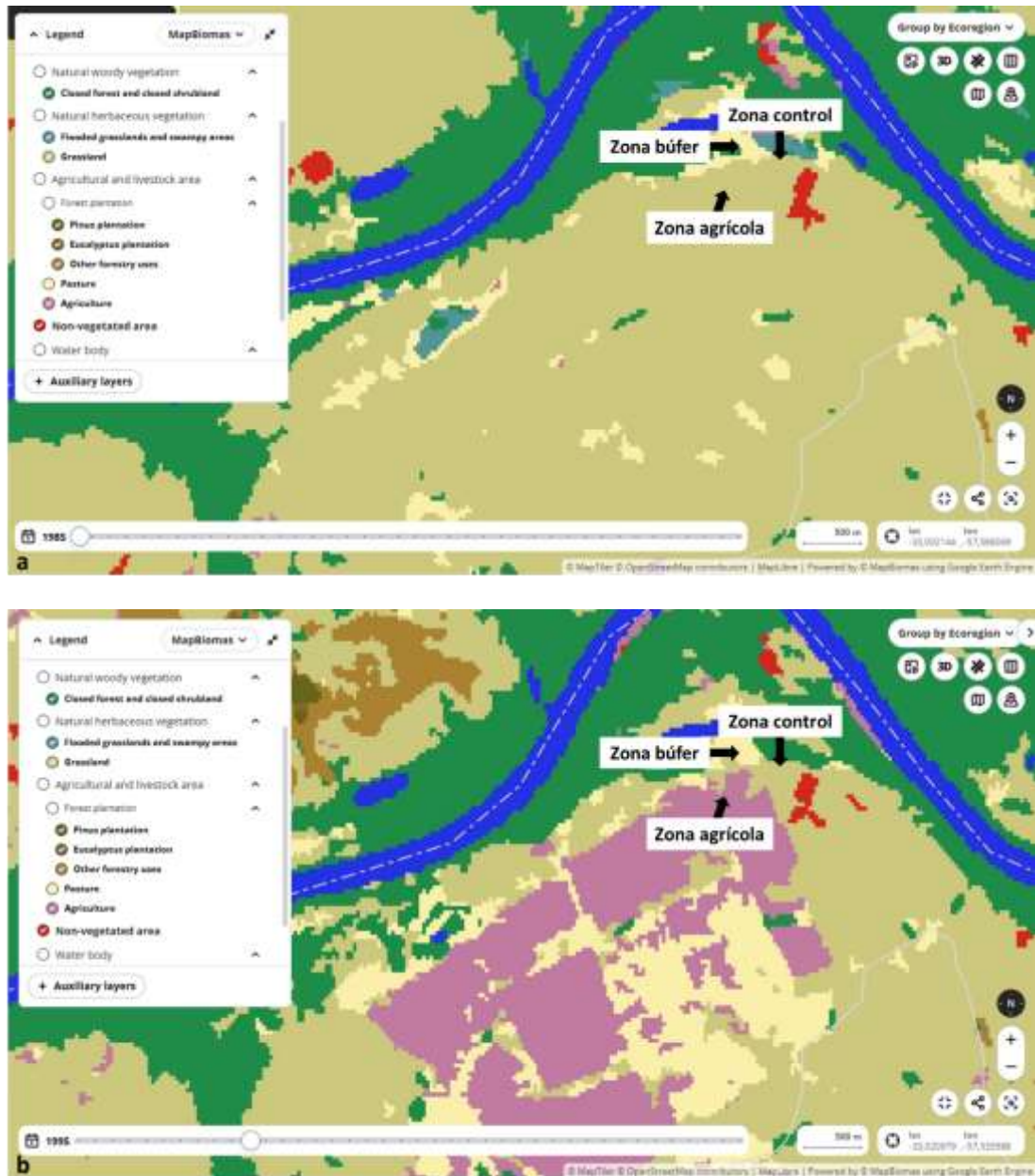


Nota. a) ubicación del sitio de estudio y estaciones meteorológicas. b) imagen panorámica del sitio de estudio. c) ubicación de las tres zonas (búfer, control, cultivo) y microcuencas.

En la figura 5 se observan cambios en la cobertura de suelo correspondiente a la zona agrícola a partir del año 1995, mientras que las zonas búfer y control no presentaron historial de cultivo, lo que permite interpretar las diferencias observadas como resultado de aportes externos y no de cambios locales en el uso del suelo.

**Figura 5**

Historia agrícola del sitio de estudio.



Nota: **a.** cobertura de suelo correspondiente al año 1985. **b.** cobertura de suelo correspondiente al año 1995. Fuente: MapBiomas Uruguay.

Se tomaron los datos climáticos del Instituto Uruguayo de Meteorología (Inumet): los datos promedio, de la estación Mercedes, y los datos específicos, de la estación El Palmar, por ser la más cercana al sitio de estudio. La temperatura promedio anual en los últimos veinte años fue de 18 °C; en verano (muestreo 2) la temperatura

promedio fue de 24,2 °C y en invierno de 11,8 °C (muestreos 1 y 3). El promedio anual de precipitaciones fue de 1178,4 mm; el año 2023 fue un año seco, con 964 mm anuales, y el año 2024, un año lluvioso con 1373 mm, aunque estas precipitaciones no fueron uniformes a lo largo del año.

## **2.2. Diseño experimental**

### **2.2.1. Selección de puntos de muestreo**

La selección de los puntos de muestreo se realizó con base en un modelo digital de terreno hidrológicamente consistente (MDTHC). Este se construyó en el software ArcMap 10.8 a partir de los datos disponibles en el portal de Infraestructura de Datos Espaciales (Ideuy). Este modelo representó de manera precisa el relieve del área de estudio, lo que facilitó una adecuada simulación de los procesos hidrológicos naturales.

A partir del MDTHC, con la información sobre la pendiente del terreno se proyectaron las direcciones del flujo y la cantidad de agua que acumulaba cada celda. Para ubicar los canales preferenciales por donde fluía el agua de escorrentía superficial tras eventos de precipitación, se trabajó en las celdas con importante acumulación de agua, las cuales marcan los flujos principales que sirvieron como base para determinar la ubicación de los puntos de muestreo (figura 6).

**Figura 6**

Modelo digital de terreno hidrológicamente consistente (MDTHC) con direcciones de flujo superficial y localización de los puntos de muestreo en las zonas de cultivo, búfer y control.



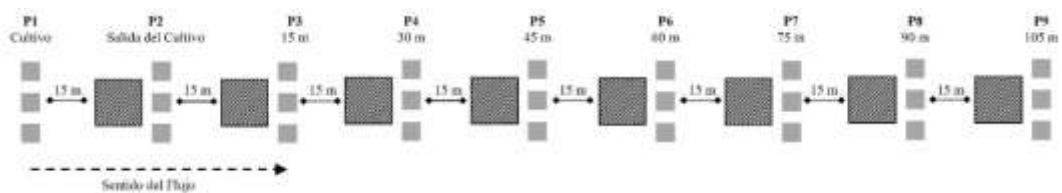
Nota. Las flechas indican los principales flujos de agua (acumulación y dirección del flujo en cada celda). Ubicación de los puntos de muestreo y sitios: zona de control: pastizal natural sin aportes de nutrientes desde zonas agrícolas; zona búfer: pastizal natural con aportes de nutrientes desde zonas agrícolas; zona de cultivo: área agrícola a la cual se le aplica fertilizantes directamente. P1: punto de muestreo ubicado en el cultivo; P2: punto de muestreo ubicado a la salida del cultivo (1 m); P3: punto de muestreo ubicado a 15 m del cultivo; P4: 30 m; P5: 45 m; P6: 60 m; P7: 75 m; P8: 90 m; P9: punto de muestreo ubicado a 105m desde el cultivo.

Con base en el MDTHC, se seleccionaron dos puntos en una zona control, los cuales sirvieron como referencia base de la concentración de nutrientes y características del pastizal sin influencia agrícola, pero con las mismas características físicas y de pastoreo que el búfer, ya que se encontraba sobre los mismos tipos de suelo que el pastizal búfer, pero separado de este por un terraplén.

Dentro de la zona de cultivo se seleccionó un punto y en la zona búfer se seleccionaron ocho puntos, el primero al límite del cultivo y los siguientes con una distancia entre sí de 15 m, situándose el punto más lejano a 105 m (figura 7).

**Figura 7**

Esquema de la ubicación de parcelas de vegetación (cuadros negros) y de las parcelas de escurrimiento (cuadros grises).



### 2.2.2. Descripción del pastizal ribereño

En cada punto de muestreo (excepto en el punto correspondiente al cultivo) se realizó una caracterización florística de la vegetación, previo al comienzo de los muestreos, se utilizaron cuadros de 1 m<sup>2</sup> en los cuales se midió la altura del pastizal y se estimó la composición florística mediante el método de cobertura/abundancia de las especies utilizando la escala de Braun-Blanquet (1950) modificada por Lezama et al. (2006). La identificación de las especies se realizó utilizando las guías de reconocimiento disponibles en el repositorio de la Alianza del Pastizal (Alianza del Pastizal, s.f.).

Con los datos de vegetación se calculó la riqueza de especies (S), el porcentaje de cobertura de especies exóticas y la diversidad mediante el índice de Shannon (H')

$$H' = -\sum(P_i)\ln(P_i)$$

Donde P<sub>i</sub> es la proporción de cada especie en la población.

La equitatividad de especies se calculó según índice de equidad de Pielou (J')

$$J' = H'/\ln(S)$$

Donde:

H': índice de Shannon

S: riqueza de especies

Además, se utilizaron los datos de NDVI como indicador de la producción primaria de la vegetación.

Estos indicadores permitieron evaluar el estado de conservación del tapiz herbáceo y su potencial rol como zona de amortiguación.

La productividad primaria de la vegetación es un indicador clave para identificar comportamientos del sistema ambiental en relación con la variabilidad espacio-temporal; una herramienta sencilla para esta evaluación es la utilización de datos de NDVI (Díaz et al., 2018). Para obtener los datos de NDVI se utilizó la herramienta en línea Copernicus Browser, que utiliza imágenes satelitales de Sentinel-2 L2A, se tomó el NDVI de cada punto para cada fecha de muestreo (en el caso de que no exista un dato para ese día se tomó el NDVI de las fechas anterior y posterior más cercanas). Luego se calculó la pendiente para estimar el valor de NDVI para esa fecha de muestreo.

#### 2.2.3. Muestreo de suelos

Se colectaron muestras de suelo para determinar el porcentaje de materia orgánica (MO) y textura del suelo (porcentaje de arena, limo y arcilla). En cada punto de muestreo se recolectaron tres submuestras de suelo, las cuales fueron homogeneizadas para conformar una muestra compuesta destinada al análisis, las mismas fueron tomadas una única vez en el muestro correspondiente a CE. Las muestras fueron enviadas para análisis de MO al laboratorio de Recursos Naturales (responsable Dr. Martín Bessonart) del Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales de Facultad de Ciencias y, para textura, al laboratorio del Departamento de Suelos y Aguas (responsable Dr. Marcel Ferrando) de Facultad de Agronomía. La MO se determinó mediante el método de pérdida por ignición (*loss on ignition*, LOI); la fracción de arcilla, por el método del hidrómetro (Forsythe, 1975); la fracción de arena, por análisis granulométrico por tamizado, y la fracción de limo, por diferencia.

#### 2.2.4. Momentos de muestreo

Cada campaña de muestreo corresponde a una fecha en tres momentos diferentes de cobertura agrícola, en los cuales se realizaron simulaciones de lluvia

preferentemente posteriores a lluvias naturales. En la figura 8 se puede observar la cronología de los momentos de cultivo, aplicación de fertilizantes y muestreos.

Los tres momentos de cobertura agrícola correspondieron a lo siguiente:

1) Puente verde (**PV**) establecido con cultivo de raigrás, sobre el cual se realizó una fertilización al momento de la siembra con 45 kg/ha de fosfato de amonio  $((\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4)$  y 50 kg/ha de urea azufratada y una refertilización a fin de julio con 40 kg/ha de nitrógeno (N) en Z22 (inicio del macollaje). El día previo a este muestreo hubo una precipitación de 77 mm después de más de veinte días sin lluvias. Este muestreo se realizó en invierno de 2023.

2) Cultivo de maíz establecido (**CE**) en fase V8 (período de rápido crecimiento), al cual se aplicaron, previo a la siembra (enero 2024), 50 kg/ha de N, 20 kg de óxido de fósforo ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) y 60 kg/ha de óxido de potasio ( $\text{K}_2\text{O}$ ). Luego se realizó una aplicación de 260 L/ha de una solución de N (28 N, 5 S) con el maíz en V5 (surgimiento de la espiga) y luego en fase V8 se agregaron 170 L/ha de la misma solución (quince días previos al muestreo). El acumulado de lluvias en los quince días previos al muestreo fue de 123 mm y de 42 mm el día anterior. Muestreo correspondiente al verano 2024.

3) Barbecho (**BB**), veinte días después de la cosecha del maíz, la zona de cultivo presentaba rastrojos de maíz y estaba en crecimiento el raigrás, el cual no fue sembrado ni fertilizado. Las lluvias fueron escasas: la última fue de 7 mm once días antes del muestreo. Muestreo correspondiente al invierno 2024.

### **Figura 8**

Cronología de los momentos de cobertura agrícola, fertilizaciones y campañas de muestreo.



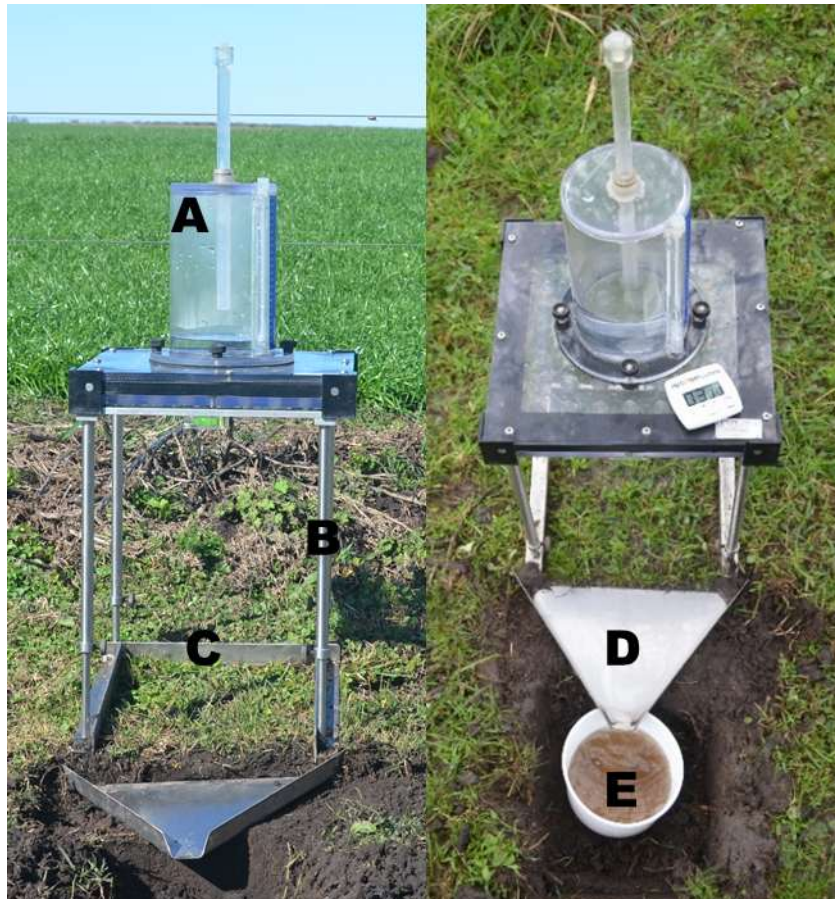
### 2.2.5. Simulaciones de lluvia

Para coleccionar el agua de escurrimiento superficial se realizaron simulaciones de lluvia con un simulador de lluvia artificial modelo Eijkelkamp-Agriseach Equipment (figura 9) con la metodología descrita en Kamphorst (1987). El simulador consiste en un aspersor de 49 capilares con un regulador de presión, para producir una lluvia uniforme. La lluvia cae de una altura mínima de 0,4 m sobre una parcela de 0,0625 m<sup>2</sup> (Iserloh et al., 2013). Cada simulación consistió en una lluvia de tres minutos, con agua destilada, con una intensidad promedio de 6 mm min<sup>-1</sup>. En cada punto se realizaron tres simulaciones con una distancia de 1 m entre las réplicas, en sitios alejados de la bosta del ganado.

En cada simulación se registró el volumen de lluvia caída y volumen de agua escurrida; el cociente entre estas variables corresponde al porcentaje de escurrimiento superficial. También se registró el tiempo de escorrentía, ya que, al infiltrarse el agua, la escorrentía no se genera inmediatamente. Se tomaron fotos de las parcelas de escurrimiento para estimar el porcentaje de suelo desnudo con el software libre CobCal v. 2.0 (Ferrari et al., 2006), se midió la altura de la vegetación y, en el caso de que esta fuera mayor a 5 cm, se cortó hasta esa altura. El agua colectada se almacenó en frascos a -20 °C para su posterior análisis químico en laboratorio.

**Figura 9**

Simulador de lluvia artificial utilizado para la generación de escorrentía superficial.



Nota. A: rociador con regulador de presión (para regular intensidad de lluvia), B: soporte regulable con nivel, C: parcela de acero inoxidable que evita el movimiento lateral del agua, D: recolector de acero inoxidable el cual dirige el agua escurrida en la parcela al recipiente, E: recipiente que recolecta el agua de escurrimiento.

### **2.3. Análisis químicos**

En las muestras de agua colectadas se analizaron las concentraciones de fósforo total (PT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) por ser indicadores simples y ampliamente utilizados en estudios de eutrofización (Aubriot et al., 2017). La concentración de nutrientes fue analizada en el Laboratorio de Química Biológica Ambiental (responsable Dra. María Laura Lavaggi) del CENUR Noreste Sede Rivera. Para el

análisis de los nutrientes PT y  $\text{NH}_4^+$  se utilizaron los protocolos vigentes del *Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales* (División Laboratorio Ambiental de Dinama [actual Dinacea], Ministerio de Ambiente, 2017). La concentración de PT se determinó mediante un método espectrofotométrico. Este método se basó en la digestión ácida de la muestra y la posterior formación del complejo azul de molibdeno, cuya absorbancia se midió en el rango de 880 nm. La concentración de  $\text{NH}_4^+$  en las muestras de agua se determinó mediante un método espectrofotométrico que se basó en la reacción del ion amonio con hipoclorito de sodio y fenol en medio alcalino, en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador, para formar un compuesto de color azul que se midió espectrofotométricamente a 640 nm. La concentración de  $\text{NO}_3^-$  en las muestras de agua se determinó mediante un método espectrofotométrico Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500- $\text{NO}_3$ -B (APHA, 2017), que consistió en la determinación de la absorbancia a 220 y 275 nm; la diferencia entre ambas lecturas permitió corregir la interferencia debida a la presencia de compuestos orgánicos.

#### **2.4. Análisis de datos**

Se construyó una matriz con un dato por punto con el promedio de las tres réplicas para observar el comportamiento de cada sitio. La matriz se construyó con los momentos de muestreo (PV, CE y BB), las variables respuesta que corresponden a las concentraciones de nutrientes (PT,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) y las variables explicativas que corresponden a: porcentaje de escurrimiento superficial (esc), distancia (D) (distancia cero corresponde al cultivo (P1), un metro al salir de este (P2) y 105 metros en el último punto (P9)), pendiente de la parcela (Pd), tiempo de inicio del escurrimiento (ti\_esc, es el tiempo que demora en comenzar a escurrir el agua de la lluvia), volumen escurrido (Vesc), altura de la vegetación (Hv), porcentaje de suelo desnudo (SD), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon (H), índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), equitatividad de especies (J), porcentaje de cobertura de especies exóticas (Ex), porcentaje de materia orgánica (MO), porcentaje de arena (Ar), porcentaje de limo (L) y porcentaje de arcilla (Ac).

Las variables medidas por única vez se replicaron en cada muestreo por ser consideradas variables estructurales del sistema. El diseño del estudio distinguió variables que varían principalmente en el espacio (estructura y composición de la vegetación y textura del suelo), variables que varían en el tiempo (fertilización y precipitación) y variables que varían tanto en el espacio como en el tiempo (concentraciones de nutrientes y escurrimiento superficial). Si bien la vegetación puede presentar variaciones temporales, se asumió que durante el período de estudio las diferencias espaciales entre sitios se mantuvieron relativamente estables, por lo que se consideró principalmente su variación espacial.

Los análisis estadísticos se realizaron en software R versión 4.4.2 (R Core Team, 2025). Previo al análisis de los resultados se realizó un chequeo de normalidad con el test Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianza con el test Levene. La mayoría de las variables no presentaron normalidad, pero sí presentaron homogeneidad de varianza, excepto P.

En función de estas características, se emplearon métodos estadísticos no paramétricos o robustos a la falta de normalidad. Las asociaciones bivariadas entre variables se analizaron mediante el coeficiente de correlación de Spearman, una medida no paramétrica basada en rangos que no requiere normalidad de los datos (Zar, 2010). Para evaluar la relación entre la concentración de nutrientes y la distancia se ajustaron modelos aditivos generalizados (GAM), los cuales no requieren normalidad estricta de los datos y permiten modelar relaciones no lineales (Benedetti et al., 2009).

El análisis multivariado global se realizó mediante un análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA), utilizando matrices de distancia apropiadas para datos no normales. Asimismo, las comparaciones entre sitios y momentos de muestreo se llevaron a cabo mediante análisis de varianza con permutaciones (PERMANOVA), técnica no paramétrica basada en permutaciones (Legendre y Anderson, 1999).

#### 2.4.1. Comparaciones entre puntos de muestreo y entre sitios

Para identificar diferencias entre zonas (cultivo, búfer y control), se realizó un PERMANOVA con las variables escaladas. La zona búfer se dividió en búfer inicial (de 1 m a 30 m), búfer medio (de 45 m a 75 m) y búfer final (de 90 m a 105 m). Se

construyeron gráficos para visualizar las diferencias. En casos de existir diferencias significativas, se realizó un análisis *post hoc* Adonis para identificar diferencias entre pares. Además, se realizaron comparaciones de la magnitud de las concentraciones de nutrientes en las diferentes zonas.

Como forma de visualizar la agrupación de los puntos en relación con la similaridad entre ellos, se realizó un análisis de clúster jerárquico con datos estandarizados y se construyeron dos dendrogramas, uno de la agrupación de los puntos en relación con la concentración de nutrientes y otro en relación con las variables explicativas.

#### 2.4.2. Relación entre concentración de nutrientes y variables explicativas

Para observar correlaciones entre las variables explicativas y variables de respuesta e identificar diferencias entre muestreos, se construyeron cuatro matrices de correlación: una con la matriz de análisis general compuesta por todos los muestreos y una por cada muestreo (PV, CE y BB). Para la construcción de las matrices se pasaron todos los datos a porcentaje como una forma de normalización de los datos (el 100 % es el valor más alto de cada variable). La normalización permite homogeneizar las unidades de medida y los rangos de variación de las variables, garantizando que cada una tenga un peso comparable en los análisis multivariantes basados en distancias o similitudes, donde las diferencias de escala pueden influir en la estructura de los resultados (De Amorim et al., 2023). Las variables que ya estaban en porcentaje se mantuvieron iguales, (por ejemplo, pendiente y porcentaje de MO, entre otros).

#### 2.4.3. Relación entre concentración de nutrientes y distancia

Para modelar la relación entre la concentración de PT,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  y la distancia, se utilizó un *generalized additive model* (GAM) con efecto fijo del momento para capturar variaciones temporales asociadas a las diferentes etapas del ciclo agrícola. Los GAM permiten estimar funciones suaves, sin imponer una relación lineal estricta entre las variables (a diferencia de un modelo lineal), por lo que permiten adaptarse mejor a patrones ecológicos complejos (Benedetti et al., 2009).

Luego se realizó una regresión segmentada para observar si existe algún corte a lo largo de la transecta en donde cambie significativamente la concentración de nutrientes.

#### 2.4.4. Modelo global del sistema

Finalmente, para construir un modelo global del sistema y explorar la relación multivariada entre las concentraciones de nutrientes y las variables explicativas, se aplicó un análisis de redundancia basado en distancias (*distance-based redundancy analysis*, db-RDA); esta técnica permite modelar estructuras multivariadas (Legendre y Anderson, 1999).

Previo al análisis, las variables continuas fueron centradas y estandarizadas con el fin de eliminar el efecto de las diferencias de escala y permitir una contribución comparable de todas las variables al modelo. Las variables medidas en una única oportunidad (vegetación y suelo) se incorporaron replicadas en cada muestreo, al ser consideradas descriptores estructurales del sitio, mientras que las variables hidrológicas y las concentraciones de nutrientes se analizaron respetando su variación temporal y espacial.

El db-RDA se construyó a partir de una matriz de distancias adecuada para datos no normales. La elección de db-RDA se basó en que el objetivo fue analizar la respuesta conjunta de variables ambientales continuas (nutrientes) frente a un conjunto de variables explicativas, sin asumir respuestas unimodales.

En una primera etapa se ajustó un modelo completo con todas las variables explicativas, y posteriormente se realizó una reducción del modelo conservando únicamente aquellas variables con efecto significativo.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Descripción del pastizal ribereño

Los análisis de vegetación (tabla 1) muestran que tanto en la zona de estudio como en los controles la diversidad es baja (índice de Shannon  $< 2$ ), con escasa riqueza florística y una elevada proporción de especies exóticas, destacándose *Cynodon dactylon* (L.) Pers. y *Trifolium repens* L. La altura del tapiz herbáceo no superó los

4 cm en ninguno de los cuadrantes relevados. En cuanto a la equitatividad, se observó un incremento a los 75 m desde el cultivo, seguido de una posterior disminución.

Los valores de NDVI variaron en función de la distancia al cultivo y del momento de muestreo (tabla 1). En PV se registraron los valores más altos en los puntos próximos al cultivo (P1-P2), con una disminución progresiva hacia el final del búfer y en el control. En CE, correspondiente al verano, el NDVI mostró un incremento sostenido desde el borde del cultivo hasta estabilizarse en valores cercanos a 0,8, manteniéndose elevados en casi toda la transecta. En BB, los valores se mantuvieron intermedios y relativamente estables, con un leve aumento en P7. En general, los valores más altos de NDVI se observaron durante CE.

En cuanto a las variables edáficas, el porcentaje de MO, L y Ac presentó el mismo patrón: un aumento hacia el final de la transecta y una disminución en el último punto. El porcentaje de Ar se comportó de forma inversa.

El punto C1 presentó valores similares a P3 y P4 y el C2 se asemejó a P5.

**Tabla 1**

Variables de vegetación y edáficas en los diferentes puntos de muestreo en el gradiente de distancia y en los puntos control.

| ID           | S  | H'     | J'     | Ex    | Hv  | NDVI   |        |        | MO   | Ar | L  | Ac |
|--------------|----|--------|--------|-------|-----|--------|--------|--------|------|----|----|----|
|              |    |        |        |       |     | PV     | CE     | BB     |      |    |    |    |
| P1 - Cultivo | -  | -      | -      | -     | -   | 0,8765 | 0,5011 | 0,7058 | 3,2  | 61 | 23 | 17 |
| P2 - 1 m     | 13 | 0,7516 | 0,293  | 72,64 | 2,6 | 0,7654 | 0,6318 | 0,662  | 3,6  | 58 | 24 | 18 |
| P3 - 15 m    | 12 | 0,9668 | 0,3891 | 33,12 | 2,2 | 0,6528 | 0,7836 | 0,6708 | 4,1  | 37 | 39 | 23 |
| P4 - 30 m    | 13 | 1,2664 | 0,4937 | 65,36 | 2,9 | 0,6689 | 0,8385 | 0,6345 | 4,8  | 41 | 35 | 23 |
| P5 - 45 m    | 18 | 1,7171 | 0,5941 | 22,72 | 3,6 | 0,6741 | 0,8453 | 0,651  | 6,2  | 41 | 36 | 23 |
| P6 - 60m     | 17 | 1,4086 | 0,4972 | 33,92 | 1,6 | 0,6799 | 0,83   | 0,6744 | 8,9  | 28 | 45 | 27 |
| P7 - 75 m    | 20 | 1,9805 | 0,6611 | 17,64 | 4,2 | 0,7134 | 0,8177 | 0,737  | 9,4  | 15 | 53 | 32 |
| P8 - 90 m    | 13 | 1,3915 | 0,5425 | 30,92 | 2,6 | 0,6651 | 0,823  | 0,67   | 11,8 | 15 | 53 | 32 |
| P9 - 105 m   | 14 | 1,2318 | 0,4667 | 67,76 | 3,9 | 0,6457 | 0,8136 | 0,655  | 9,4  | 15 | 51 | 35 |
| C1 - Control | 19 | 1,6952 | 0,4489 | 5,4   | 1,8 | 0,6227 | 0,7624 | 0,6637 | 4,4  | 56 | 24 | 20 |
| C2 - Control | 19 | 1,262  | 0,1436 | 54,76 | 2,2 | 0,5789 | 0,7266 | 0,6048 | 7    | 46 | 29 | 25 |

Nota. PV: puente verde (muestreo 1); CE: Cultivo establecido (muestro 2); BB: barbecho (muestreo 3); S: riqueza de especies; H': índice de Shannon; J': equitatividad de especies; Ex: porcentaje de especies exóticas; Hv: altura de la vegetación; NDVI: índice de vegetación de diferencia normalizada; MO: porcentaje de materia orgánica; Ar: porcentaje de arena; L: porcentaje de limo; Ac: porcentaje de arcilla.

En ambas áreas, búfer y control, el pastizal presenta signos de sobrepastoreo, con reducida biomasa y baja riqueza y diversidad, lo que refleja un estado de degradación del ecosistema. Según Martínez et al. (2007), estos atributos de la vegetación son determinantes para el funcionamiento ecológico, por lo que la capacidad de amortiguación del pastizal ribereño analizado podría encontrarse comprometida. De acuerdo con Karssies y Prosser (1999), una de las propiedades más importantes en las zonas búfer es la estructura de la vegetación, y señalan que la densidad del tapiz debe ser alta y la altura superior a 15 cm.

Asimismo, D'Antonio y Meyerson (2002) señalan que en ambientes perturbados tienden a dominar especies exóticas como *Cynodon dactylon* y *Trifolium repens*, en concordancia con lo hallado en este estudio. De forma complementaria, Weil y Brady (2017) destacan que las adiciones de nitrógeno benefician a estas especies de rápido crecimiento, capaces de desplazar a las nativas adaptadas a bajos niveles del nutriente,

lo que explicaría su predominio en la zona búfer. Del mismo modo, Pañella et al. (2020) evidencian que la elevada disponibilidad de fósforo en pastizales naturales reduce la riqueza de especies nativas y favorece la expansión de exóticas, lo que concuerda con el patrón registrado en este trabajo.

En cuanto al NDVI, el patrón observado en CE refleja la mayor actividad fotosintética y densidad de la cobertura vegetal durante el verano, lo que coincide con la presencia de especies estivales de rápido crecimiento y elevada productividad. Este aumento en la producción primaria sugiere un mayor potencial de retención y asimilación de nutrientes, lo que permite que el sistema funcione como un filtro biológico (Zhang et al., 2010). Por el contrario, los valores más bajos registrados en PV y BB se asocian a un tapiz herbáceo reducido y sobrepastoreado, lo que limita la capacidad del pastizal para contribuir al control de nutrientes.

El comportamiento de la vegetación está asociado en gran medida a la proporción de los materiales del suelo: en los puntos donde el porcentaje de materia orgánica y de arcilla fue mayor, la riqueza y diversidad de especies fue mayor, patrón que se sustenta en las correlaciones positivas entre las variables de vegetación y los materiales del suelo presentadas más adelante.

### **3.2. Comparaciones espaciales y temporales a lo largo de la transecta y entre zonas de estudio**

En el PERMANOVA aplicado a las variables explicativas se encontraron diferencias significativas entre pares de zonas ( $F = 9,2886$ ,  $p = 0,001$ ), lo que indica que la estructura multivariada de las condiciones edáficas, hidrológicas y de vegetación difiere claramente entre zonas (cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control). El análisis *post hoc* confirmó estas diferencias: cultivo vs. búfer I ( $F = 10,103$ ,  $p = 0,006$ ), cultivo vs. búfer M ( $F = 32,76$ ,  $p = 0,008$ ), cultivo vs. búfer F ( $F = 14,755$ ,  $p = 0,012$ ), cultivo vs. control ( $F = 17,063$ ,  $p = 0,008$ ), búfer I vs. búfer M ( $F = 12,909$ ,  $p = 0,001$ ), búfer I vs. búfer F ( $F = 8,3148$ ,  $p = 0,001$ ), búfer I vs. control ( $F = 6,404$ ,  $p = 0,009$ ), búfer M vs. búfer F ( $F = 4,5745$ ,  $p = 0,004$ ), búfer M vs. control ( $F = 5,3887$ ,  $p = 0,001$ ), búfer F vs. control ( $F = 8,2478$ ,  $p = 0,002$ ). Estos resultados reflejan que cada zona presenta una configuración ambiental distintiva.

En contraste, el PERMANOVA aplicado a las concentraciones de nutrientes mostró diferencias significativas entre zonas ( $F = 2,7721$ ,  $p = 0,014$ ), pero el análisis *post hoc* detectó diferencias significativas únicamente entre búfer I vs. control ( $F = 7,5667$ ,  $p = 0.015$ ) y entre búfer F vs. control ( $F = 6,7813$ ,  $p = 0,005$ ).

Estos resultados, junto con la figura de comparación de las concentraciones promedio (figura 10a) y como tendencia general de cada muestreo, evidencian un patrón claro: la zona de cultivo presentó las concentraciones más elevadas pese a no haber mostrado diferencias significativas con el resto, especialmente de  $\text{NO}_3^-$ , mientras que el PT mostró valores altos en cultivo y búfer inicial, y el  $\text{NH}_4^+$ , concentraciones moderadas, aunque también superiores en la zona agrícola. En el control, ubicado fuera de la influencia directa del cultivo, se registraron las concentraciones más bajas de los tres nutrientes.

Las variaciones observadas demuestran que el pastizal ribereño desempeña un papel clave en la atenuación de nutrientes, aunque la magnitud de la reducción depende del tipo y forma del nutriente. Mientras que las variables ambientales (suelo, vegetación e hidrología) presentan variabilidad espacial, los nutrientes disueltos en el agua de escorrentía responden de manera más heterogénea y dependen fuertemente de condiciones puntuales como los aportes de fertilización, la intensidad de lluvias y la capacidad de retención del suelo (Ranalli y Macalady, 2010; Vidon y Hill, 2004).

La menor cantidad de diferencias significativas en el *post hoc* para nutrientes refleja tanto la variabilidad temporal y espacial de estos compuestos como el hecho de que los procesos de transporte y transformación (adsorción, mineralización, desnitrificación, absorción vegetal) tienden a amortiguar las diferencias entre zonas (Reddy et al., 2022; Vymazal, 2007).

Si bien la zona búfer redujo las concentraciones de nutrientes en comparación con el cultivo, no logró alcanzar los valores registrados en el control dentro de la distancia observada. Algunos autores proponen diferentes anchos mínimos para las zonas de amortiguación, que varían entre ocho metros (Bizzozero y Carro, 2020), diez a quince metros (Lowrance et al., 1984), quince a treinta metros (Gayoso y Gayoso, 2003) y veinte metros para la cuenca del Santa Lucía (Gabinete Nacional Ambiental y Sistema Nacional Ambiental, 2018). Sin embargo, los resultados de este estudio

evidencian que, bajo condiciones de pastoreo en el área búfer, dichos anchos no resultan suficientes para disminuir la concentración de nutrientes, además de existir una alta variabilidad asociada al manejo agrícola realizado en el área adyacente.

Al analizar las concentraciones promedio de nutrientes por momento de muestreo se evidencian variaciones tanto entre muestreos como entre nutrientes. En PV (figura 10b), PT mostró una reducción progresiva desde el cultivo hasta alcanzar valores similares al control, lo que sugiere un efecto positivo del rol amortiguador del pastizal. El  $\text{NH}_4^+$  presentó un aumento en el búfer inicial seguido de una disminución hacia el búfer final. El  $\text{NO}_3^-$  mostró un comportamiento inesperado, con un incremento en el búfer final, posiblemente asociado a procesos locales de lixiviación o a un retardo en la absorción por la vegetación.

En CE (figura 10c), se registraron los valores más altos de nutrientes, lo que coincide con el período de mayor fertilización y, por lo tanto, mayor aporte desde el área agrícola. Tanto el PT como el  $\text{NO}_3^-$  disminuyen su concentración hacia el búfer medio, pero aumentan sobre el búfer final y el  $\text{NH}_4^+$  muestra una concentración elevada en el cultivo y luego descende la concentración.

En BB (figura 10d), las mayores concentraciones se registraron en el búfer inicial, pero no se registró un patrón de disminución. Este comportamiento podría estar relacionado con la ausencia de fertilización en este período, lo que habría reducido los gradientes de concentración y generado una mayor heterogeneidad espacial en la distribución de nutrientes. Esto se ve reflejado también en los valores de concentración que en general son menores en BB, excepto para algunos valores puntuales de nitrato y PT.

De manera consistente con lo reportado por Lescano et al. (2017), se observó variabilidad en la concentración de nutrientes entre los distintos eventos, registrándose los valores más altos en CE, momento en el cual se aplicaron fertilizantes al cultivo y que, además, coincidió con precipitaciones significativas en el mes previo al muestreo. No obstante, en el presente estudio las concentraciones máximas de  $\text{NO}_3^-$  y PT en la zona de cultivo superaron las reportadas por Lescano et al. (2017), alcanzando valores considerablemente mayores, mientras que para  $\text{NH}_4^+$  las magnitudes fueron comparables o incluso inferiores. Estas diferencias en el orden de magnitud podrían

estar asociadas a variaciones en la intensidad de las precipitaciones, las dosis o momento de aplicación de fertilizantes, así como a características edáficas y topográficas particulares de cada sitio. De manera complementaria, los patrones reportados por Castagna et al. (2022), muestran también una variación estacional de nutrientes que depende de la interacción entre el tipo de cobertura y las condiciones climáticas, con mayores concentraciones de nitrógeno disuelto en estaciones cálidas. Estos resultados demuestran que la eficiencia de las zonas de amortiguación de nutrientes es variable en el tiempo y depende fuertemente del momento agrícola y de las aplicaciones de fertilizantes en el área agrícola, así como de las precipitaciones.

**Figura 10**

Concentraciones promedio de PT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  en las diferentes zonas (cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control).



Nota. a) Concentraciones promedio de nutrientes de los tres momentos de muestreo, en cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control. b) Concentraciones promedio de nutrientes en PV, en cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control. c) Concentraciones promedio de nutrientes en CE, en cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control. d) Concentraciones promedio de nutrientes en BB, en cultivo, búfer inicial, búfer medio, búfer final y control.

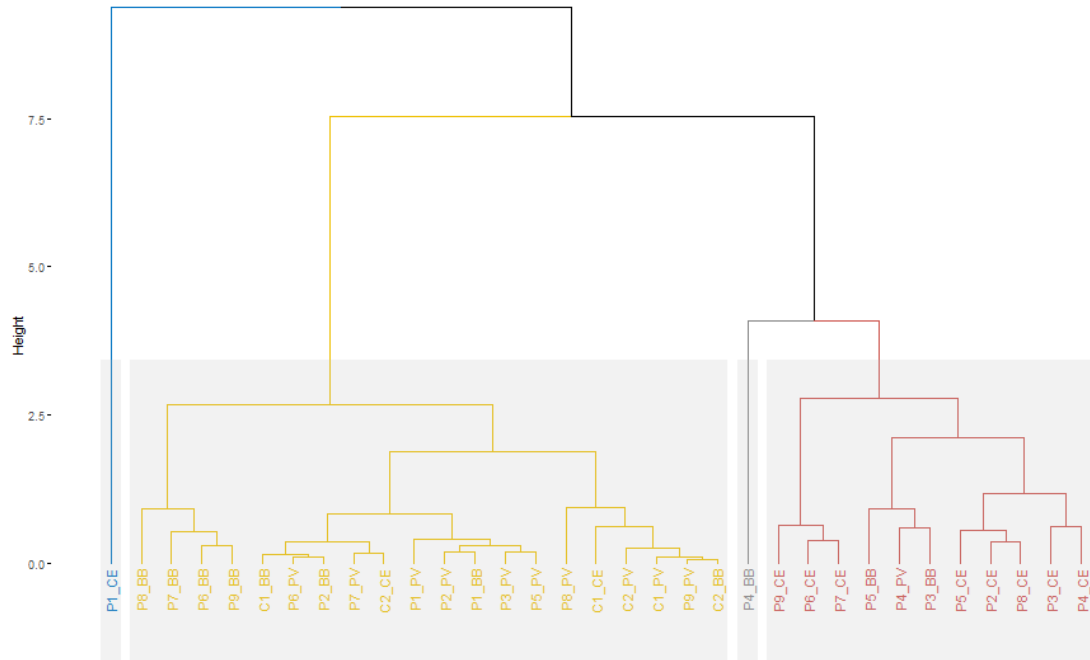
El análisis de clúster reveló que los puntos de la transecta se agrupan en cuatro grandes grupos. En el caso del agrupamiento basado en las concentraciones de nutrientes (figura 11), el punto P1\_CE, correspondiente al cultivo en el momento CE, se aisló de los demás puntos y refleja las concentraciones extremadamente elevadas de nutrientes registradas en ese sitio, lo que coincidió con los aportes de fertilizantes en la zona agrícola. De forma similar, el punto P4\_BB, ubicado a treinta metros desde el cultivo, presentó valores muy elevados de concentración de nutrientes en este muestreo, incluso superiores que el cultivo para el mismo período. Este comportamiento sugiere la existencia de un sector de acumulación localizada de nutrientes dentro de la transecta. En particular, el MDTHC indica que en este punto se produce una convergencia del flujo superficial, donde múltiples líneas de escurrimiento se interceptan y concentran el drenaje. Este patrón hidrológico favorecería la acumulación de agua y nutrientes transportados desde el área agrícola, poniendo de manifiesto el rol del microrrelieve y la conectividad hidrológica en la redistribución espacial de nutrientes dentro de la microcuenca (Covino, 2017).

En los otros dos grupos, por un lado, se agruparon la mayoría de los puntos correspondientes a CE (excepto P1 y los controles), junto con P4\_PV y P3–P5\_BB, que en cada caso coincidieron con picos locales de concentración dentro de la transecta. Por otro lado, se agruparon todos los demás puntos, caracterizados por concentraciones relativamente bajas de nutrientes.

En relación con el agrupamiento con base en las variables explicativas (figura 12), el punto correspondiente al cultivo (P1) se separó en un grupo, lo que evidencia condiciones edáficas, florísticas e hidrológicas particulares vinculadas a la influencia agrícola directa. Un segundo grupo estuvo integrado por todos los controles junto con P5 en PV y BB, y P2 en PV, lo que sugiere similitud en la estructura de la vegetación y en las propiedades del suelo en esas posiciones. Los otros dos grupos corresponden, por un lado, a los puntos iniciales de la transecta (desde P2 a P4 y P5\_CE) y, por otro, a los puntos finales (desde P6 a P9), lo que refleja un claro gradiente espacial desde el cultivo hacia el control.

**Figura 5**

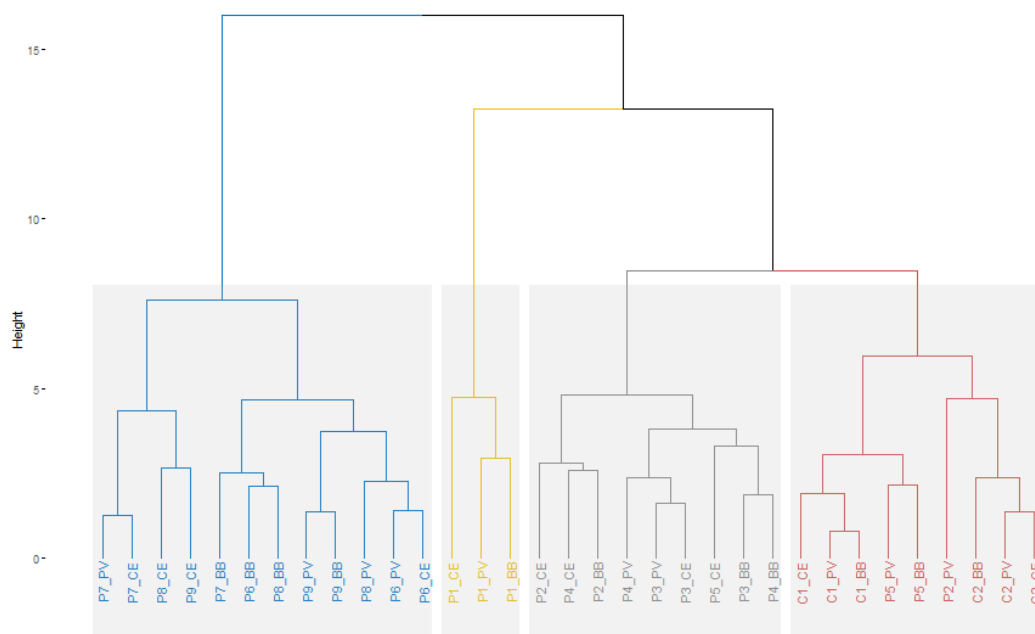
Dendrograma de similitud entre puntos de muestreo basado en las concentraciones de nutrientes.



Nota. El agrupamiento se realizó a partir de las concentraciones de PT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  registradas en los distintos puntos de la transecta y en los sitios de control para cada momento de muestreo.

**Figura 6**

Dendrograma de similitud entre puntos de muestreo basado en las variables explicativas.



Nota. El agrupamiento se realizó en base a las variables explicativas relacionadas con el suelo, la vegetación y la dinámica del escurrimiento superficial en los distintos puntos de la transecta y en los sitios de control para cada momento de muestreo.

Estos resultados ponen de manifiesto un contraste entre los patrones de los nutrientes y de las variables explicativas. En el caso de los nutrientes, el agrupamiento estuvo dominado por eventos puntuales y de alta magnitud (ejemplo, fertilización en CE o acumulaciones localizadas en BB), lo que refuerza la idea de que su dinámica es altamente temporal y episódica, dependiente de las prácticas agrícolas y de condiciones hidrológicas específicas (Ranalli y Macalady, 2010; Vidon y Hill, 2004). Por el contrario, en el agrupamiento de las variables explicativas se observa una estructura espacial más estable, en la que los puntos tienden a organizarse según su distancia al cultivo.

En conjunto, los clústeres evidencian que la variabilidad espacial de las condiciones edáficas y de la vegetación constituyen el principal factor estructurador, mientras que la variabilidad temporal de los nutrientes se encuentra modulada por la

interacción entre las prácticas de fertilización, los eventos de precipitación y los procesos de transporte superficial.

### **3.3. Relación entre las concentraciones de nutrientes y las variables explicativas**

La matriz de correlaciones (figura 13) reveló que el PT se correlacionó de forma significativa y negativa con la distancia, aunque de magnitud débil.

Las correlaciones negativas, aunque débiles, entre PT y variables edáficas como materia orgánica (MO), limo (L) y arcilla (Ac) y positiva con el porcentaje de arena (Ar) refuerzan la influencia de la textura del suelo en la dinámica del fósforo. Por otro lado, se observaron correlaciones fuertes y negativas de PT con el porcentaje de escurrimiento y el volumen escurrido. Además, cuando se analizaron las correlaciones del PT por muestreo se pudieron detectar otras correlaciones, en CE el PT se correlacionó de forma negativa con la riqueza y diversidad de especies (figura 14b) y en BB de forma positiva con el tiempo de inicio del escurrimiento (figura 14c).

El  $\text{NO}_3^-$  mostró correlaciones con las variables hidrológicas, lo que evidencia que el transporte de agua es el principal factor que regula su dinámica en el escurrimiento superficial. La correlación positiva, aunque débil, con el tiempo de inicio del escurrimiento indica que las concentraciones más altas de  $\text{NO}_3^-$  tienden a presentarse cuando el escurrimiento se inicia de forma más tardía. Por otro lado, las correlaciones fuertes y negativas con el porcentaje de escurrimiento y el volumen escurrido indican que, en parcelas donde el flujo superficial es mayor, las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  son menores, lo que sugiere mayor dilución de nitrato. En el análisis general no se registraron correlaciones significativas con las variables edáficas ni de vegetación, en cambio, en el análisis por muestreo se detectó una correlación negativa con las fracciones finas del suelo (limo y arcilla), pero en BB no presentó correlación con ninguna variable explicativa.

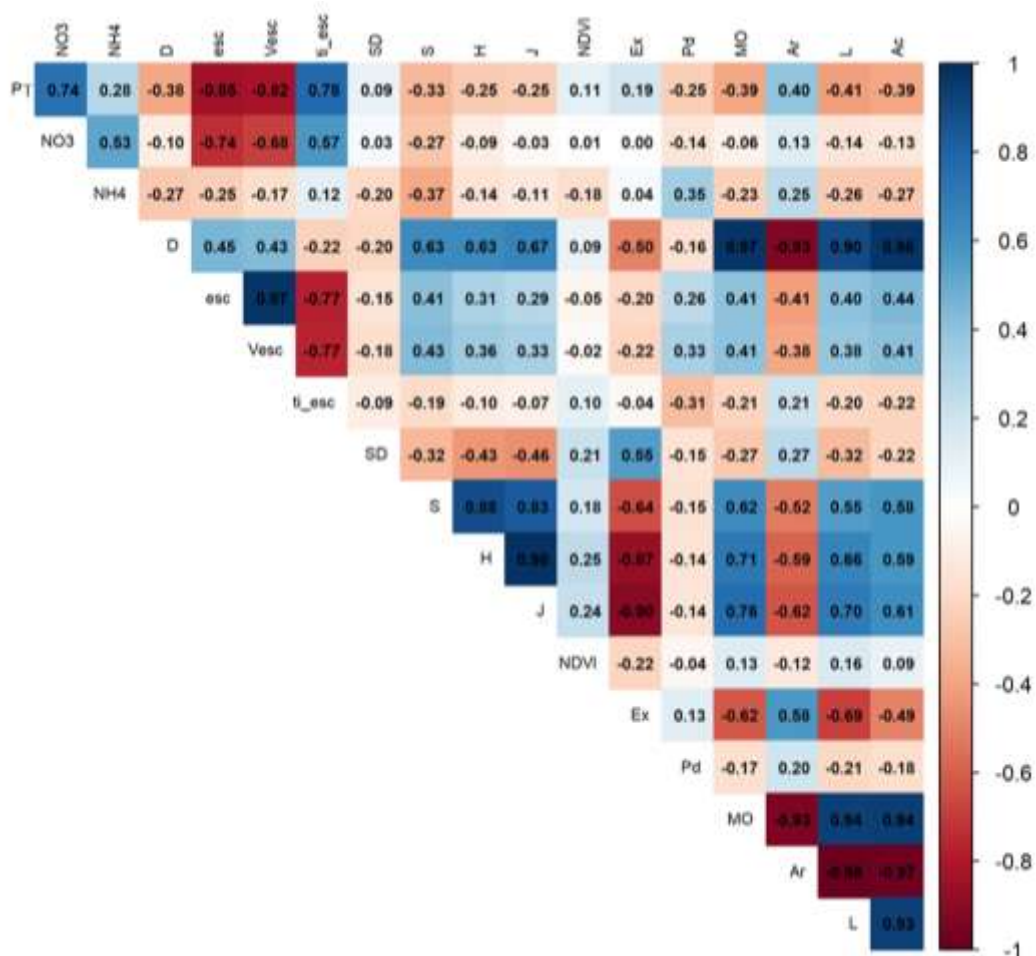
El  $\text{NH}_4^+$  no presentó correlaciones significativas con ninguna de las variables ambientales en las correlaciones generales, ni en BB. En cambio, en PV se correlacionó de forma negativa con la distancia y positiva con el tiempo de inicio del escurrimiento (figura 14a) y en CE presentó correlaciones negativas con el porcentaje

de escurrimiento, volumen escurrido, riqueza de especies y con las fracciones finas del suelo (limo y arcilla) y correlación positiva con el porcentaje de arena.

La distancia al cultivo se correlacionó positivamente con la riqueza, diversidad y equitatividad de especies y negativamente con el porcentaje de especies exóticas. Además, mostró correlaciones positivas y muy fuertes con la materia orgánica, limo y arcilla, lo que indica que los suelos son más pesados y con mayor contenido de coloides en los puntos más lejanos de la zona agrícola. Las variables edáficas presentaron correlaciones positivas con la riqueza, diversidad y equitatividad de especies y negativas con el porcentaje de especies exóticas.

**Figura 7**

Matriz de correlaciones de Spearman entre las concentraciones de nutrientes y las variables explicativas.





Jarvis, 1999). A su vez, los suelos más arenosos, al presentar menor capacidad de adsorción, permiten una mayor movilidad del fósforo en el agua de escurrimiento. Esto coincide con lo reportado en estudios que muestran que los suelos con baja proporción de partículas finas y bajo contenido de materia orgánica tienen menor capacidad de retención de nutrientes, lo que incrementa la pérdida de PT por escurrimiento (Vidon y Hill, 2004).

Las correlaciones del PT con el escurrimiento indican que en condiciones de mayor transporte superficial se produce una disminución en las concentraciones de este nutriente en el agua de escurrimiento. Este patrón puede explicarse porque, los aportes de PT disponibles en superficie ya han sido en parte movilizados por eventos de lluvia previos o incorporados por la vegetación, lo que reduce la cantidad exportable. Además, en condiciones de mayor escurrimiento, una mayor dilución de PT en el agua puede contribuir a disminuir su concentración relativa (Sharpley et al., 2001). De acuerdo con algunos autores, la capacidad de las zonas ribereñas en amortiguar nutrientes se ve alterada frente a eventos de alta precipitación (Daniels y Gilliam, 1996; Lescano et al., 2017), por lo que la variación en las concentraciones está altamente ligada a procesos hidrológicos. Asimismo, Goyenola et al. (2015) destacan que gran parte del fósforo proveniente de fuentes difusas se encuentra en forma soluble, lo que respalda que la correlación del PT con el escurrimiento responda tanto a su fracción disuelta como a la asociada a partículas de sedimento. Calvo et al. (2024) han demostrado que las zonas de amortiguación ribereñas pueden retener eficazmente la carga de fósforo soluble transportada tanto por escurrimiento superficial como subterránea, sin embargo, su capacidad para reducir las concentraciones es más limitada y depende fuertemente de la dinámica hidrológica, particularmente durante eventos de elevado escurrimiento.

En escenarios de lluvias intensas o suelos con baja infiltración, el fósforo se desplaza principalmente en forma particulada unido a sedimentos y aumenta su exportación hacia los cuerpos de agua (Sharpley et al., 2001). Esta relación evidencia que la hidrología superficial es un factor clave en la exportación de fósforo que, junto a factores edáficos, determina la capacidad de retención de PT en las zonas búfer. La combinación de procesos de adsorción de los suelos, inmovilización por materia

orgánica y transporte hidrológico explica la variabilidad observada en la dinámica de PT en el búfer.

Las correlaciones del PT con la riqueza y diversidad de especies sugieren que, en sitios con comunidades vegetales más diversas, la disponibilidad de PT en el agua de escorrentía es menor, lo cual concuerda con el papel de la vegetación como sumidero de nutrientes en zonas ribereñas. Esta relación se manifestó principalmente en CE, lo que puede explicarse por el hecho de que este muestreo corresponde al período estival, coincidente con la fecha en que se realizó el relevamiento florístico, un año previo. Durante este momento, la comunidad estuvo dominada por especies estivales, lo que refuerza el vínculo funcional entre la estructura de la vegetación y la retención de fósforo.

Estos hallazgos refuerzan la idea de que la atenuación del fósforo en zonas de amortiguación no depende únicamente de factores edáficos, sino también de la interacción con la estructura y funcionalidad de la vegetación, que actúa como un filtro biológico capaz de reducir la movilidad del nutriente (Mayer et al., 2007; Zhang et al., 2010).

### 3.3.2. Nitrato

La correlación del  $\text{NO}_3^-$  con el escurrimiento confirma que la dinámica de este nutriente en el sistema está estrechamente ligada a los procesos hidrológicos. Debido a su naturaleza móvil, el nitrato es poco retenido por el suelo y depende en gran medida del volumen y la intensidad del escurrimiento superficial para su transporte (Hill, 1996; Vidon y Hill, 2004).

La correlación del  $\text{NO}_3^-$  con el tiempo de inicio del escurrimiento podría reflejar la acumulación previa de nitratos en la superficie del suelo, que luego son arrastrados cuando se produce el flujo de agua (Addy et al., 1999).

La ausencia de correlaciones significativas con variables edáficas o de vegetación en el análisis general refuerza la idea de que el  $\text{NO}_3^-$ , al encontrarse en forma disuelta, es altamente móvil y menos retenido por procesos de adsorción o por la matriz del suelo, a diferencia del PT. Su retención depende en mayor medida de procesos subsuperficiales como la desnitrificación en suelos saturados o la absorción radicular de la vegetación (Hill, 1996; Ranalli y Macalady, 2010).

Las correlaciones del  $\text{NO}_3^-$  con el escurrimiento y las fracciones finas del suelo reflejan la marcada influencia tanto de la hidrología como de la textura del suelo sobre la dinámica de este nutriente en CE. La relación negativa con el limo y la arcilla y positiva con la arena coincide con el hecho de que los suelos más arenosos presentan menor capacidad de retención y favorecen la movilidad del  $\text{NO}_3^-$ , mientras que los suelos más pesados con mayor proporción de fracciones finas retienen más agua y nutrientes y generan condiciones más propicias para procesos de desnitrificación microbiana en zonas saturadas (Hill, 1996; Ranalli y Macalady, 2010).

La dependencia del  $\text{NO}_3^-$  respecto a la hidrología superficial pone de manifiesto que la eficacia de los pastizales ribereños para mitigar su exportación puede ser más variable y menos predecible que en el caso de PT. Pero para ambos casos existe una fuerte dependencia de factores como la intensidad de las lluvias, el tipo de manejo agrícola y las condiciones de humedad antecedente del suelo.

### 3.3.3. Amonio

La falta de correlaciones en el análisis general del  $\text{NH}_4^+$  en el sistema estudiado con las variables explicativas sugiere que su dinámica está menos asociada a gradientes espaciales, edáficos, florísticos o hidrológicos de amplia escala y posiblemente responde a procesos locales y de corta duración.

El  $\text{NH}_4^+$  es una forma de N con baja movilidad en la fase acuosa, debido a su tendencia a adsorberse a partículas del suelo y a la MO, especialmente en suelos con fracciones finas y con alta capacidad de intercambio catiónico (Reddy et al., 2022). Esta característica puede explicar la ausencia de correlaciones significativas a escala de general, dado que su transporte superficial es limitado en comparación con el nitrato, y que pequeñas variaciones en las propiedades del suelo pueden generar alta heterogeneidad espacial. Además, el  $\text{NH}_4^+$  es un nutriente sujeto a transformaciones microbianas rápidas, como la nitrificación, que lo convierte en  $\text{NO}_3^-$ , o su incorporación directa en la biomasa vegetal y microbiana (Vymazal, 2007). Estos procesos, altamente sensibles a factores como la humedad, el pH y la temperatura del suelo, pueden enmascarar relaciones espaciales simples con las variables medidas en este estudio (Lutz et al., 2020).

La relación negativa de  $\text{NH}_4^+$  con la distancia en PV indica que las mayores concentraciones se registraron en los puntos más cercanos al cultivo y disminuye progresivamente hacia los sitios más alejados. Este resultado sugiere que la fuente principal de  $\text{NH}_4^+$  proviene de la zona agrícola, probablemente asociada a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, teniendo en cuenta que dieciocho días previos al muestreo se había realizado una aplicación de 40 kg de N, lo cual ha sido reportado en otros estudios de áreas agrícolas intensivas (Reddy et al., 2022; Vidon y Hill, 2004). La disminución hacia el interior del área búfer puede explicarse por la capacidad del suelo y la vegetación de retener o transformar el  $\text{NH}_4^+$  a lo largo del gradiente (a pesar de que no se correlacione con estas variables), ya sea mediante adsorción a coloides del suelo, inmovilización microbiana o nitrificación.

La correlación positiva con el tiempo de inicio del escurrimiento en PV refleja que las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  fueron mayores en sitios donde el escurrimiento superficial tardó más en generarse. Una posible explicación es que una mayor infiltración inicial permite la acumulación de  $\text{NH}_4^+$  en la capa superficial, que luego es arrastrado cuando se alcanza la saturación y comienza el flujo superficial. La variabilidad en la humedad antecedente al muestreo influye directamente en la capacidad de infiltración y, por ende, en la generación de escurrimiento bajo el uso del simulador de lluvia. Estos procesos, de naturaleza compleja, son captados de forma indirecta mediante la medición del tiempo de inicio del escurrimiento, variable que integra parcialmente la dinámica entre infiltración y escurrimiento superficial. La humedad antecedente y la capacidad de infiltración controlan el momento de generación de escurrimiento y la respuesta del sistema durante eventos de lluvia, además modula la transición entre infiltración y escurrimiento superficial (Lin et al., 2024; Meißl et al., 2023). Una mejora potencial de este trabajo sería profundizar en la medición directa de estos procesos hidrológicos para una mejor comprensión de su influencia sobre la dinámica de nutrientes.

A su vez, en ambientes ribereños y de planicie de inundación, la humedad del suelo y la textura regulan procesos de mineralización/inmovilización y nitrificación que determinan la disponibilidad y retención de  $\text{NH}_4^+$  (Parkyn, 2004; Sleutel et al., 2008). En conjunto, estos resultados y antecedentes sostienen que condiciones locales

de humedad y textura median tanto el tiempo de inicio del escurrimiento como la retención y posterior exportación de  $\text{NH}_4^+$  durante eventos de lluvia, que generan los patrones detectados a lo largo del búfer.

Las correlaciones del  $\text{NH}_4^+$  ponen en evidencia que su dinámica en CE está determinada tanto por factores hidrológicos como por propiedades edáficas y de la vegetación. La correlación negativa con el limo y la arcilla y positiva con la arena sugiere que los suelos arenosos favorecen la movilidad del  $\text{NH}_4^+$ , mientras que los suelos más pesados con mayor proporción de partículas finas limitan su transporte.

La relación negativa con la riqueza de especies en CE señala que, en sitios con comunidades vegetales más diversas, la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en el agua de escurrimiento es menor. Esto podría deberse a una mayor asimilación biológica, ya que comunidades más diversas presentan una mayor eficiencia en la absorción de nutrientes gracias a la complementariedad funcional entre especies (Tilman et al., 1996; Cardinale et al., 2011).

#### 3.3.4. Relaciones entre concentración de nutrientes y variables explicativas

Las correlaciones de PT y  $\text{NH}_4^+$  con las variables edáficas se explican, en primer lugar, por la distancia, debido a que los suelos más pesados se encuentran sobre el final de la transecta y, en segundo lugar, por los principios de adsorción descritos por Sparks (2023), donde se destaca el papel fundamental de los coloides del suelo en la retención de estos nutrientes.

Las asociaciones negativas entre el porcentaje y el volumen de escurrimiento con las concentraciones de nutrientes muestran que las menores concentraciones se registraron en condiciones de mayor escurrimiento, en concordancia con lo señalado por Pionke et al. (2000). No obstante, difiere de lo reportado por Calvo et al. (2024), quienes observaron una mayor exportación de nutrientes en escenarios de escorrentía más intensa. En conjunto, estos resultados ponen en evidencia la complejidad de los procesos y la influencia de diversos factores en la relación entre las dinámicas de escorrentía y el transporte de nutrientes.

Las correlaciones observadas entre las variables de vegetación y los nutrientes en CE podrían explicarse por la elevada presencia de especies estivales como *Cynodon dactylon*, *Paspalum notatum* Flügge y *Paspalum dilatatum* Poir., entre otras. Hawes y

Smith (2005) demostraron que las plantas en las zonas de amortiguación retardan la escorrentía cargada de sedimentos, así como los nutrientes adheridos a ellos y dependen en gran medida del ancho y complejidad del tapiz vegetal, pueden absorber o depositar del 50 % al 100 % de sedimentos y del 80 % al 85 % del fósforo.

La ausencia de correlaciones significativas principalmente en BB para  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  puede estar vinculada a que, en este momento del ciclo agrícola, no se realizaron aportes externos de fertilizantes, lo que redujo así su disponibilidad en superficie. De acuerdo con Castagna Du Pré et al. (2022), la falta de relación entre las formas disueltas del N con otras variables indica que su aporte esta mediado por otros mecanismos, vinculados tanto a su elevada solubilidad, que facilita el desplazamiento hacia napas más profundas, como a procesos de origen microbiológico.

En los muestreos de invierno se registraron correlaciones más débiles con las variables explicativas, particularmente en el correspondiente a BB. Esta situación se encuentra estrechamente vinculada con el manejo aplicado en el área agrícola, donde la incorporación de fertilizantes fue relativamente baja en PV y nula en BB. De acuerdo con la National Research Council (2002), la dinámica estacional en el flujo y transporte de nutrientes y sedimentos constituye la base de la estructura ribereña. Algunos autores destacan que el secuestro de nutrientes por las plantas también está limitado por factores estacionales (Lowrence, 1998), así como la exportación de nutrientes en la escorrentía superficial (Castagna Du Pré et al., 2022).

Estos resultados refuerzan la necesidad de integrar la escala temporal en el análisis de los procesos de retención y transporte de nutrientes en zonas de amortiguación y destacan la importancia de considerar tanto las prácticas de manejo agrícola como los factores edáficos, florísticos e hidrológicos en la evaluación de la dinámica de nutrientes en zonas ribereñas.

### 3.3.5. Relaciones entre variables explicativas

Las correlaciones de la distancia con las variables de vegetación sugieren que, a medida que aumenta la distancia de la influencia agrícola, la vegetación se vuelve más diversa, equitativa y con menor presencia de especies exóticas, lo que refleja un gradiente hacia condiciones de menor alteración. Sin embargo, este patrón se desarrolla dentro de un contexto general de pastizales con baja riqueza y diversidad,

ya que características similares también se registran en el sitio control, donde no existe influencia agrícola directa, lo que indica que otros factores de degradación, como el sobrepastoreo, también influyen en la estructura de la vegetación. Aun así, la mayor diversidad y equitatividad registradas en los puntos más alejados del cultivo son coherentes con la hipótesis de que los pastizales ribereños funcionan como refugios relativos de biodiversidad (Naiman et al., 1997), mostrando una tendencia hacia condiciones más similares al control. Este patrón concuerda con estudios que demuestran que la proximidad a sistemas agrícolas intensivos tiende a reducir la diversidad vegetal, principalmente por efectos de fertilización, escurrimiento de agroquímicos y disturbios físicos que favorecen a especies oportunistas o tolerantes (Allan, 2004; Flynn et al., 2009).

A su vez, la acumulación de nutrientes favorece la colonización de especies exóticas que desplazan a las especies nativas (Weil y Brady, 2017; Pañella et al., 2022) por su alta dispersión y mayor capacidad competitiva frente a especies nativas ante mayor disponibilidad de recursos como nutrientes, lo que genera pérdida de la biodiversidad y de la calidad del forraje (Dresseno et al., 2018; Guido et al., 2021; Guido y Pillar, 2017). Pañella et al. (2020) demuestran que el aumento en la fertilización fosforada tiene consecuencias negativas sobre la riqueza de especies, con pérdidas de hasta el 20 % de especies presentes.

La correlación negativa entre la distancia y el porcentaje de exóticas confirma que las áreas más cercanas al cultivo actúan como puntos de entrada y establecimiento de especies invasoras, favorecidas por disturbios frecuentes y disponibilidad de nutrientes (Richardson et al., 2007). A su vez, Guido et al. (2016) registraron que factores como el déficit hídrico y alteraciones antrópicas en las zonas circundantes a los pastizales naturales generan un aumento en la aparición de especies exóticas. En este sentido, los resultados sugieren que la presencia de especies exóticas a lo largo del gradiente refleja un escenario de disturbio múltiple, donde la influencia agrícola se superpone con procesos de degradación local, como el sobrepastoreo, lo que resulta consistente con los bajos valores de riqueza y diversidad observados incluso en el sitio control.

En conjunto, estos resultados ponen en evidencia que la vegetación ribereña no solo desempeña un rol en la retención de nutrientes, sino también en la conservación de la biodiversidad. Mantener y restaurar zonas de amortiguación amplias permite reducir la presión de especies exóticas y mejorar la estructura de las comunidades vegetales, además de reforzar la multifuncionalidad de estos ecosistemas (Mayer et al., 2007; Zhang et al., 2010).

La correlación de la distancia con las variables edáficas refleja un gradiente textural y de fertilidad edáfica asociado a la posición topográfica y al uso del suelo. Este gradiente también puede estar influenciado por los procesos de erosión, transporte y deposición que mediante el flujo del agua remodelan las zonas ribereñas (National Research Council, 2002).

La mayor proporción de fracciones finas en los suelos más alejados del cultivo favorece la acumulación de MO, ya que partículas de limo y arcilla tienen una elevada capacidad de retención de agua y de protección de la materia orgánica frente a la mineralización (Six et al., 2002). Este fenómeno genera ambientes más estables y fértiles que contribuyen a sostener comunidades vegetales más diversas, como se observó en las correlaciones positivas entre la distancia, la riqueza y la diversidad de especies con las variables edáficas.

Al mismo tiempo, el gradiente textural tiene implicancias en la dinámica de nutrientes. Los suelos con mayor proporción de arena, predominantes en las zonas cercanas al cultivo, presentan menor capacidad de adsorción, lo que se traduce en mayores concentraciones de PT en el escurrimiento, en línea con la correlación positiva entre PT y porcentaje de arena. En contraste, los suelos más finos y con mayor porcentaje de MO alejados del cultivo tienen mayor capacidad de inmovilizar nutrientes como PT y  $\text{NH}_4^+$  y reducir la movilidad y pérdida por escurrimiento (Dorioz et al., 2006; Reddy et al., 2022). Estos resultados indican que la estructura del suelo en el gradiente de distancia genera un doble efecto: por un lado, mayor capacidad de retención de nutrientes en suelos pesados y ricos en MO y, por otro, condiciones más favorables para el establecimiento de comunidades vegetales diversas.

La relación de la vegetación con las propiedades del suelo evidencia que la estructura y composición de la comunidad vegetal están fuertemente moduladas por la

composición del suelo. A su vez, coincide con la alteración que provoca el área agrícola sobre los primeros metros de la transecta. Por el contrario, la correlación negativa de las especies exóticas con las variables edáficas sugiere que estas encuentran condiciones más favorables de establecimiento en suelos arenosos y con menor contenido de MO, ubicados en la zona más cercana al cultivo y con mayor contenido de nutrientes, lo que refuerza la idea que este tipo de especies se ve favorecida en ambientes sujetos a mayor perturbación o intervención antrópica, ya que estas condiciones generan oportunidades para su establecimiento y expansión (Dresseno et al., 2018; Guido et al., 2021; Guido y Pillar, 2017; Pañella et al., 2020). Este patrón coincide con lo señalado por Richardson et al. (2007), quienes destacan que la alteración de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, junto con los disturbios asociados al uso agrícola, facilitan la invasión de especies exóticas.

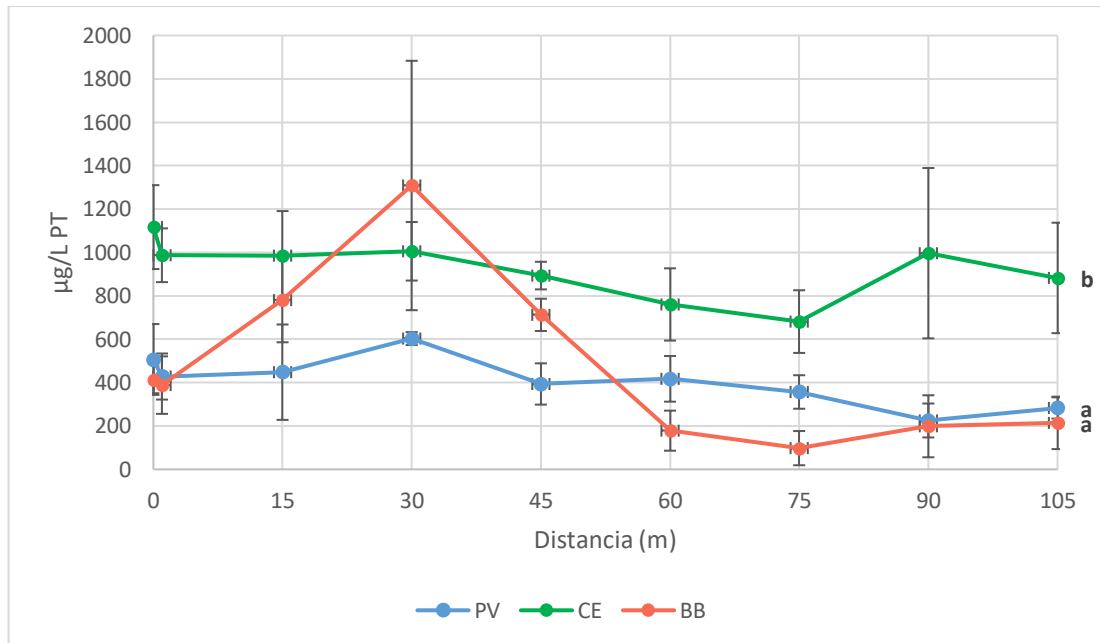
### **3.4. Relación entre las concentraciones de nutrientes y la distancia desde el cultivo**

#### **3.4.1. Fósforo total**

La concentración de PT (figura 15) a lo largo de la transecta presentó una tendencia a la reducción, pero no de forma gradual, sino que presenta oscilaciones, con mayores concentraciones en algunos puntos; en particular, a los 30 m se da un aumento de la concentración, incluso por encima del valor en el cultivo. El porcentaje de reducción de la concentración de PT a los 105 m en relación con el cultivo fue de 44 % en PV, 21 % en CE y 48 % en BB.

**Figura 15**

Variación de la concentración de PT en los tres momentos de muestreo (PV, CE y BB) en función de la distancia al cultivo.



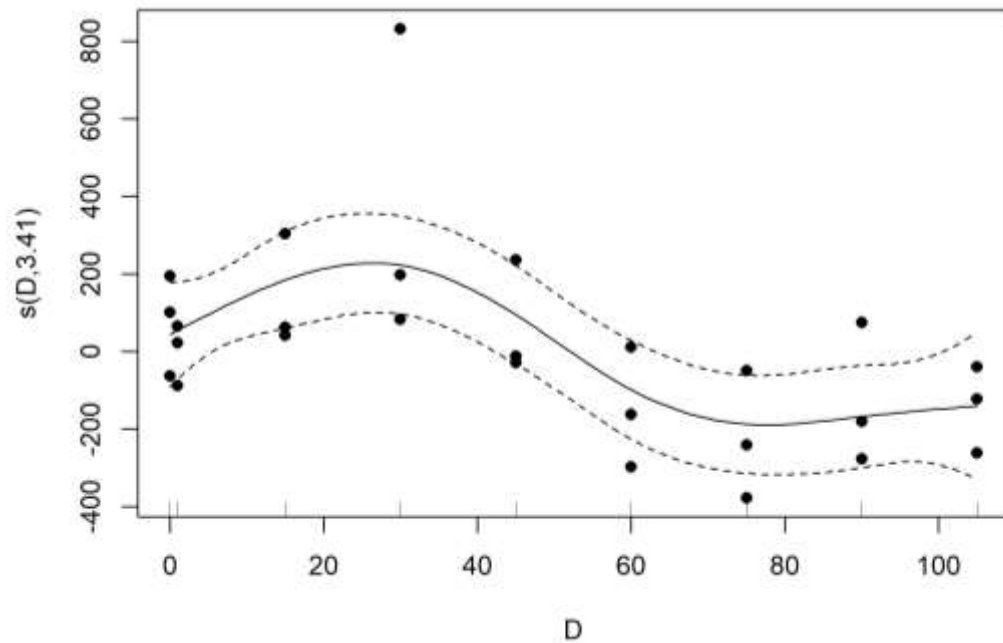
El análisis GAM mostró que la concentración de PT estuvo influenciada tanto por la distancia a lo largo de la transecta como por el momento de muestreo. El modelo ajustado explicó un 73,8 % de la variabilidad observada en los datos, con un  $R^2$  ajustado de 0,669, lo que indica buen poder explicativo.

Se observó que el PT fue significativamente mayor en CE en comparación con BB (*estimate* = 446,3;  $p = 7,33e-05$ ), mientras que PV en comparación con BB no presentó diferencias significativas (*estimate* = -70,01;  $p = 0,447$ ).

El efecto de la distancia sobre la concentración de PT fue estadísticamente significativo ( $F = 4,301$ ;  $p = 0,0108$ ), lo que evidencia una relación no lineal entre PT y la distancia al cultivo. La forma de la curva (figura 16) mostró un aumento inicial en las concentraciones de PT en los primeros 20-30 m. Estos valores son coherentes con la proximidad al cultivo, donde el aporte de nutrientes es mayor, seguido de una disminución progresiva hacia los 70-80 m, con una leve tendencia a estabilizarse al final de la transecta.

**Figura 9**

Gráfico de efectos parciales de la concentración de PT en función de la distancia al cultivo

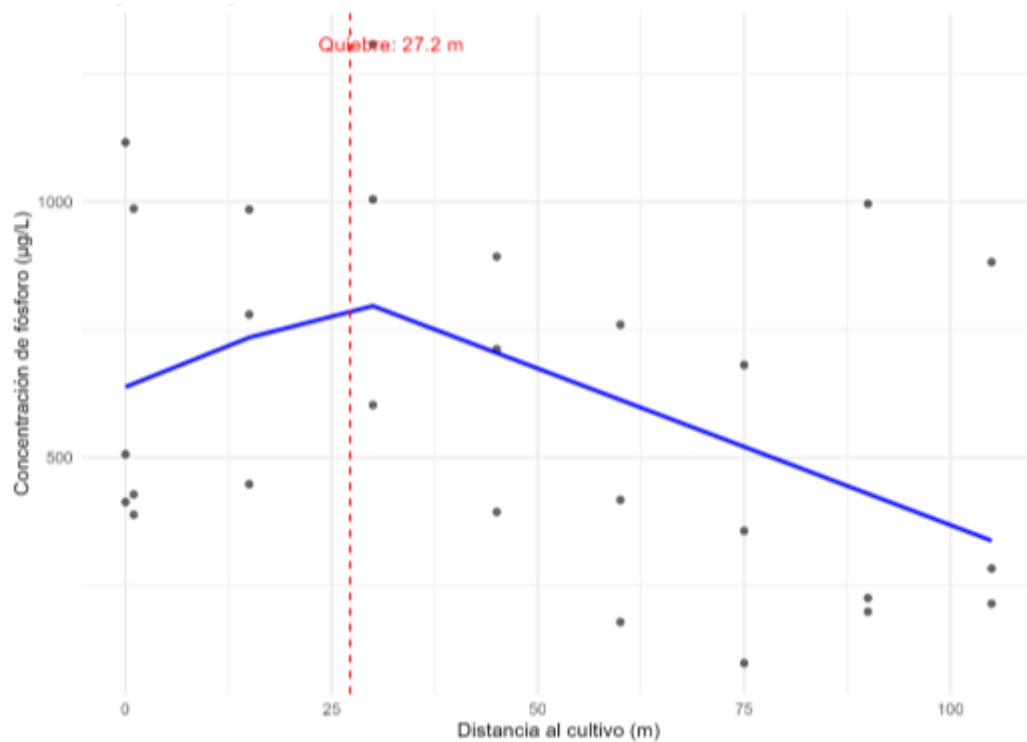


Nota.  $s(D,3.41)$  corresponde al efecto parcial suavizado de la distancia al cultivo, 3.41 son los grados de libertad.

En el ajuste del modelo segmentado (figura 17) para las concentraciones de PT a lo largo de la transecta, se identificó un punto de inflexión que sugiere una alteración en la tendencia, estimado a los 27,2 m ( $\pm 30,6$  m). La pendiente antes del quiebre fue positiva pero no significativa ( $\beta = 6,44$ ;  $p = 0,683$ ), mientras que el cambio de pendiente después del quiebre tampoco alcanzó significancia estadística ( $\beta = -12,56$ ). El modelo presentó un  $R^2$  ajustado bajo (0,076), lo que indica que la capacidad explicativa fue limitada.

**Figura 10**

Regresión segmentada de la concentración de PT en función de la distancia.



Los resultados confirman que la disminución de PT en el búfer coincide con lo observado en otros estudios (Calvo et al., 2024; Carpenter et al., 1998; Daniels y Gilliam, 1996; Lescano et al., 2017). La literatura señala que la retención de fósforo en zonas búfer depende, entre otros factores, del ancho del búfer, ya que las partículas finas a las que este nutriente se encuentra mayormente asociado requieren mayores distancias para ser retenidas por la vegetación (Wilson, 1967; Abu-Zreig et al., 2003).

Este planteo concuerda con los resultados obtenidos en este estudio, donde se observaron reducciones marcadas de la concentración hasta los 75 m; sin embargo, a partir de esa distancia, en PV y BB, las concentraciones vuelven a incrementarse.

Los resultados indican que la concentración de PT en el agua de escorrentía superficial estuvo determinada por la interacción entre la variación temporal y la distancia al cultivo. Esto se ve explicado principalmente por el factor estacional: Castagna Du Pré et al. (2022) demostraron que la exportación de nutrientes en agua de escorrentía superficial presenta una marcada estacionalidad. Además, coincide con las etapas de mayor actividad agrícola y aplicación de fertilizantes, lo que aumenta el

riesgo de pérdidas por escurrimiento superficial (Carpenter et al., 1998, Sharpley et al., 2001; Vidon y Hill, 2004). Además, la fertilización en CE quince días previos al momento de muestreo y la gran cantidad de lluvias acumuladas tienden a favorecer el escurrimiento de nutrientes hacia la zona búfer.

La disminución progresiva del PT hacia el final de la transecta refleja la capacidad del pastizal ribereño en atenuar el transporte de PT mediante procesos de sedimentación de partículas, filtración por la vegetación y absorción por el suelo (Dorioz et al., 2006). Este patrón sugiere un proceso de retención progresiva de fósforo a lo largo de la zona búfer, posiblemente asociado a la filtración y sedimentación en el pastizal ribereño. La estabilización hacia el final de la transecta sugiere que, más allá de cierta distancia, el sistema alcanza un equilibrio en la capacidad de retención, en concordancia con lo descrito por Zhang et al. (2010).

A pesar que la regresión segmentada sugirió un cambio importante a los 27 m, debido a la falta de significancia estadística no se puede confirmar un cambio abrupto en la dinámica de este nutriente. Sin embargo, esto coincide con estudios previos que señalan que la mayor retención de fósforo ocurre en los primeros metros de las franjas de vegetación ribereña, principalmente por procesos de sedimentación y adsorción en el suelo (Dorioz et al., 2006; Zhang et al., 2010).

Cabe destacar que la regresión segmentada utiliza un modelo lineal para estimar el punto de quiebre; por lo tanto, la falta de significancia estadística observada podría estar asociada a la ausencia de normalidad de los datos (Kutner et al., 2005). No obstante, esta herramienta resulta útil para describir de manera aproximada el comportamiento de las concentraciones de los nutrientes a lo largo de un gradiente de distancia, permitiendo identificar tendencias generales y posibles cambios en el patrón espacial.

#### 3.4.2. Nitrato

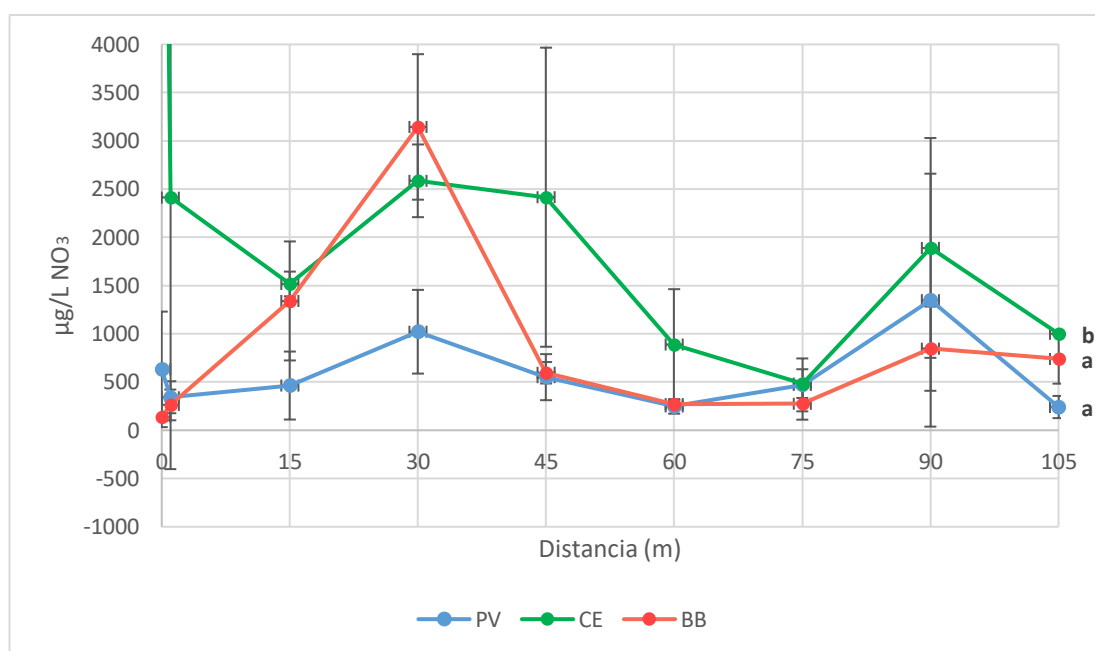
En CE el punto correspondiente al cultivo presentó un valor extremadamente alto de  $\text{NO}_3^-$ , por encima de la media de los demás puntos y muestreos: 10039.71  $\mu\text{g/L}$  de  $\text{NO}_3^-$ . El búfer presentó reducciones de concentraciones a los 105 m en dos momentos: en PV, el porcentaje de reducción fue de 62 %, y en CE, de 90 % en

comparación con el cultivo; en cambio, en BB la concentración de  $\text{NO}_3^-$  al final de la transecta superó cuatro veces el valor de concentración inicial.

El  $\text{NO}_3^-$  presentó un aumento de concentración a los 30 m y un segundo aumento a los 90 m (figura 18).

**Figura 11**

Variación de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en los tres momentos de muestreo (PV, CE y BB) en función de la distancia al cultivo.



El GAM ajustado para las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  indicó que el efecto del momento de muestreo fue significativo, mientras que la distancia no mostró un efecto claro. El modelo explicó el 29,9 % de la variabilidad de los datos con un  $R^2$  ajustado de 0,208, lo que refleja un poder explicativo bajo. En el gráfico de efectos parciales (figura 19), se observan incrementos de concentración en los primeros metros de la transecta, pero, a medida que aumenta la distancia, los valores se dispersan sin una tendencia definida.

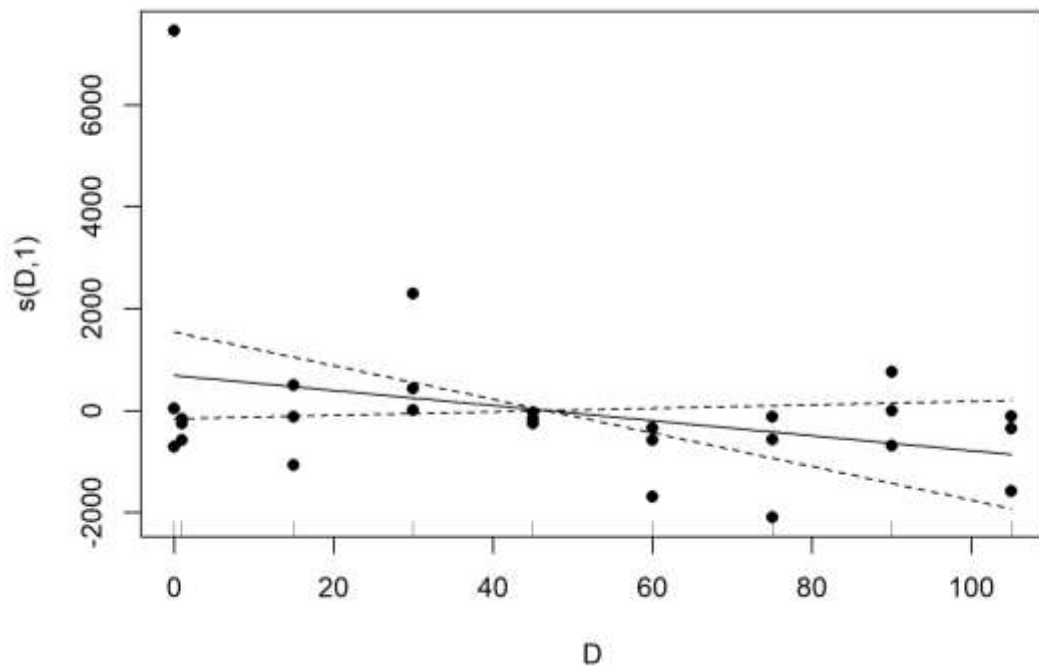
Las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  fueron significativamente mayores en CE respecto a BB (*estimate* = 1735,2;  $p$  = 0,0424), mientras que en PV no se registraron diferencias significativas respecto a BB (*estimate* = -255,3;  $p$  = 0,7548).

En cuanto el efecto de la distancia no hubo diferencias significativas ( $F$  = 2,64;  $p$  = 0,118), lo que sugiere que la concentración de  $\text{NO}_3^-$  no presentó una variación

sistemática a lo largo de la transecta. La relación ajustada se aproximó a una recta, sin evidencia de una relación lineal.

**Figura 12**

Gráfico de efectos parciales de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en función de la distancia al cultivo.



Para el  $\text{NO}_3^-$ , no fue posible ajustar un modelo segmentado, lo que concuerda con la ausencia de cambios abruptos en relación con la distancia observada en los análisis GAM. Esto confirma que, en general, el  $\text{NO}_3^-$  se comporta de forma más aleatoria en la transecta. La alta movilidad del  $\text{NO}_3^-$  limita la retención superficial y condiciona su eliminación a procesos subterráneos de desnitrificación o a la absorción por la vegetación (Hill, 1996; Mayer et al., 2007).

Los resultados muestran que las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  estuvieron determinadas principalmente por la variación temporal, con un aumento significativo en CE, momento que coincide con los mayores agregados de fertilizantes. Este patrón es consistente con el hecho de que el  $\text{NO}_3^-$  es altamente móvil y susceptible a pérdidas por escurrimiento y lixiviación en etapas de fertilización o lluvias intensas posteriores a la aplicación (Addy et al., 1999; Vidon y Hill, 2004). Particularmente, las

precipitaciones ocurridas previo al muestreo habrían intensificado los procesos de percolación y arrastre del  $\text{NO}_3^-$  hacia horizontes más profundos y hacia el flujo de escorrentía, lo que explica las concentraciones elevadas en CE.

A pesar de las oscilaciones a lo largo del gradiente de distancia, el pastizal cumple su rol en amortiguar las concentraciones de nutrientes cuando existe agregado de fertilizantes en el área de cultivo. En cambio, cuando no hay aportes provenientes del área agrícola, el pastizal se convierte en fuente o en reservorio de  $\text{NO}_3^-$ .

De acuerdo con Dorioz et al. (2006), la retención de N en franjas de pasto está acompañada de transformaciones biogeoquímicas que tienden a reducir las concentraciones a través de la desnitrificación, la degradación y la descomposición, entre otros mecanismos. En este sentido, las oscilaciones observadas en los niveles de  $\text{NO}_3^-$  a lo largo de la transecta podrían estar asociadas a dichos mecanismos, lo que explicaría las diferencias entre puntos.

El bajo ajuste del GAM sugiere que otros factores podrían ser más determinantes en la dinámica del  $\text{NO}_3^-$ . En este sentido, la eficacia de las zonas búfer para reducir nitrato es variable y depende en gran medida de las condiciones hidrológicas y biogeoquímicas locales (Ranalli y Macalady, 2010).

Los valores elevados en los primeros metros de la transecta posiblemente responden a aportes directos desde el cultivo y aumentan la disponibilidad de  $\text{NO}_3^-$  en superficie. El  $\text{NO}_3^-$  tiende a desplazarse con el agua sin ser retenido de manera efectiva por la vegetación (Hill, 1996). Estudios previos coinciden en que la eliminación de  $\text{NO}_3^-$  en zonas ribereñas depende más de procesos subsuperficiales, como la desnitrificación en suelos saturados o la absorción por la vegetación en crecimiento, que de la distancia horizontal al cultivo (Mayer et al., 2007; Ranalli y Macalady, 2010).

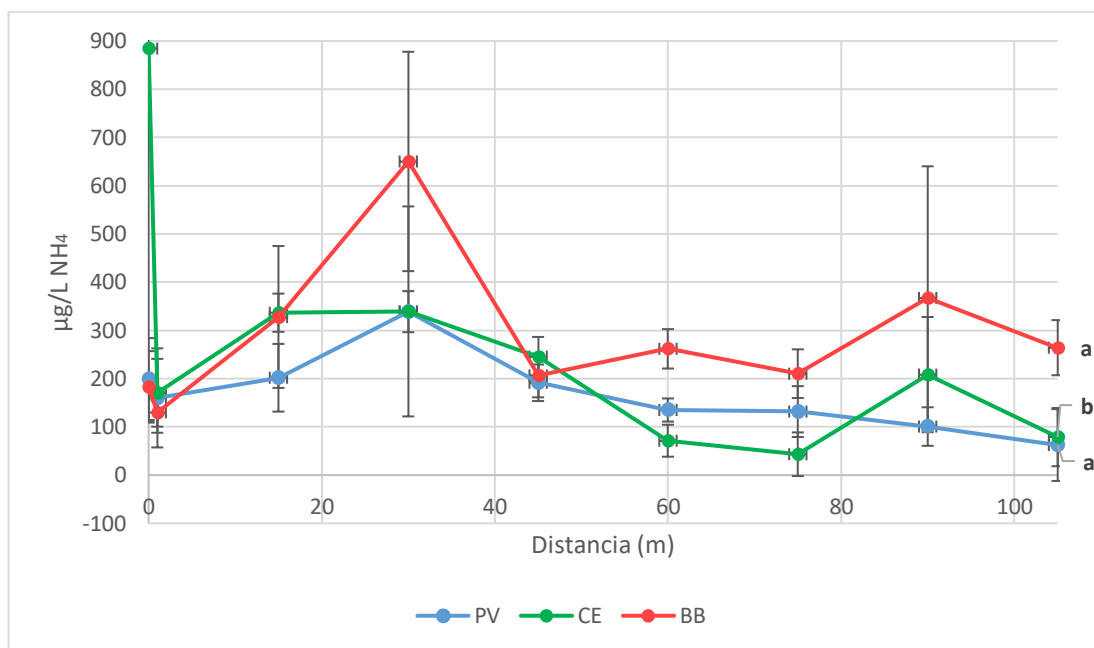
#### 3.4.3. Amonio

Las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en el gradiente de distancia presentaron una tendencia de reducción en dos momentos (figura 20): en PV la reducción fue de 67 % y en CE de 91 %, reducciones similares al  $\text{NO}_3^-$  en esos momentos. En cambio, en BB presentó un aumento del 44 % hacia el final de la transecta.

El  $\text{NH}_4^+$  presentó incrementos en la concentración a los 30 m y un segundo aumento a los 90 m.

**Figura 13**

Variación de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en los tres momentos de muestreo (PV, CE y BB) en función de la distancia al cultivo.



El modelo GAM aplicado a las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  explicó una proporción reducida de la variabilidad, con un  $R^2$  ajustado de 0,11 % y un 21,3 % de la variabilidad de los datos.

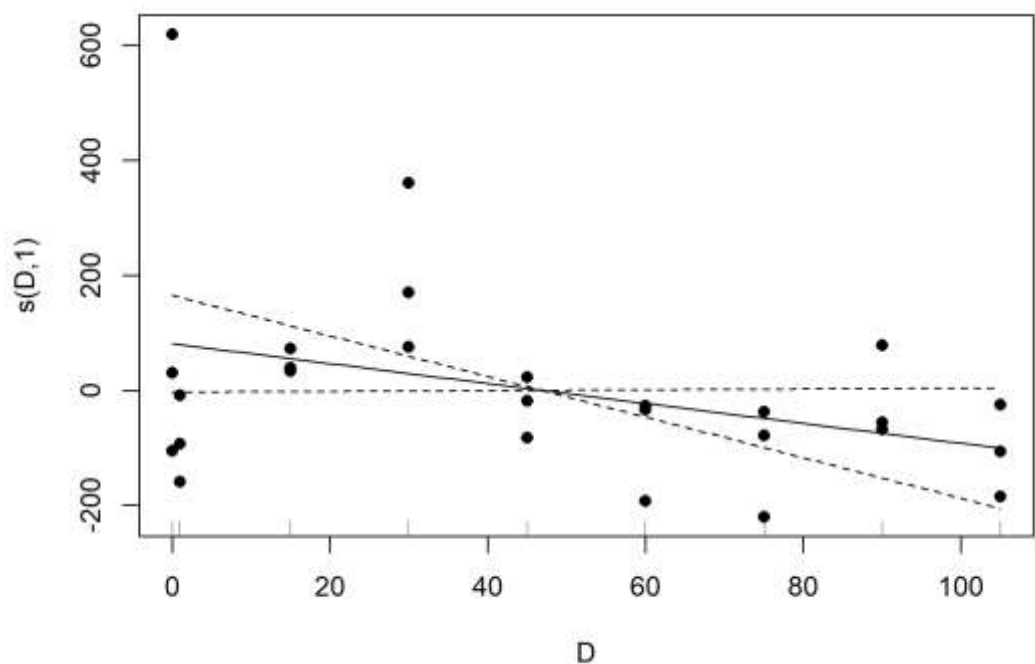
En relación con los momentos de muestreo, no se detectaron diferencias significativas. El momento CE presentó un efecto negativo en relación con BB, pero no significativo (*estimate* = -24,76; *p* = 0,759), mientras que PV mostró una disminución mayor en relación con BB, aunque tampoco fue significativa (*estimate* = -120,04; *p* = 0,147).

El efecto de la distancia se aproximó a una relación lineal (*edf* = 1) y estuvo cerca del umbral de significancia (*F* = 3,707; *p* = 0,0666), lo que indica que podría existir una tendencia débil a la reducción del  $\text{NH}_4^+$  con la distancia, aunque el bajo número de observaciones y la alta variabilidad limitan la capacidad del modelo para detectarla con certeza.

El gráfico de efectos parciales (figura 21) mostró una ligera tendencia decreciente de las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  con la distancia, aunque con gran dispersión y valores atípicos en los primeros metros.

**Figura 14**

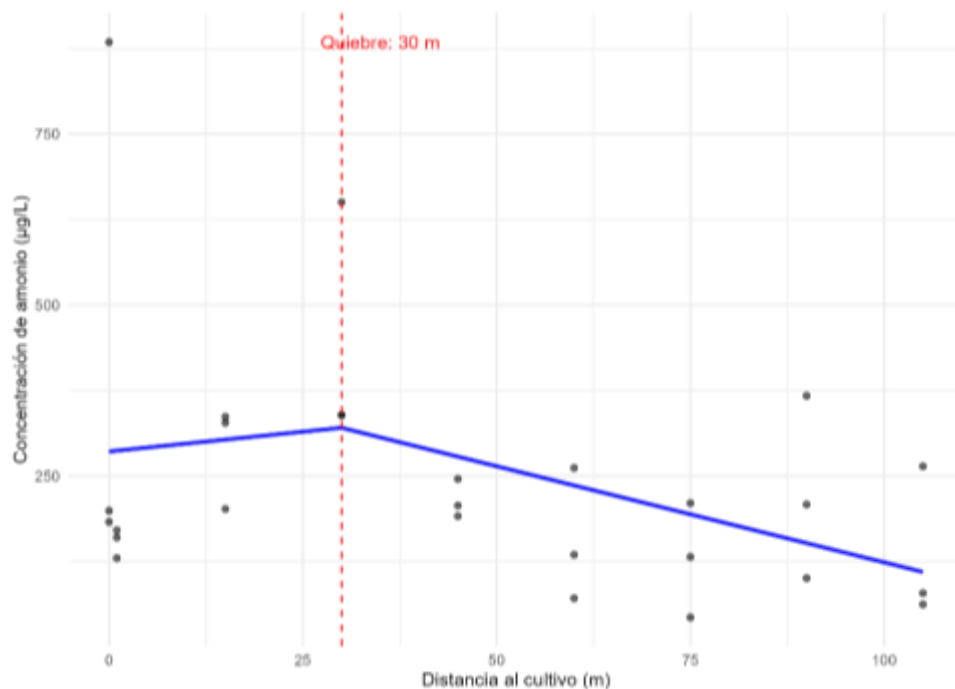
Gráfico de efectos parciales de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en función de la distancia al cultivo.



La regresión segmentada para  $\text{NH}_4^+$  (figura 22) mostró que el punto de quiebre se estimó en torno a los 30 m ( $\pm 58,2$  m). La pendiente inicial fue levemente positiva ( $\beta = 1,15$ ;  $p = 0,894$ ) y el cambio posterior resultó negativo ( $\beta = -3,96$ ), aunque sin significancia estadística. El modelo explicó una baja proporción de la varianza ( $R^2$  ajustado = 0,044). Este modelo no reveló un patrón claro y tanto el quiebre como las pendientes planas sugieren que este nutriente no responde de forma marcada a gradientes de distancia, lo que resulta consistente con el modelo GAM.

**Figura 15**

Regresión segmentada de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en función de la distancia.



De acuerdo con Lowrance (1998), los mecanismos de desnitrificación y absorción del N por parte de las plantas son mayores bajo cargas más altas de N, lo que concuerda con estos resultados, donde en los períodos de aplicaciones de fertilizantes (PV y CE) se dan reducciones importantes de la concentración de N en el búfer.

En los momentos donde hubo aplicación de fertilizante en el cultivo el  $\text{NH}_4^+$  se comportó de manera similar que el PT; por otro lado, cuando no existieron agregados de fertilizantes, esta forma de N presentó un comportamiento similar al  $\text{NO}_3^-$ . Esto tiene sentido desde el punto de vista de que el  $\text{NH}_4^+$  se puede transportar unido a partículas, así como parte del PT; por lo tanto, su comportamiento sería similar en momentos de transporte. En cambio, cuando no hay transporte de grandes cantidades de nutrientes, influyen mecanismos biogeoquímicos sobre el  $\text{NH}_4^+$ .

Los resultados concuerdan con estudios que señalan que la retención de  $\text{NH}_4^+$  depende más de condiciones edáficas y microbianas que de la configuración espacial del búfer. Zhang et al. (2010) demostraron que la eficiencia de remoción de nutrientes varía mucho con el tipo de suelo, la pendiente, el ancho del búfer y la vegetación. Mayer et al. (2007) han encontrado resultados similares, destacando la importancia de la vegetación y de su biomasa.

La falta de significancia tanto entre momentos como a lo largo de la distancia sugiere que el  $\text{NH}_4^+$  presenta una dinámica más localizada y heterogénea, influenciada por procesos biogeoquímicos puntuales y características del suelo, más que por gradientes espaciales o temporales (Reddy et al., 2022).

#### 3.4.4. Patrones generales de la concentración de nutrientes en función de la distancia

Las excretas del ganado constituyen una fuente relevante de nutrientes en pastizales bajo pastoreo, ya que el nitrógeno orgánico presente en la orina y las heces se transforma en gran medida en  $\text{NH}_4^+$  (Pacheco et al., 2002), mientras que el fósforo aportado por el estiércol se encuentra en formas fácilmente movilizables y biodisponibles, con alto potencial de transporte por escurrimiento superficial (Sharpley et al., 2001).

Estos resultados refuerzan que los mecanismos de retención difieren entre nutrientes. Mientras que el PT responde principalmente a procesos de filtración y sedimentación y presenta señales de atenuación temprana, el  $\text{NO}_3^-$  y el  $\text{NH}_4^+$  exhiben un comportamiento acoplado, con incrementos de concentración que se manifiestan en los mismos puntos de muestreo. Este patrón sugiere un control local ejercido por procesos hidrológicos y biogeoquímicos compartidos, tales como la generación de escurrimiento, la infiltración inicial y la transformación microbiana del nitrógeno, más que un gradiente espacial continuo, lo que da lugar a respuestas puntuales y altamente dependientes de las condiciones del sitio.

A su vez, el incremento de la concentración de nutrientes hacia el final de la transecta podría estar asociado a un proceso de saturación progresiva de la zona búfer, la cual, si bien ha mantenido una cobertura de pastizal natural, recibe aportes de nutrientes provenientes de áreas agrícolas desde hace aproximadamente 30 años. Esta acumulación histórica concuerda con lo reportado por Calvo et al. (2024), quienes observaron una menor capacidad de retención de nutrientes en zonas ribereñas condicionadas por un uso agrícola previo y prolongado.

Esto pone de manifiesto la necesidad de considerar la complementariedad de procesos físicos, químicos y biológicos en la evaluación de la eficiencia de las zonas ribereñas (Ranalli y Macalady, 2010; Vidon y Hill, 2004).

### **3.5. Modelo global del sistema: db-RDA**

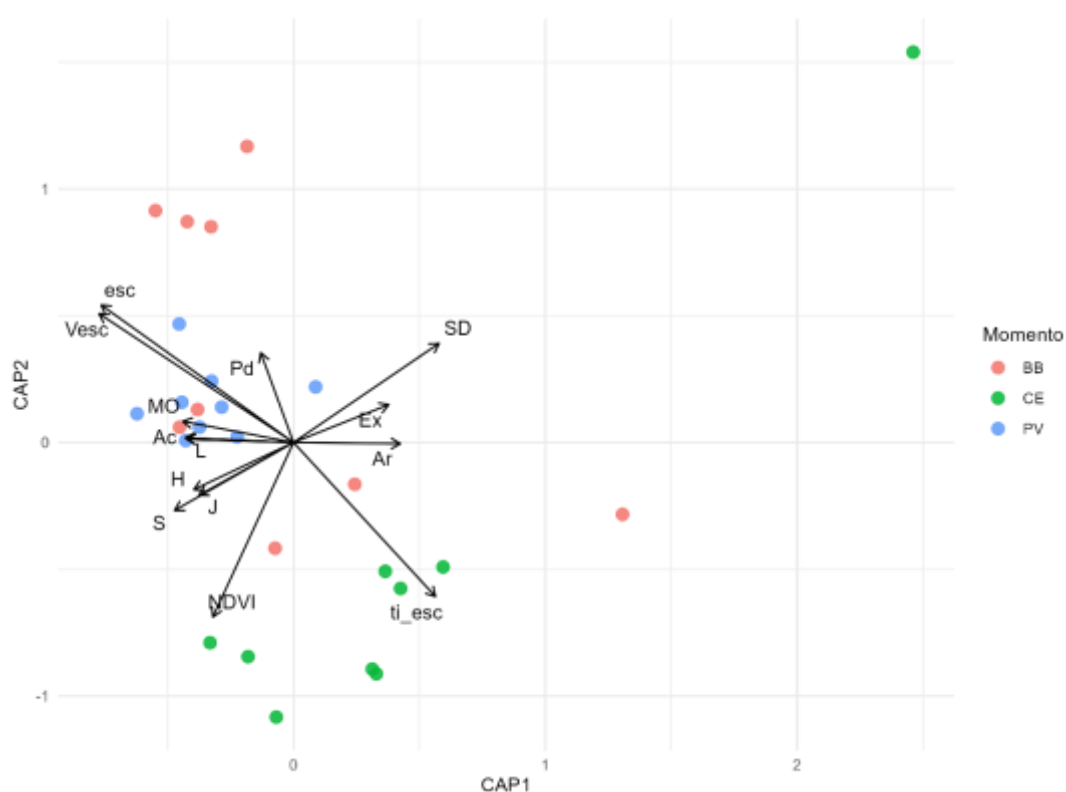
El modelo completo (figura 23), con todas las variables, explicó el 78,5 % de la variación total en las distancias entre observaciones multivariadas ( $R^2 = 0,7852$ ), aunque solo el 53,5 % corresponde a la varianza ajustada ( $R^2 = 0,5347$ ), lo que indica que el modelo podría estar sobreajustado, es decir, incluye variables que no aportan significativamente a la explicación del patrón observado.

La prueba de permutación para el modelo completo fue significativa ( $F = 3,134$ ;  $p = 0,006$ ), lo que confirma que el conjunto de variables predictoras explica de forma significativa la variación en las concentraciones de nutrientes.

Entre todas las variables, se identificaron como significativas solamente tres: porcentaje de escurrimiento (esc):  $F = 21,9156$ ,  $p = 0,001$ , porcentaje de suelo desnudo (SD):  $F = 8,3148$ ,  $p = 0,023$  y NDVI:  $F = 5,2323$ ,  $p = 0,021$ . El resto de las variables no mostraron significancia estadística ( $p > 0,05$ ), lo que sugiere que su aporte explicativo fue marginal en este modelo.

**Figura 16**

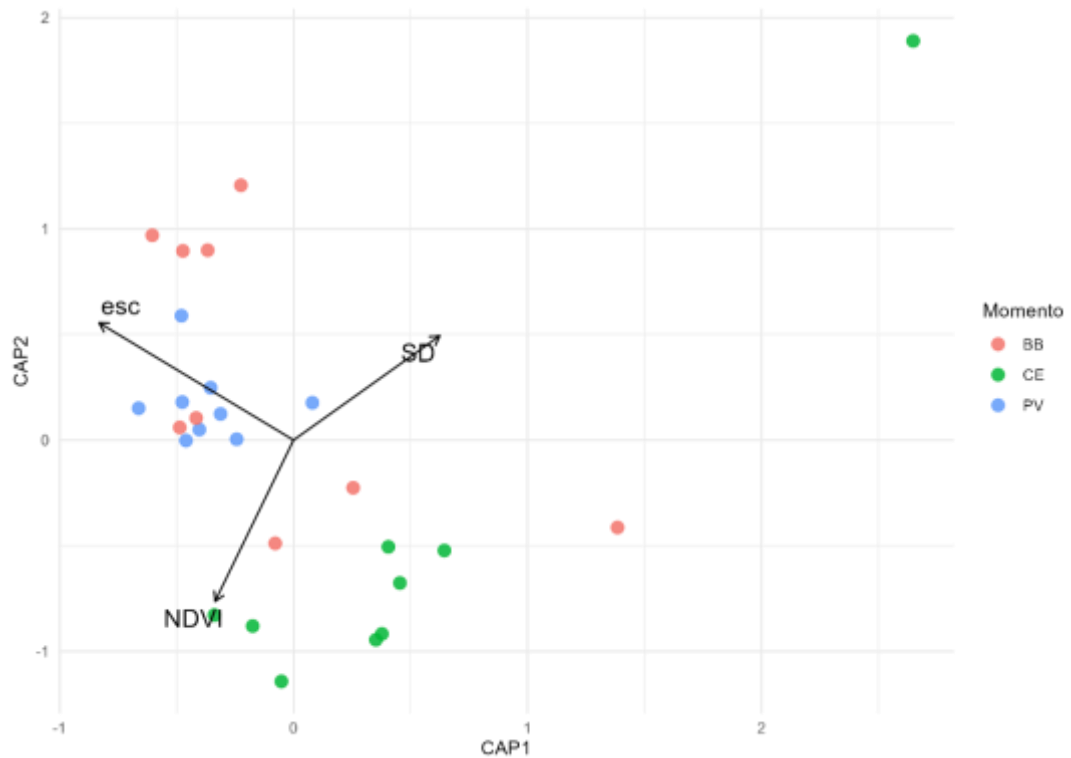
Análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA) para el modelo completo, que relaciona las variables explicativas con las concentraciones de nutrientes.



El modelo reducido (figura 24) incluyó solamente las tres variables significativas. Este modelo explicó un 63,9 % de la varianza total ( $R^2 = 0,6394$ ), con un valor ajustado de 59,2 % ( $R^2_{aj} = 0,5924$ ), que mejoró la parsimonia del modelo sin perder capacidad explicativa sustancial. El modelo fue altamente significativo ( $F = 13,598$ ;  $p = 0,001$ ).

**Figura 17**

Análisis de redundancia basado en distancias (db-RDA) para el modelo reducido que relaciona las variables explicativas con las concentraciones de nutrientes.



El análisis db-RDA evidenció que un subconjunto reducido de variables ambientales explica una proporción considerable de la variación observada en las concentraciones de PT,  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ . En particular, el porcentaje de escurrimiento superficial se posiciona como el principal predictor, lo que coincide con estudios previos que muestran una relación directa entre el volumen de escurrimiento y el transporte de nutrientes hacia zonas ribereñas (Vidon y Hill, 2004).

El porcentaje de suelo desnudo también fue relevante, posiblemente porque superficies desprovistas de vegetación favorecen la escorrentía y la erosión, lo que reduce la capacidad de retención de nutrientes por parte del suelo y la vegetación.

El NDVI, como indicador de productividad primaria, se asoció negativamente con la concentración de nutrientes, lo que sugiere que una vegetación más densa y activa puede actuar como filtro, reteniendo y asimilando nutrientes antes de que

lleguen al cuerpo de agua (Zhang et al., 2010). Sin embargo, aunque no se observaron correlaciones significativas entre NDVI y los nutrientes en la matriz de Spearman, en el modelo db-RDA sí resultó ser una variable explicativa significativa. Esto indica que su influencia se manifiesta principalmente en un contexto multivariado, a través de la interacción conjunta con otras variables edáficas e hidrológicas, y no necesariamente de manera aislada con cada nutriente, por lo que este análisis multivariado capta el efecto integrado de la dinámica de nutrientes sobre la producción primaria.

El modelo reducido mostró un equilibrio más adecuado entre capacidad explicativa y parsimonia, lo que refuerza la utilidad de enfoques multivariados simplificados.

Estos resultados destacan que el comportamiento del escurrimiento superficial, la cobertura del suelo y la producción primaria de la vegetación son los principales determinantes de la variación en las concentraciones de nutrientes en los sitios evaluados en un contexto multivariado.

#### **4. Conclusiones**

Este trabajo permite establecer una visión integral sobre la dinámica de los nutrientes en un gradiente de distancia desde la agricultura en zonas búfer. Los resultados muestran que la eficiencia de las zonas búfer de pastizales está mediada por múltiples factores, entre los que destacan las propiedades edáficas, el microrrelieve, la composición y estado del pastizal, así como las precipitaciones. Todo esto influyen de manera directa en las características de la escorrentía y, en consecuencia, en el transporte de nutrientes, en distinta magnitud según el contexto.

Entre los factores determinantes, el agregado de fertilizantes en el área agrícola es clave en la dinámica del búfer, lo que resalta la importancia de implementar medidas de manejo en los períodos de mayor aporte de nutrientes. En este sentido, se recomienda reducir la carga ganadera o retirar el pastoreo del pastizal ribereño meses previos a la fertilización, de manera que el tapiz herbáceo pueda desarrollarse con mayor biomasa y en mejores condiciones y así incrementar su capacidad de amortiguación.

Las zonas ribereñas actúan como áreas de transición que reducen parcialmente la carga de nutrientes en el escurrimiento superficial y tienden a promover comunidades vegetales más equitativas a medida que aumenta la distancia respecto al área agrícola. No obstante, cuando el agregado de fertilizantes es bajo o inexistente, el peso de las variables edáficas y de vegetación disminuye, e incluso en determinados casos estas zonas podrían convertirse en fuente de nutrientes, principalmente de amonio. Así, la efectividad de las franjas de amortiguación difiere según el nutriente: mientras que la retención de fósforo y, en parte, de nitrato depende en gran medida del manejo en las tierras altas, el comportamiento del amonio parece estar más condicionado por procesos locales. En este sentido, el pastizal ribereño cumple una función clave como zona de amortiguación de nutrientes provenientes de fuentes agrícolas, aunque su eficacia varía según el nutriente considerado y el momento del ciclo agrícola.

El uso del análisis db-RDA como modelo global del sistema permitió integrar múltiples dimensiones ecológicas y revelar relaciones complejas que no son evidentes

mediante análisis univariados. Esto permitió reforzar el rol fundamental de la cobertura vegetal y el manejo del escurrimiento como elementos clave para mantener la calidad del agua en paisajes agrícolas. Asimismo, los anchos fijos de búfer comúnmente recomendados pueden resultar insuficientes en sistemas con alta conectividad hidrológica y cargas entrantes de nutrientes elevadas. Este trabajo plantea interrogantes sobre la eficacia de ciertas distancias estipuladas para las zonas de amortiguación y sugiere que, en determinados contextos edáficos, florísticos e hidrológicos, podrían ser insuficientes para garantizar una reducción efectiva de nutrientes. Esto pone en cuestión la efectividad de ciertos anchos mínimos establecidos en normativas o recomendaciones técnicas. Por lo tanto, se sugiere que los anchos de las zonas búfer sean estipulados de acuerdo a las propiedades del suelo y de la vegetación de la zona búfer y al manejo en el área agrícola.

Si bien las limitaciones asociadas al tamaño muestral por zona y momento, así como la alta variabilidad *in situ* propia de sistemas naturales, restringen la potencia de algunas pruebas estadísticas, la convergencia entre distintos enfoques analíticos (correlaciones, GAM, modelos segmentados, PERMANOVA, clúster y db-RDA) otorga robustez a las inferencias. En conjunto, estos resultados evidencian que el pastizal ribereño pastoreado, a pesar de sus limitaciones, ejerce un efecto amortiguador sobre la exportación de nutrientes, aunque su desempeño varía según la forma química considerada, el régimen hidrológico y el manejo en tierras altas.

En síntesis, los pastizales ribereños contribuyen al mantenimiento de los servicios ecosistémicos y a la calidad del agua, pero requieren una gestión activa: mantener cargas ganaderas bajas o ausentes previo a los períodos de fertilización permitiría conservar una buena cobertura del suelo y acumular biomasa y así aumentar la eficiencia de retención. Sin embargo, tal como señalan las pautas de gestión propuestas por Cabrera Lamanna (2020), la exclusión total y prolongada del ganado en zonas buffer puede resultar contraproducente, ya que la acumulación excesiva de biomasa vegetal y su posterior descomposición pueden constituir una fuente interna de nutrientes. En este contexto, el pastoreo controlado emerge como una herramienta clave para regular la biomasa y sostener la funcionalidad de las zonas buffer.

Finalmente, se recomienda que futuros estudios integren la escorrentia superficial y subsuperficial con muestreos de mayor frecuencia y en condiciones de lluvias naturales, a fin de capturar con mayor precisión los mecanismos de retención de nutrientes que determinan la eficacia real de las zonas de amortiguación con pastizales ribereños.

## 5. Bibliografía

- Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., Whiteley, H. R., Lalonde, M. N. y Kaushik, N. K. (2003). Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 613-619. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.6130>
- Achkar, M., Cayssials, R., Domínguez, A. y Pesce, F. (2004). *Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas*. Programa Uruguay Sustentable, REDES-AT.
- Achkar, M., Díaz, I., Domínguez, A. y Pesce, F. (2016). *Uruguay, naturaleza, sociedad, economía: una visión desde la geografía*. Ediciones Banda Oriental.
- Addy, K. L., Gold, A. J., Groffman, P. M. y Jacinthe, P. A. (1999). Ground water nitrate removal in subsoil of forested and mowed riparian buffer zones. *Journal of Environmental Quality*, 28(3), 962-970. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800030029x>
- Alianza del Pastizal (s.f.). *Biblioteca*. <https://alianzadelpastizal.birdlife.org/es/repositorio/>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Altesor, A. (2010). Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. En A. Altesor, W. Ayala y J. M. Paruelo (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales* (pp 221-234). Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F. y Rodríguez, C. (2005). Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179, 83-91. <https://doi.org/10.1007/s11258-004-5800-5>
- American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23.<sup>a</sup> ed.).
- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F. y Bonilla, S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: Influencia de la

- intensificación productiva y perspectivas. *Innotec*, (14), 7-16.  
<https://doi.org/10.26461/14.04>
- Aubriot, L., Zabaleta, B., Bordet, F., Sienna, D., Risso, J., Achkar, M. y Somma, A. (2020). Assessing the origin of a massive cyanobacterial bloom in the Río de la Plata (2019): Towards an early warning system. *Water Research*, 181, 115944. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115944>
- Baldi, G., Guerschman, J. P. y Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116(3-4), 197-208. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.009>
- Balvanera, P., Pfisterer, A., Buchmann, N., He, J., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. y Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146-1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Benedetti, A., Abrahamowicz, M., LeffondrÃ, K., Goldberg, M. y Tamblyn, R. (2009). Using Generalized Additive Models to Detect and Estimate Threshold Associations. *The International Journal of Biostatistics*, 5, 26-26. <https://doi.org/10.2202/1557-4679.1172>
- Bessonart, M., Freitas, G., da Costa, E., Ribas, C., Mello, K., Childe, R. y de los Santos, R. (2021). *Creación de un Modelo de Afectación Potencial de los Usos de Suelo Sobre el Río Negro*. [Informe sin publicar]
- Bentrup, G. (2008). *Zonas de amortiguamiento para conservación: lineamientos para diseño de zonas de amortiguamiento, corredores y vías verdes*. USDA Forest Service; Southern Research Station.
- Bizzozero, F. y Carro, G. (2020). *Zonas de amortiguación agroforestales: diseños agroecológicos para el cuidado del agua*. Centro Uruguayo de Tecnologías Apropiables (CEUTA). <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/15188/1/ZAS-2020-CEUTA.pdf>
- Bonifacino, J.M., Mailhos, A., Marchesi, E., Rossado, A., Haretche, F., González Rosales, A., Brussa, C., Mai Morente, P., Speroni, G., Valtierra, V., Toranza, C., Pañella, P., Lezama, F., Cosse, M., Grattarola, F., Preliasco, M., Berazategui, P., Beyhaut, R., Zabaleta, M., Cairello, F., Heiden, G., Iganci, J.,

Wurdack, K.J., With contributions by:, Ambite, S., Andrade, B.O., Anzuinelli, M., Arcila-Lopera, A., Armand Ugon, P., Bartoli, A., Bayce Muñoz, D., Belgrano, M., Beri, Á., Berruti, A., Berry, P., Boggiano, P.R., Boldrini, I., Bordignon, S., Brussa, P., Bueno, V.R., Büneker, H.M., Chamorro, D.C., Crisci, J.V., Davies, P., Del Puerto, O., Díaz, M., Donadío, S., Ely, C., Ezcurra, C., Fagúndez-Pachón, C., Fortunato, R., Gadea, F., Gaiero, P., Goldenberg, R., González, S.E., Grela, I.A., Greppi, J.A., Grings, M., Hernández Olveyra, P., Hoag, C., Jaurena, M., Jolochin, G., Katinas, L., Köhler, M., Landrum, L., Lucas, D.B., Lupo, S., Mandel, J.R., Martínez, G., Mello, A., Mendoza-Díaz, N., Metzinger, D., Meyer, F.S., Michelangeli, F.A., Monge, M., Moran, R., Muñoz, F., Noli, F., O'Leary, N., Oloriz, M., Pedrero, E., Pérez, C., Piastrri, S., Pollero Martínez, A., Ponce, M., Prado, J., Pritsch, C., Puppo, M., Quezada, M., Rivas, M., Rossini, C., Sancho, G., de Mello, A.S., Schiavinato, D., Souza-Pérez, M., Speranza, P.R., Suárez, G., Tardáguila, A., Trujillo, C., Urtubey, E., Vaio, M., Valdivia, M., Vidal, R., Viera Barreto, J., Welker, C.A.D., Zamengo, H., Zuloaga, F.O. y Uy-BOL, (2026), Uruguay's Online Flora: A new resource connecting science, society, and conservation. *TAXON*.  
<https://doi.org/10.1002/tax.70085>

Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F. y Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *Innotec*, 10, 9-22.  
<https://doi.org/10.26461/10.01>

Bonilla, S., Aubriot Benia, L., Haakonsson, S., Illarze, M., Díaz, I. y Brena, B. (2021). Las floraciones de cianobacterias tóxicas comprometen el uso del agua del Río Negro, Uruguay. *Innotec*, (22), e577. <https://doi.org/10.26461/22.08>

Borin, M., Vianello, M., Morari, F. y Zanin, G. (2005). Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 101-114.  
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.011>

Braun-Blanquet, J. (1950). *Sociología vegetal*. ACME.

- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C. y Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1). 10.5751/ES-11360-250115. <https://doi.org/10.5751/ES-11360-250115>
- Burford, M., Carey, C., Hamilton, D., Huisman, J., Paerl, H., Wood, S. y Wulff, A. (2020). Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, 91, 101601. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.04.004>
- Cabrera Lamanna, L. (2020). *Rol amortiguador de la vegetación riparia: Caso del embalse Paso Severino* [tesis de maestría, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/27258>
- Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., De León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L. y Meerhoff, M. (2024). Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics. *Ecological Engineering*, 207, 107354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107354>
- Cardinale, B. J., Matulich, K. L., Hooper, D. U., Byrnes, J. E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Balvanera, P., O'Connor, M. I. y Gonzalez, A. (2011). The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*, 98(3), 572-592. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000364>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. y Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Castagna Du Pré, A., Rodríguez Gallego, L., Lescano Fiorenza, C. y Blumetto Velazco, O. (2022). Evaluación de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas mediante la simulación de lluvias. *Agronomía y Ambiente: Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires*, 42(1), 60-75. <http://ri.agro.uba.ar/files/download/revista/agronomiayambiente/2022castagnadupreandres.pdf>

- Chalar, G., García-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V. y Arocena, R. (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65, 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.002>
- Chalar, G., Gerhard, M., Piana, M. y Fabián, D. (2014). Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena (Uruguay). En J. E. Marcovecchio, S. E. Botté y R. H. Freije (eds.), *Procesos Geoquímicos Superficiales en Iberoamérica* (pp. 121-147). Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental.
- Chaubey, I., Edwards, D. R. y Daniels, T. C. (1994). *Assessment of Effectiveness of Buffer Zones in Removing Impurities in Runoff from Areas Treated with Poultry Litter*. Arkansas Water Resources Center. <https://scholarworks.uark.edu/awrctr/72>
- Conde, D., Paradiso, M., Gorga, J., Brugnoli, E., De León, L. y Mandiá, M. (2002). Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro (Uruguay). *Revista CIER*, 39, 51-68.
- Correll, D. L. (1999). Phosphorus: A rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78(5), 674-682. <https://doi.org/10.1093/ps/78.5.674>
- Covino, T. (2017). Hydrologic connectivity as a framework for understanding biogeochemical flux through watersheds and along fluvial networks. *Geomorphology*, 277, 133-144. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.09.030>
- D'Antonio, C. M. y Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4), 703-713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>
- Daniels, R. B. y Gilliam, J. W. (1996). Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1), 246-251. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x>
- Daniel, T. C., Sharpley, A. N. y Edwards, D. R. (1994). Phosphorus movement in the landscape. *Journal of Production Agriculture*, 6(4), 492-500. <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0492>

- Decreto n.º 298/018. (2018). Planificación de la cuenca del río Negro. *IMPO*.  
<https://www.impo.com.uy/bases/decretos/298-2018/1>
- De Amorim, L. B., Cavalcanti, G. D., & Cruz, R. M. (2023). The choice of scaling technique matters for classification performance. *Applied Soft Computing*, 133, 109924. <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2022.109924>
- Díaz, I., Ceroni, M., López, O. G. y Achkar, M. (2018). Análisis espacio-temporal de la intensificación agraria y su incidencia en la productividad primaria neta. Propuesta metodológica para Uruguay 2000-2011. *M + A Revista Electrónica de Medioambiente*, 1(19), 24-40.  
[https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-114977/ARTICULO\\_2\\_M+A2018.1.pdf](https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-114977/ARTICULO_2_M+A2018.1.pdf)
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S. y Lee, D. (1989). Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2), 513-519. 10.13031/2013.31033
- Dirección de Suelos y Fertilizantes (D.S.F.) (1976). *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay*. Ministerio de Agricultura y Pesca (MAP).
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J. y Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>
- Dresseno, A. L., Guido, A., Balogianni, V. y Overbeck, G. E. (2018). Negative effects of an invasive grass, but not of native grasses, on plant species richness along a cover gradient. *Austral Ecology*, 43(8), 949-954.  
<https://doi.org/10.1111/aec.12644>
- Elmore, W. y Beschta, R. L. (1987). Riparian areas: Perceptions in management. *Rangelands*, 9(6), 260-265.
- Fernández, L., Rau, J. y Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28'S; 72°59'O) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66(2), 269-278. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432009000200011>
- Ferrari, D., Pozzolo, O., & Ferrari, H. (2006, 9–12 de mayo). *Desarrollo de software para estimación de cobertura vegetal* [contribución]. VII Congreso

- Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola (CIACH 2006) y V Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola (CLIA), Chillán, Chile.
- Finkler, N. R., Gücker, B., Boëchat, I. G., Ferreira, M. S., Tanaka, M. O., & Cunha, D. G. F. (2021). Riparian land use and hydrological connectivity influence nutrient retention in tropical rivers receiving wastewater treatment plant discharge. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 709922. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.709922>
- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., Simpson, N., Mayfield, M. M. y DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12(1), 22-33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>
- Forsythe, W. (1975). *Manual de laboratorio: física de suelos*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. <https://hdl.handle.net/11324/7841>
- Gabinete Nacional Ambiental y Sistema Nacional Ambiental. (2018). Plan de acción para la protección de la calidad ambiental de la cuenca del río Santa Lucía: medidas de segunda generación. [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/PLAN\\_DE\\_ACCION\\_RIO\\_SANTA\\_LUCIA - MEDIDAS DE 2da GENERACION.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/PLAN_DE_ACCION_RIO_SANTA_LUCIA_-_MEDIDAS_DE_2da_GENERACION.pdf)
- García Préchac, F., Ernst, O., Arbeletche, P., Pérez Bidegain, M., Pritsch, C., Ferenczi, A. y Rivas, M. (2010). *Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural*. Universidad de la República. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/9510>
- Gayoso, J. y Gayoso, S. (2003). *Diseño de zonas ribereñas, requerimiento de un ancho mínimo*. <https://es.scribd.com/document/497644248/DISENO-DE-ZONAS-RIBERENAS>
- Ghersa, C. M. y León, R. J. (1999). *Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampa*. *Ecosystems of the World*, ed L Walker. Elsevier, 487-502.
- Gorgoglione, A., Fossati Piñeyrua, M., Chreties Ceriani, C., Etcheverry Venturini, L., Rios, A., Pastorini, M., Rodríguez, R. y Castro Casales, A. A. (2021). *Informe final del proyecto: evaluación temporal y espacial del impacto del cambio de*

- cobertura del suelo sobre la calidad del agua: cuenca del río Santa Lucía como cuenca piloto*. Agencia Nacional de Investigación e Innovación. <https://redi.anii.org.uy/jspui/handle/20.500.12381/3139>
- Goyenola, G. (2016). *Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera: una evaluación bajo condiciones climáticas/hidrológicas contrastantes = Effects of agricultural intensity on the dynamics of macronutrients in low order streams: an assessment under contrasting climatic/hydrological conditions* [tesis de doctorado, Universidad de la República]. Colibri. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/17193>
- Goyenola, G., Kruk, C., Mazzeo, N., Nario, A., Perdomo, C., Piccini, C. y Meerhoff, M. (2021). Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay armando el rompecabezas. *Innotec*, (22), e558. <https://doi.org/10.26461/22.02>
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, NB., Jeppesen, E. y Kronvang, B. (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Science*, 19, 4099-4111. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015>
- Groffman, P. M., Gold, A. J. y Simmons, R. C. (1992). Nitrate dynamics in riparian forests: Microbial studies. *Journal of Environmental Quality*, 21(4), 666-671. <https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100040022x>
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. Á. y López-Ríos, G. F. (2007). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo: Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(1), 55-69. <https://www.redalyc.org/pdf/629/62912107.pdf>
- Grismer, M. E., Toby O'Geen, A. y Lewis, D. (2006). *Vegetative Filter Strips for Nonpoint Source Pollution Control in Agriculture*. University of California.
- Guido, A., Blanco, C. C. y Pillar, V. D. (2021). Disentangling by additive partitioning the effects of invasive species on the functional structure of communities. *Journal of Vegetation Science*, 32(2), e13004. <https://doi.org/10.1111/jvs.13004>

- Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G. E. y Pillar, V. D. (2016). Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*, 19(4), 600-610. <https://doi.org/10.1111/avsc.12263>
- Guido, A., López-Mársico, L., Rodríguez, C., Gallego, F., Lezama, F., Baeza, S., Pañella, P., Ríos, C., Costa, B., Pezzani, F., García, S., Piñeiro, G., Fernández, G., Tommasino, A., Mello, A. L., Altesor, A. y Paruelo, J. (2025). Uruguayan Grasslands: A threatened natural asset. *Austral Ecology*, 50(2), e70031. <https://doi.org/10.1111/aec.70031>
- Guido, A. y Pillar, V. D. (2017). Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1230-1237. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12848>
- Hawes, E. y Smith, M. (2005). *Riparian buffer zones: functions and recommended widths*. Eightmile River Wild and Scenic Study Committee. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130802341>
- Haygarth, P. M. y Jarvis, S. C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in Agronomy*, 66, 195-249. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60428-9](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60428-9)
- Herrera, L., Nabinger, C., Weyland, F. y Parera, A. (2014). Caracterización de los Pastizales del Cono Sur, servicios ecosistémicos y problemática actual de conservación. En A. Parera, I. Paullier y F. Weyland (eds.), *Índice de contribución a la conservación de pastizales naturales del Cono Sur: Una herramienta para incentivar a los productores rurales* (pp. 21-39). Aves Uruguay; Bird Life International; Alianza del Pastizal; BID. [https://pastizalesdelsur.wordpress.com/wp-content/uploads/2014/03/libro-icp\\_final-parte-1.pdf](https://pastizalesdelsur.wordpress.com/wp-content/uploads/2014/03/libro-icp_final-parte-1.pdf)
- Hill, A. R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 743-755. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500040014x>
- Iserloh, T., Ries, J. B., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T. y Seeger, M. (2013). Comparative measurements with seven rainfall simulators on

- uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 57, 11-26. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00085>
- Kamphorst, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35(3), 407-415. <https://doi.org/10.18174/njas.v35i3.16735>
- Karssies, L. E. y Prosser, I. P. (1999). *Guidelines for riparian filter strips for Queensland irrigators*. AANRO. [https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/kb\\_resource\\_details.php?resource\\_id=1740](https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/kb_resource_details.php?resource_id=1740)
- Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., Perera, G., & Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29, 1774–1790. <https://doi.org.proxy.timbo.org.uy/10.1111/gcb.16587>
- Kutner, M. H., Nachtsheim, C. J., Neter, J., y Li, W. (2005). *Applied linear statistical models* (5th ed.). McGraw-Hill.
- Legendre, P. y Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69(1), 1-24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Lescano, C. (2016). *Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura* [tesis de maestría no publicada]. Universidad de la República. <https://hdl.handle.net/20.500.12008/8235>
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J. P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *Innotec*, 13, 78-91. <https://doi.org/10.26461/13.08>
- Lezama, F., Altesor, A., León, R. y Paruelo, J. M. (2006). Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica del Uruguay. *Ecología Austral*, 16, 167-182.

[https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia\\_Austral/article/view/1441](https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1441)

- Lin, Z., Wang, Q., Xu, Y., Luo, S., Zhou, C., Yu, Z. y Xu, C. Y. (2024). Soil moisture dynamics and associated rainfall-runoff processes under different land uses and land covers in a humid mountainous watershed. *Journal of Hydrology*, 636, 131249. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131249>
- López-Mársico, L. y Altesor, A. (2011). Relación entre la riqueza de especies vegetales y la productividad en pastizales naturales. *Ecología Austral*, 21(1), 101-109. [https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia\\_Austral/article/view/1299/669](https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1299/669)
- Lowrance, R. (1998). Riparian forest ecosystems as filters for nonpoint-source pollution. En M. L. Pace y P. M. Groffman (eds.), *Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science* (pp. 113-141). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1724-4\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1724-4_5)
- Lowrance, R., Todd, R., Fail, J., Hendrickson, O., Leonard, R. y Asmussen, L. (1984). Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34(6), 374-377. <https://doi.org/10.2307/1309729>
- Lutz, S. R., Trauth, N., Musolff, A., Van Breukelen, B. M., Knöller, K. y Fleckenstein, J. H. (2020). How important is denitrification in riparian zones? Combining end-member mixing and isotope modeling to quantify nitrate removal from riparian groundwater. *Water Resources Research*, 56(1), e2019WR025528. <https://doi.org/10.1029/2019WR025528>
- Ministerio de Ambiente. (2017). *Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales* (3.<sup>a</sup> ed.). <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/manual-procedimientos-analiticos-para-muestras-ambientales-tercera-edicion-2017>
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) (1994). *Grupos de suelos CONEAT: índices de productividad*. Montevideo, Uruguay: MGAP
- MapBiomas Uruguay (2025). Cobertura y uso del suelo MapBiomas Uruguay 1985-2024. <https://uruguay.mapbiomas.org/wp->

[content/uploads/sites/6/2025/11/Factsheet\\_MapBiomass-Uruguay\\_Col-3\\_2025.pdf](content/uploads/sites/6/2025/11/Factsheet_MapBiomass-Uruguay_Col-3_2025.pdf)

- Martínez, T., González, L. y Delgado, J. (2007). Respiración del suelo en zonas riparias: efecto de la materia orgánica, de la vegetación herbácea y de la biomasa de raíces. En V. Neiker (ed.), *Los sistemas forrajeros: entre la producción y el paisaje* (pp. 665-670). Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP).
- Mary-Lauy , A. L., González-Bergonzoni, I., Gobel, N., Somma, A., Ivana Silva, I. y Lucas, C. M. (2023). Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 80. <https://doi-org.proxy.timbo.org.uy/10.1007/s10661-022-10684-7>
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D. y Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1172-1180. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0462>
- Mei l, G., Klebinder, K., Zieher, T., Lechner, V., Kohl, B. y Markart, G. (2023). Influence of antecedent soil moisture content and land use on the Surface runoff response to heavy rainfall simulation experiments investigated in Alpine catchments. *Heliyon*, 9(8), e20624. 10.1016/j.heliyon.2023.e18597
- Modernel, P., Rossing, W. A. H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. y Tiftonell, P. (2016). Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11, 11. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/11/11/113002/meta>
- Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA)- Dirección Nacional de Medio Ambiente (Dinama). (2011). *Monitoreo y evaluación de calidad de agua: plan para la definición de una línea de base para el río Negro* [Informe de Consultoría].
- Naiman, R. J., Décamps, H. y Pollock, M. (1997). The Role of Riparian Corridors in maintaining. *Ecological Applications*, 3(2), 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>

- Naiman, R. J., Décamps, H. y McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier, Academic Press.
- National Research Council. (2002). *Riparian Areas: Functions and Strategies for Management*. National Academic Press. <https://doi.org/10.17226/10327>
- Nervi, E., Gelós, M., Kok, P., Alonso, J., Navas, R., Badano, L., Neighbor, N., Hastings, F., Vervoort, R. W. y Baethgen, W. (2022). *Evaluación de escenarios de uso del suelo en una subcuenca del río Santa Lucía utilizando el modelo SWAT*. XI Congreso Nacional de AIDIS, Montevideo. <https://aidis.org.uy/wp-content/uploads/2022/11/Nervi-Eliana-2.pdf>
- Ongley, E. D. (1997). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos (estudio FAO riego y drenaje-55)*. GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters. <https://funcagua.org.gt/wp-content/uploads/2020/04/1997.-Lucha-contra-la-contaminaci%C3%B3n-agr%C3%ADcola-de-los-recursos-h%C3%ADdricos.-FAO.pdf>
- Orúe, M. E., Booman, G. C y Laterra, P. (2011). Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. En P. Laterra, E. G. Jobbágy y J. M. Paruelo (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (pp. 237-254). INTA Ediciones. [https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Laterra/publication/292053098\\_Uso\\_de\\_la\\_tierra\\_configuracion\\_del\\_paisaje\\_y\\_el\\_filtrado\\_de\\_sedimentos\\_y\\_nutrientes\\_por\\_humedales\\_y\\_vegetacion\\_riberena/links/5798c24b08aec89db7bb8103/Uso-de-la-tierra-configuracion-del-paisaje-y-el-filtrado-de-sedimentos-y-nutrientes-por-humedales-y-vegetacion-riberena.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Laterra/publication/292053098_Uso_de_la_tierra_configuracion_del_paisaje_y_el_filtrado_de_sedimentos_y_nutrientes_por_humedales_y_vegetacion_riberena/links/5798c24b08aec89db7bb8103/Uso-de-la-tierra-configuracion-del-paisaje-y-el-filtrado-de-sedimentos-y-nutrientes-por-humedales-y-vegetacion-riberena.pdf)
- Pacheco, J., Pat, R. y Cabrera, A. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81. <https://www.redalyc.org/pdf/467/46760308.pdf>
- Pañella, P. G., Cardozo, G., Cuadro, R., Reyno, R. y Lezama, F. (2020). La fertilización fosforada disminuye la riqueza y aumenta el número de especies

- exóticas de plantas en pastizales intersembrados con leguminosas. *Ecología Austral*, 30(3), 354-365. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1063>
- Pañella, P. G., Guido, A., Jaurena, M., Cardozo, G. y Lezama, F. (2022). Fertilization and overseeding legumes on native grasslands leads to a hardly reversible degraded state. *Applied Vegetation Science*, 25(4), e12693. <https://doi.org/10.1111/avsc.12693>
- Parkyn, S. (2004). *Review of riparian buffer zone effectiveness*. Greater Wellington Regional Council. <https://ltp.gw.govt.nz/assets/Documents/2022/05/10.1.1.74.742.pdf>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P. y Verón, S. R. (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15(87), 14-23. <https://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Usotierra/Paruelo%20et%20al%202005%20Ciencia%20Hoy.pdf>
- Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., Oesterheld, M., Golluscio, R. A. y Aguiar, M. R. (2007). *The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains*. En T. T. Veblen, K. R. Young y A. R. Orme (eds.), *The physical geography of South America* (pp. 232-248). Oxford University Press.
- Pérez Rocha, J. (2020). *El estado del campo natural en el Uruguay*. Food and Agriculture Organization; Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente; Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. <https://doi.org/10.4060/cb0989es>
- Peterjohn, W. T. y Correll, D. L. (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475. <https://doi.org/10.2307/1939127>
- R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ranalli, A. J. y Macalady, D. L. (2010). The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds—A review of the scientific literature. *Journal of Hydrology*, 389(3-4), 406-415. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.045>

- Reddy, K. R., DeLaune, R. D. y Inglett, P. W. (2022). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9780429155833>
- Richardson A. E. y Simpson R. J. (2011). Soil microorganisms mediating phosphorus availability update on microbial phosphorus. *Plant Physiology*, 156(3), 989-996. <https://doi.org/10.1104/pp.111.175448>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P. y Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions*, 13(1), 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Robertson, G. P. y Groffman, P. M. (2007). Nitrogen transformations. En E. A. Paul (ed.), *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (4.<sup>a</sup> ed., pp. 341-364). Academic Press. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00014-1>
- Rosengurtt, B. (1943). *Estudios sobre praderas naturales del Uruguay* (3.<sup>a</sup> contribución). Barreiro y Ramos.
- Rulli, M. C., D'Odorico, P., Galli, N., John, R. S., Muylaert, R. L., Santini, M. y Hayman, D. T. (2025). Land use change and infectious disease emergence. *Reviews of Geophysics*, 63(2), e2022RG000785. <https://doi.org/10.1029/2022RG000785>
- Schils, R. L., Bufe, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M. y Price, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, 107891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. y Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2), 287-307. <https://doi.org/10.1023/A:1013335814593>
- Sharpley, A. N., Robinson, J. S. y Smith, S. J. (1995). Bioavailable phosphorus dynamics in agricultural soils and effects on water quality. *Geoderma*, 67(1-2), 1-15. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00027-8](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00027-8)

- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. y Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Sleutel, S., Moeskops, B., Huybrechts, W., Vandenbossche A., Salomez, J., De Bolle, S., Buchan, D. y De Neve, S. (2008). Modeling soil moisture effects on net nitrogen mineralization in loamy-silty floodplain soils. *Wetlands*, 28, 724-735. <https://doi.org/10.1672/07-105.1>
- Soriano, A., León, R. J., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cahuépe, M. A., Scaglis, O. A., Velázquez, C. A. y Lemcoff, J. H. (1992). Río de la Plata grasslands. En R. T. Coupland (ed.), *Ecosystems of the world: Natural grasslands* (pp. 367-407). Elsevier.
- Sparks, D. L. (2003). *Environmental soil chemistry* (2.<sup>a</sup> ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-656446-4.X5000-2>
- Stutter, M. I., Chardon, W. J. y Kronvang, B. (2012). Riparian buffer strips as a multifunctional management tool in agricultural landscapes: introduction. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 297-303. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0439>
- Tilman, D., Wedin, D. y Knops, J. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*, 379(6567), 718-720. <https://doi.org/10.1038/379718a0>
- Tiscornia, G., Achkar, M. y Drazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212-219. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>
- Townshend, J. R. G. (1992). *Improved global data for land applications: a proposal for a new high resolution dataset (Report No 20)*. International Geosphere-Biosphere Program. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19921969918>
- Vallejos, M., Gallego, F., Barbieri, A., Ramos, S., Buzzzone, L., Rama, G. y Baeza, S. (2024) El pastizal que nos queda. *Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria*, 76(4), 65-69

<https://www.inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Revista-INIA-76-Marzo-2024-17.pdf>

- Vidon, P. G. y Hill, A. R. (2004). Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*, 40(3).  
<https://doi.org/10.1029/2003WR002473>
- Vigiak, O., Ribolzi, O., Pierret, A., Valentin, C., Sengtaheuanghoung, O. y Noble, A. (2007). Filtrado de los agentes contaminantes del agua por la vegetación ribereña: comparación del bambú con las pasturas nativas y el arroz en una cuenca en la República Democrática Popular Lao. *Unasyuva*, 58, 11-16.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 48-65.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R. A. y 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(1), 76-84.  
<https://doi.org/10.2134/jeq2008.0496>
- Weil, R. y Brady, N. (2017). *The Nature and Properties of Soils* (15.<sup>a</sup> ed.).  
<http://lccn.loc.gov/2016008568>
- Wenger, S. (1999). *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*. Office of Public Service and Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia.  
[https://www.researchgate.net/publication/252178206\\_A\\_Review\\_of\\_the\\_Scientific\\_Literature\\_on\\_Riparian\\_Buffer\\_Width\\_Extent\\_and\\_Vegetation](https://www.researchgate.net/publication/252178206_A_Review_of_the_Scientific_Literature_on_Riparian_Buffer_Width_Extent_and_Vegetation)
- Wilson, L.G., 1967. Sediment removal from flood water by grass filtration. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 10(1), pp.35-37.  
[https://repository.arizona.edu/bitstream/handle/10150/332363/wrrc\\_031a.pdf?sequence=1](https://repository.arizona.edu/bitstream/handle/10150/332363/wrrc_031a.pdf?sequence=1)

## **6. Anexos**

### **6.1. Función de los pastizales ribereños en la mitigación de la carga de nitrógeno y fósforo en la escorrentía superficial <sup>1</sup>**

#### **Function of riparian grasslands in mitigating nitrogen and phosphorus loads in surface runoff**

Carolina Ribas<sup>1‡</sup> (0009-0006-7850-1616), Marcel Achkar<sup>2</sup> (0000-0001-7082-8557) y María Laura Lavaggi<sup>3</sup> (0000-0002-4224-1799)

<sup>1</sup> Laboratorio de Recursos Naturales, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. Atilio Paiva 415, 40000 Rivera, Uruguay; (C.R.).

‡ Corresponding author: [cribas@fcien.edu.uy](mailto:cribas@fcien.edu.uy)

<sup>2</sup> Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. Iguá 4225, 11400 Montevideo.; (M.A.).

<sup>3</sup> Laboratorio de Química Ambiental, Centro Universitario Regional Noreste, Sede Rivera, Universidad de la República, Uruguay. Guido Machado Brum 2450, 40000 Rivera.; (M.L.L.).

## **Resumen**

Los pastizales ribereños desempeñan un rol fundamental como zonas buffer, reducen el impacto de nutrientes transportados por escurrimiento superficial provenientes de áreas agrícolas hacia cuerpos de agua y mitigando la eutrofización. El objetivo del trabajo fue evaluar la variación espacio-temporal de fósforo (P) y nitrógeno (N) en un pastizal ribereño del Río Negro, Uruguay. Mediante un modelo hidrológico superficial se identificaron las principales líneas de flujo de una microcuenca agrícola del Río Negro, sobre las cuales se instaló un transecto con nueve puntos de muestreo a una distancia de 15 m entre sí. Se realizaron tres muestreos en diferentes momentos del cultivo (puente verde, cultivo establecido y barbecho),

---

<sup>1</sup> El artículo fue aceptado con modificaciones en la revista *Terra Latinoamericana*: <https://www.terralatinoamericana.org.mx>

recolectando agua mediante un simulador de lluvia para analizar las concentraciones de P total, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). Se midieron variables de suelo, vegetación y escurrimiento superficial, para analizar su interacción con las concentraciones de nutrientes. Los resultados mostraron variaciones en la retención de nutrientes según la estación, manejo agrícola y características del suelo, siendo la fertilización un factor determinante. La reducción de nutrientes presentó oscilaciones y acumulaciones en ciertos puntos del transecto. Se encontraron correlaciones negativas significativas entre PT y la distancia al cultivo (PV:  $r = -0.85$ ), el escurrimiento (CME:  $r = -0.867$ ; BB:  $r = -0.90$ ), la riqueza ( $r = -0.831$ ) y diversidad de especies ( $r = -0.667$ ) en CME;  $\text{NO}_3^-$  se correlacionó negativamente con el escurrimiento (PV:  $r = -0.90$ ; CME:  $r = -0.817$ );  $\text{NH}_4^+$  mostró correlaciones negativas con la distancia (PV:  $r = -0.80$ ), el escurrimiento ( $r = -0.667$ ) y la riqueza de especies ( $r = -0.763$ ) en CME. Los hallazgos sugieren que las zonas buffer pueden mitigar el impacto agrícola en la calidad del agua, aunque su efectividad depende de múltiples factores, incluido el manejo del pastizal ribereño, clave para optimizar su función como filtro natural.

**Palabras clave:** *especies exóticas, lluvia artificial, retención de nutrientes, suelo, zonas buffer.*

### Summary

Riparian grasslands play a fundamental role as buffer zones by reducing the impact of nutrients transported by surface runoff from agricultural areas to water bodies and thereby mitigating eutrophication. The aim of this study was to evaluate the spatial and temporal variation of phosphorus (P) and nitrogen (N) in a riparian grassland along the Negro River, Uruguay. Using a surface hydrological model, the main flow paths of an agricultural micro-watershed of the Negro River were identified, along which a transect with nine sampling points spaced 15 m apart was established. Three sampling campaigns were conducted at different crop stages (green bridge, established crop, and fallow), collecting runoff water using a rainfall simulator to analyze total phosphorus, nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), and ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) concentrations. Soil, vegetation, and surface runoff variables were measured to analyze their interactions with nutrient concentrations. The results showed variations in nutrient retention

according to season, agricultural management, and soil characteristics, with fertilization being a determining factor. Nutrient reduction exhibited oscillations and accumulations at specific points along the transect. Significant negative correlations were found between total phosphorus and distance from the crop (PV:  $r = -0.85$ ), runoff (CME:  $r = -0.867$ ; BB:  $r = -0.90$ ), species richness ( $r = -0.831$ ), and species diversity ( $r = -0.667$ ) during CME; nitrate was negatively correlated with runoff (PV:  $r = -0.90$ ; CME:  $r = -0.817$ ); and ammonium showed negative correlations with distance (PV:  $r = -0.80$ ), runoff ( $r = -0.667$ ), and species richness ( $r = -0.763$ ) during CME. These findings suggest that buffer zones can mitigate agricultural impacts on water quality; however, their effectiveness depends on multiple factors, including riparian grassland management, which is key to optimizing their function as natural filters.

**Index words:** *artificial rainfall, buffer zones, exotic species, nutrient retention, soil.*

### 6.1.1. Introducción

La expansión de la frontera agrícola en Uruguay y las zonas templadas del mundo, conjuntamente con la intensificación agraria, han generado una progresiva sustitución del pastizal natural. Estas transformaciones generan alteraciones en la cobertura vegetal y la pérdida de multifuncionalidad del territorio (Schils et al., 2022), aceleran los procesos de erosión del suelo (Castillo et al., 2013) y aumentan el aporte de contaminantes, sedimentos y nutrientes que derivan en cursos de agua (Abu-Zreig et al., 2003). La intensificación agraria ha generado un aumento progresivo en la exportación de nutrientes como N y P principalmente, y esto genera la ocurrencia de floraciones de fitoplancton incluyendo cianobacterias tóxicas en diversos ecosistemas, procesos que han aumentado a nivel mundial en las últimas décadas (O'Neil et al., 2012; Bonilla et al., 2015; Burford et al., 2020). Los principales aportes de N y P provienen de las actividades agrícola-ganadera (Goyenola et al., 2021), y como consecuencia se produce un crecimiento de algas con efectos en el equilibrio biológico (Weil y Brady, 2017). En este contexto, se han reportado severos problemas en la calidad del agua y ecosistemas acuáticos (Bonilla et al., 2015; Goyenola et al., 2021),

con alteración de la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas naturales (De Carvalho et al., 2025).

Los ríos, arroyos, lagos y humedales crean condiciones únicas a lo largo de sus riberas que controlan e influyen en la transferencia de energía, nutrientes y sedimentos en sistemas acuáticos y terrestres (Gayoso y Gayoso, 2003). La vegetación ribereña cumple un rol central como interfaz ecológica en esta transición terrestre-acuática (Granados-Sánchez, Hernández-García y López-Ríos, 2007). Estas áreas son vitales en las cuencas hidrográficas, por la protección de la calidad del agua superficial y subterránea de los impactos antrópicos como usos del suelo, a través del aumento de la infiltración de la escorrentía superficial (Hawes y Smith, 2005).

En este marco, las zonas ribereñas actúan como buffer biológico, retienen sedimentos y contaminantes arrastrados por la escorrentía del agua superficial en su interacción con tierras cultivadas (Fernández, Rau y Arriagada, 2009); estas se transforman en zonas naturales de amortiguamiento lo que disminuye el volumen y concentración de contaminantes, a la vez de retener y reciclar nutrientes (Abu-Zreig et al., 2003; Granados-Sánchez, Hernández-García y López-Ríos, 2007), proceso que reduce la eutrofización de las aguas (Granados-Sánchez, Hernández-García y López-Ríos, 2007; Fernández, Rau y Arriagada, 2009), y mejora la calidad del agua (Wu et al., 2023).

La vegetación ribereña estabiliza los suelos, reduce la erosión y regula los flujos hidrológicos y biogeoquímicos, desempeñando un rol clave en la protección de los canales fluviales y la conservación de la biodiversidad (Dinca, Murariu y Lupoae, 2025). Al incrementar la rugosidad superficial, la cobertura vegetal disminuye la velocidad del flujo, favorece la infiltración (Hawes y Smith, 2005) y reduce la exportación de sedimentos, nutrientes y contaminantes hacia los cursos de agua (Abu-Zreig et al., 2003; Rulli et al., 2025). En este sentido, Calvo et al. (2024) confirmaron el rol de las zonas ribereñas en la retención de nutrientes transportados por escurrimiento.

La vegetación asociada a estas zonas se organiza en un gradiente asociado a la saturación hídrica, incluyendo pastizales, arbustos, árboles y humedales (Lescano, 2016). En particular, los pastizales naturales con alta cobertura herbácea incrementan

la fricción al flujo superficial, registrándose menores concentraciones de nutrientes cuando la cobertura supera el 80% (Castagna Du Pré et al., 2022). Asimismo, promueven la deposición de sedimentos y nutrientes (Blanco-Canqui et al., 2004) y pueden reducir entre un 40 y un 50% de nitrato, amonio y fosfato transportados por escorrentía (Lescano et al., 2017). La eficiencia de estos procesos depende de la densidad, altura y composición de la vegetación (Karssies y Prosser, 1999), así como de la diversidad de plantas y microorganismos que sostienen procesos biogeoquímicos de retención y transformación de nutrientes (Ma et al., 2025).

Asimismo, Castagna Du Pré et al. (2022) demostraron que existen efectos del tipo de pastura sobre la concentración de nutrientes y que estos dependen también de factores climáticos y de manejo, en concordancia Schils et al. (2022) encontraron que el aumento en el número de especies en el pastizal tiene efectos favorables sobre los indicadores de biodiversidad y calidad del agua, en tanto que el manejo intensivo reduce sustancialmente su multifuncionalidad.

La alta disponibilidad de P influye en la composición florística de los pastizales naturales, disminuye la riqueza de especies nativas y aumenta el número de plantas exóticas (Pañella et al., 2020). El N también promueve la sustitución de especies nativas, que utilizan bajos niveles de este nutriente, por especies exóticas que responden mejor; los sistemas resultantes suelen tener menor diversidad biológica y productividad que los pastizales nativos originales (Weil y Brady, 2017). En este contexto, las áreas ribereñas bien vegetadas y con suelos no degradados reducen significativamente las cargas de P y N en la escorrentía superficial mediante la sedimentación de partículas, adsorción en suelos y procesos microbianos, así como la asimilación por la vegetación (Wang et al., 2024).

En las últimas décadas la expansión de la frontera agrícola en Uruguay progresivamente sustituye el pastizal natural por agricultura extensiva, forestación y otros rubros (Achkar et al., 2016), lo que deriva en un cambio de la matriz productiva acompañado por la intensificación de la tierra (García-Préchac et al., 2010) con importantes impactos (Bizzozero y Carro 2020). Debido a esto es importante evaluar la capacidad que poseen los pastizales naturales en el amortiguamiento esos impactos ambientales provenientes de fuentes difusas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la variación espacial y temporal de las concentraciones de N y P en agua de escorrentía superficial a lo largo de una línea de flujo e identificar las variables que mejor influyen en la capacidad de amortiguamiento de un pastizal ribereño.

### **6.1.2. Materiales y métodos**

#### **6.1.2.1. Sitio de estudio**

El área de estudio se encuentra en una zona adyacente al Río Negro, curso de agua interior más importante de Uruguay, cuya cuenca es la más extensa del país, a 10 km de la localidad El Palmar, en el departamento de Soriano (Figura 1).

El pastizal ribereño presenta suelos Gleysols Háplicos Melánicos (Gley húmicos), Fluvisols Heterotexturales Melánicos (suelos aluviales) y Vertisols Háplicos (Grumosols) (Sistema de clasificación de suelos del Uruguay, basado en la FAO–UNESCO y equivalente a la World Reference Base for Soil Resources (WRB)); todos con un horizonte superior de color negro, franco arcillo limoso, de fertilidad muy alta y drenaje pobre (MGAP, 1994; IUSS Working Group WRB, 2015).

El área agrícola posee suelos de uso agrícola-pastoril, de color pardo a oscuro, textura franco limosa, fertilidad alta y drenaje imperfecto, siendo los suelos dominantes Brunosols Éutricos Lúvicos (MGAP, 1994).

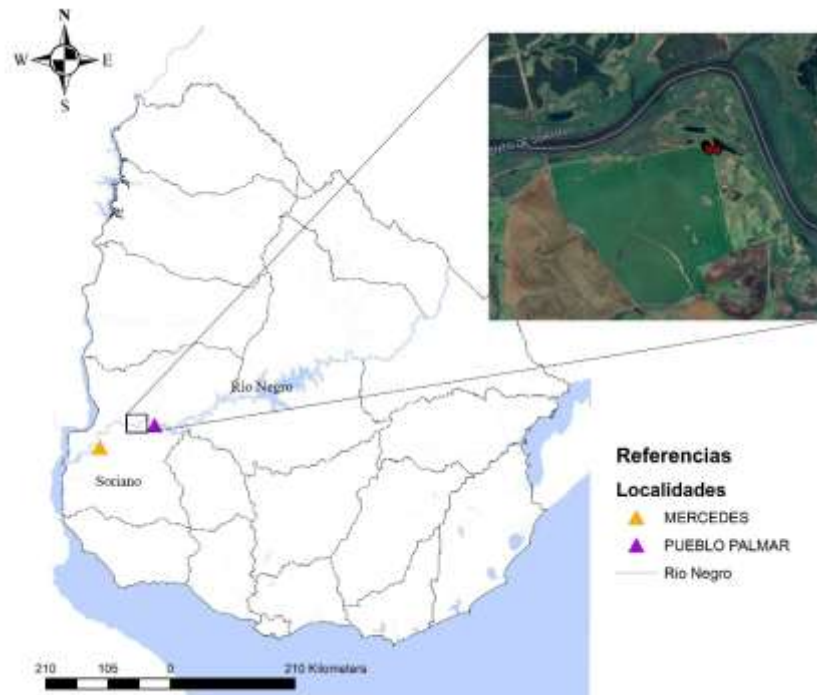


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de las estaciones meteorológicas. Fuente: Observatorio Ambiental Nacional, Ministerio de Ambiente, Uruguay (2025) y Google Earth Pro (2025).

Figure 1. Location of the study area and weather stations. Source: National Environmental Observatory, Ministry of Environment, Uruguay (2025) and Google Earth Pro (2025).

La temperatura promedio anual en los últimos 20 años es de 18 °C, en verano (muestreo 2) la temperatura promedio es de 24.2 °C y en invierno de 11.8 °C (muestreo 1 y 3) (INUMET, 2025). El promedio anual de precipitaciones es de 1178.4 mm, siendo el año 2023 un año seco con 964 mm anuales y el año 2024 un año lluvioso con 1373 mm, aunque estas precipitaciones no fueron uniformes (INUMET, 2025).

El área de estudio cuenta con pastoreo de ganado de cría vacuno con una carga (cociente entre los kg de peso vivo sobre la superficie del potrero) de una unidad ganadera (UG) / ha (1 UG corresponde a los requerimientos de materia seca de una vaca de 380 kg de peso vivo que cría y desteta un ternero por año). En el área agrícola se realiza rotación de cultivos (un año con soya (*Glycine max* (L.) Merr. y otro con maíz (*Zea mays* L.) y en puente verde con raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.).

#### 6.1.2.2. Modelo de investigación

Se utilizó el Modelo Digital de Terreno Hidrológicamente Consistente (MDTHC) disponible en el portal de la Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay (IDEUY, 2019), el cual se encuentra publicado en formato raster (GeoTIFF) con una resolución espacial aproximada de 2 m.

A partir de este MDTHC, se derivaron variables topográficas y productos hidrológicos (pendiente, dirección de flujo y acumulación de flujo) utilizando el software ArcMap 10.8 mediante la extensión Arc Hydro. Estos procedimientos permitieron caracterizar la dinámica potencial del escurrimiento superficial y definir los principales flujos dentro del área de estudio. Para ubicar los canales preferenciales por donde fluye el agua de esorrentía superficial tras eventos de precipitación, se aplicó un umbral de acumulación de flujo, reteniendo únicamente aquellas celdas con valores de *Flow Accumulation*  $\geq 20$ . Este umbral fue definido a partir de un procedimiento exploratorio, evaluando distintos valores de *Flow Accumulation* y su correspondencia con patrones de escurrimiento superficial coherentes con la topografía y la escala del estudio. Las vías de escurrimiento resultantes marcan los flujos principales, los cuales sirvieron como base para determinar la ubicación de los puntos de muestreo. El modelo se generó sobre una microcuenca del río Negro con una superficie de 44 ha, de las cuales 28 pertenecen al área cultivada que drena hacia el pastizal ribereño donde se ubicaron los puntos. Luego, se corroboraron en campo (Figura 2).

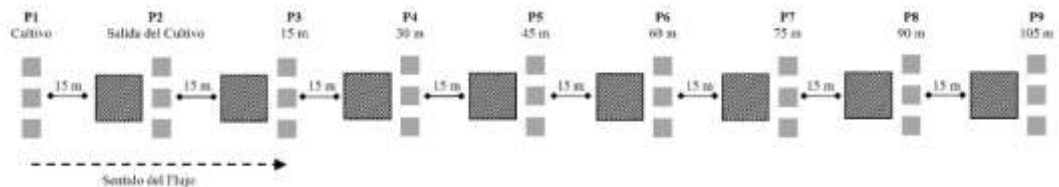


Figura 2. Modelo hidrológico superficial, las flechas indican los principales flujos de agua y dirección del flujo (acumulación de flujo y dirección de flujo). Ubicación de los puntos de muestreo y sitios (zona de control: pastizal natural sin aportes de nutrientes desde zonas agrícolas, zona buffer: pastizal natural con aportes de nutrientes desde zonas agrícolas, zona de cultivo: área agrícola a la cual se le aplica fertilizantes directamente). P1: punto de muestreo ubicado en el cultivo; P2: punto de muestreo ubicado a la salida del cultivo (1 m); P3: punto de muestreo ubicado a 15 m del cultivo; P4: 30 m; P5: 45 m; P6: 60 m; P7: 75 m; P8: 90 m; P9: punto de muestreo ubicado a 105m desde el cultivo.

Figure 2. Surface hydrological model; arrows indicate the main water flow paths and flow direction (Flow Accumulation and Flow Direction). Location of sampling points and sites (control zone: natural grassland without nutrient inputs from agricultural areas; buffer zone: natural grassland receiving nutrient inputs from agricultural areas; crop zone: agricultural area where fertilizers are directly applied). P1: sampling point located within the crop; P2: sampling point located at the crop outlet (1 m); P3: sampling point located 15 m from the crop; P4: 30 m; P5: 45 m; P6: 60 m; P7: 75 m; P8: 90 m; P9: sampling point located 105 m from the crop.

A partir del modelo hidrológico se seleccionaron dos puntos en la zona de control (Figura 2), estos sirvieron como referencia base de la concentración de nutrientes del ambiente receptor. Debido a que poseen el mismo tipo de suelo, clima y principalmente la misma influencia del pastoreo que los puntos en la zona de estudio o zona buffer, por lo que los nutrientes que se encuentran en la zona buffer son efectivamente provenientes del área agrícola. Dentro de la zona de cultivo se seleccionó un punto y en la zona buffer se seleccionaron ocho puntos, ubicándose el

primero al límite del cultivo y los siguientes con una distancia entre sí de 15 m, situándose el punto más lejano a 105 m (Figura 3).



**Figura 3.** Esquema de la ubicación de parcelas de vegetación (cuadros negros) y de las parcelas de escurrimiento (cuadros grises). P1: punto de muestreo ubicado en el cultivo; P2: punto de muestreo ubicado a la salida del cultivo (1 m); P3: punto de muestreo ubicado a 15 m del cultivo; P4: 30 m; P5: 45 m; P6: 60 m; P7: 75 m; P8: 90 m; P9: punto de muestreo ubicado a 105m desde el cultivo.

**Figure 3.** Diagram of the location of vegetation plots (black squares) and runoff plots (gray squares). P1: sampling point located within the crop; P2: sampling point located at the crop outlet (1 m); P3: sampling point located 15 m from the crop; P4: 30 m; P5: 45 m; P6: 60 m; P7: 75 m; P8: 90 m; P9: sampling point located 105 m from the crop.

En cada uno de los puntos (excepto en el cultivo) se realizó la caracterización de la vegetación previo al comienzo de los muestreos utilizando cuadros de 1 m<sup>2</sup>, en los cuales se midió la altura del pastizal, se estimó la composición florística mediante el método de cobertura/abundancia de las especies utilizando la escala de Braun-Blanquet (1950), modificada por Lezama *et al.* (2006).

En todos los puntos se colectaron muestras de suelo para determinar el porcentaje de materia orgánica (MO) y textura del suelo. La MO se determinó mediante el método de pérdida por ignición (*Loss on Ignition*, LOI) (Arocena, 2016), la fracción de arcilla por el método del hidrómetro (Forsythe, 1975), la fracción de arena por análisis granulométrico por tamizado y la fracción de limo por diferencia (Beretta *et al.*, 2014).

Cada muestreo correspondió a una simulación de lluvia, las cuales se realizaron en tres momentos de cobertura diferente del área agrícola y preferentemente posteriores a lluvias naturales. En la Figura 4 se puede observar la cronología de los momentos de cultivo, aplicación de fertilizantes y muestreos. Los tres momentos de cobertura del área agrícola corresponden a:

1) Puente verde (PV) establecido con cultivo de raigrás, sobre el cual se realizó una fertilización al momento de la siembra con 45 kg/ha de fosfato de amonio ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>) y 50 kg/ha de urea azufrada y una refertilización a fin de julio con 40 kg/ha de N en z22 (inicio del macollaje). El día previo al muestreo hubo una precipitación de 77 mm, después de más de 20 días sin lluvias. Este muestreo correspondió al invierno de 2023.

2) Cultivo de maíz (*Z. mays*) establecido (CME) en fase V8 (período de rápido crecimiento), al cual se aplicaron previo a la siembra (enero de 2024), 50 kg/ha de N, 20 kg/ha de óxido de P (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y 60 kg/ha de óxido de potasio (K<sub>2</sub>O). Luego se realizó una aplicación de 260 L/ha de una solución de N (28 N, 5 S) con el maíz en V5 (surgimiento de la espiga) y luego en fase V8 se agregaron 170 L/ha de la misma solución (15 días previos al muestreo). El acumulado de lluvias en los 15 días previos al muestreo fue de 123 mm, siendo 42 mm el día anterior. Muestreo que correspondió al verano del 2024.

3) Barbecho (BB), 20 días después de la cosecha del maíz (muestreo correspondiente al invierno de 2024), la zona de cultivo presentaba rastros de maíz y estaba en crecimiento el Raigrás, el cual no fue sembrado ni fertilizado. Las lluvias fueron escasas, siendo la última de 7 mm unos 11 días antes del muestreo.



**Figura 4. Cronología de los momentos de siembra del cultivo, fertilizaciones y muestreos. (PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho)**

**Figure 4. Timeline of crop sowing, fertilizations, and sampling events. (PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow).**

Para coleccionar el agua de escurrimiento superficial se realizaron simulaciones de lluvia, mediante un simulador de lluvia artificial modelo Eijkelkamp - Agrisearch Equipment, utilizando la metodologí­a descrita en Kamphorst (1987). El simulador consistió en un aspersor de 49 capilares con un regulador de presión, para producir una “lluvia” uniforme. La “lluvia” cae de una altura mínima de 0.4 m sobre una parcela de 0.0625 m<sup>2</sup> (Iserloh et al., 2013). Cada simulación consistió en una lluvia de 3 minutos (min) con una intensidad promedio de 6 mm min<sup>-1</sup>. En cada punto se realizaron tres simulaciones con una distancia de 1 m entre las submuestras.

En cada simulación se registró el volumen de lluvia caída y volumen de agua escurrida, el cociente entre estas variables corresponde al porcentaje de escurrimiento superficial. También, se registró el tiempo de esorrentía, ya que, al infiltrarse el agua, la esorrentía no se genera inmediatamente. Se tomaron fotos de las parcelas para estimar el porcentaje de suelo desnudo con el software libre CobCal v 2.0 (Ferrari, Pozzolo y Ferrari, 2006), y se midió la altura de la vegetación, en el caso que esta fuera mayor a 5 cm se cortó hasta esa altura. El agua coleccionada se almacenó en frascos y se congeló para su posterior análisis en laboratorio.

#### **6.1.2.3. Análisis químicos**

En las muestras de agua coleccionadas se analizaron las concentraciones de los nutrientes: P total, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, por ser indicadores simples y ampliamente utilizados en estudios de eutrofización (Aubriot *et al.*, 2017). Para el análisis de los nutrientes PT y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se utilizaron métodos espectrofotométricos, siguiendo los protocolos vigentes del Manual de Procedimientos Analíticos para Muestras Ambientales (2017), División Laboratorio Ambiental de DINAMA (actual DINACEA), Ministerio de Ambiente. La concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en las muestras de agua se determinó mediante un método espectrofotométrico Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 4500-NO<sub>3</sub>-B (APHA, 2017). Las concentraciones fueron expresadas en microgramo (µg) de nutriente por litro (L<sup>-1</sup>).

#### **6.1.2.4. Análisis de datos**

Con los datos de vegetación se calculó:

- La riqueza de especies (S)

- La diversidad mediante el Índice de Shannon (H')

$$H' = -\sum(P_i)\ln(P_i) \text{ Ecuación 1}$$

donde:

H' es el índice de diversidad de Shannon;

P<sub>i</sub> es la proporción de la especie i respecto al total de cobertura registrada;

Ln corresponde al logaritmo natural;

Σ indica la sumatoria de todas las especies presentes en la comunidad.

- La equitatividad de especies según Índice de Equidad de Pielou (J')

$$J' = H' / \ln(S) \text{ Ecuación 2}$$

donde:

J' es el índice de equidad de Pielou;

H' es el índice de diversidad de Shannon;

Ln corresponde a logaritmo natural;

S es el número total de especies (riqueza de especies).

- El porcentaje de cobertura de especies exóticas.

Con estas variables se realizaron comparaciones de medias mediante el test de Welch entre los grupos de estudio (zona búfer) y control, dado que este método es robusto frente a la heterogeneidad de varianzas y tamaños muestrales desiguales (Welch, 1947).

Para realizar los análisis de las concentraciones de nutrientes en función de las distintas variables se realizó el promedio de las tres replicas para obtener un dato por punto, para determinar la presencia de *outliers* se realizaron *boxplots* para cada punto, eliminando el valor en caso de corresponder. Luego de obtener un dato por punto, se pasaron todas las variables a porcentaje para trabajar dentro de un mismo rango (0 - 100), ya que algunas presentaban valores muy distantes lo que interfiere en el análisis.

Se realizaron comparaciones de medias de las concentraciones de PT, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en función de la distancia por muestreo y entre muestreos (PV, CE y BB). Las comparaciones se realizaron mediante ANOVA en los casos donde existieron diferencias significativas se realizó una prueba de Tukey para identificar diferencias entre grupos, procedimiento común en estudios ambientales y biológicos para comparar pares de medias tras un ANOVA significativo (Agbangba *et al.*, 2024).

Cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza se utilizó el test no paramétrico Kruskal-Wallis (Zar, 2010) y análisis post hoc con el test de Dunn y corrección de Bonferroni para identificar las diferencias entre grupos (Dunn, 1964). Aunado a lo anterior, se estimó el porcentaje de reducción de nutrientes a los 105 m, siendo la concentración correspondiente al punto dentro del cultivo el 100%. Así también, se compararon los órdenes de magnitud de las concentraciones de fósforo total (PT),  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  por sitio (zona buffer, zona de control y zona de cultivo) y por muestreo.

Para identificar la correlación de las concentraciones de nutrientes con las distintas variables de escurrimiento, de suelo y de vegetación, se elaboró una matriz de correlación con método “Spearman”. Las variables utilizadas fueron: concentración de fósforo total ([PT]), concentración de nitrato ( $[\text{NO}_3^-]$ ), concentración de amonio ( $[\text{NH}_4^+]$ ), porcentaje de escurrimiento superficial (esc), distancia (D) (distancia cero corresponde al cultivo (punto 1), uno al salir del mismo (punto 2) y 105 metros en el último punto (9), pendiente de la parcela (Pd), tiempo de inicio de la escurrimiento (ti\_esc), volumen escurrido (Vesc), porcentaje de suelo desnudo (SD), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon ( $H'$ ), equitatividad de especies ( $J'$ ), porcentaje de cobertura de especies exóticas (Ex), porcentaje de materia orgánica (MO), porcentaje de arena (Ar), porcentaje de limo (L) y porcentaje de arcilla (Ac).

### **6.1.3. Resultados y discusión**

#### **6.1.3.1. Caracterización de la vegetación**

Los análisis de vegetación (Cuadro 1) indican que la diversidad en la zona de estudio y en los controles es relativamente baja ( $< 2$ ), caracterizada por una escasa riqueza de especies y con un alto porcentaje de especies exóticas como *Cynodon dactylon* (L.) Pers. y *Trifolium repens* L. La altura de la vegetación en el momento observado no superó los 4 cm en ninguno de los cuadrantes evaluados. La equitatividad de la comunidad vegetal presentó un patrón de variación, con un incremento a los 75 m del cultivo seguido de una disminución posterior.

**Cuadro 1. Variación de la diversidad y composición de la vegetación en función de la distancia al cultivo**

**Table 1. Variation in vegetation diversity and composition as a function of distance from the crop**

| Distancia del cultivo | Riqueza | Índice de Shannon | Equitatividad de spp | % spp Exóticas | Altura vegetación (cm) |
|-----------------------|---------|-------------------|----------------------|----------------|------------------------|
| 1 m                   | 13      | 0.7516            | 0.2930               | 72.64          | 2.6                    |
| 15 m                  | 12      | 0.9668            | 0.3891               | 33.12          | 2.2                    |
| 30 m                  | 13      | 1.2664            | 0.4937               | 65.36          | 2.9                    |
| 45 m                  | 18      | 1.7171            | 0.5941               | 22.72          | 3.6                    |
| 60m                   | 17      | 1.4086            | 0.4972               | 33.92          | 1.6                    |
| 75 m                  | 20      | 1.9805            | 0.6611               | 17.64          | 4.2                    |
| 90 m                  | 13      | 1.3915            | 0.5425               | 30.92          | 2.6                    |
| 105 m                 | 14      | 1.2318            | 0.4667               | 67.76          | 3.9                    |
| Control 1             | 19      | 1.6952            | 0.4489               | 5.4            | 1.8                    |
| Control 2             | 19      | 1.2620            | 0.1436               | 54.76          | 2.2                    |

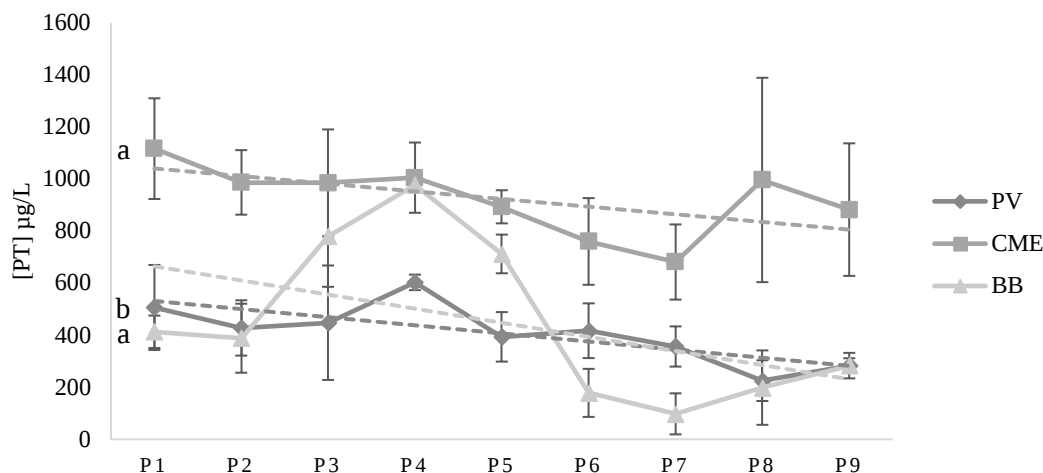
Tanto en la zona buffer como en la zona de control, el tapiz se encuentra en sobre pastoreado, presentando escasa biomasa, así como baja diversidad y riqueza, lo que advierte un estado de degradación del ecosistema. De acuerdo con Martínez, González y Delgado (2007), la riqueza, diversidad y biomasa de las comunidades vegetales pueden afectar el funcionamiento del ecosistema, por lo que el pastizal ribereño en estudio podría haber disminuido su capacidad de amortiguación. D'Antonio y Meyerson (2002), mencionan que en áreas perturbadas suelen proliferar especies exóticas como *C. dactylon* y *T. repens*, lo que concuerda con nuestros datos. Además, al igual que lo indicado por Weil y Brady (2017), las adiciones de N favorecen estas especies, que responden eficientemente a altos niveles de nutrientes, desplazando a las nativas adaptadas a condiciones de bajo N. Esto podría explicar la alta presencia de exóticas en la zona buffer, ya que estas especies presentan ventajas competitivas, como un rápido crecimiento, en consecuencia, los sistemas resultantes suelen tener menor diversidad biológica y productividad. Similar a los hallazgos de Pañella *et al.* (2020), la alta disponibilidad de P también influye en la composición florística de los pastizales naturales, disminuyendo la riqueza de especies nativas y promoviendo el establecimiento de especies exóticas.

La mayor riqueza promedio en la zona control podría deberse a que no existe impacto directo de las prácticas agrícolas. La equitatividad de las especies aumenta

gradualmente con la distancia del cultivo, lo que sugiere una distribución más balanceada de las especies en áreas menos perturbadas, patrón que se ve complementado con la reducción del porcentaje de exóticas conforme se aleja del cultivo. Esto indica que las zonas buffer tienen el potencial de actuar como transiciones ecológicas hacia sistemas más equilibrados.

#### **6.1.3.2. Relación de la concentración de nutrientes en función de la distancia al cultivo**

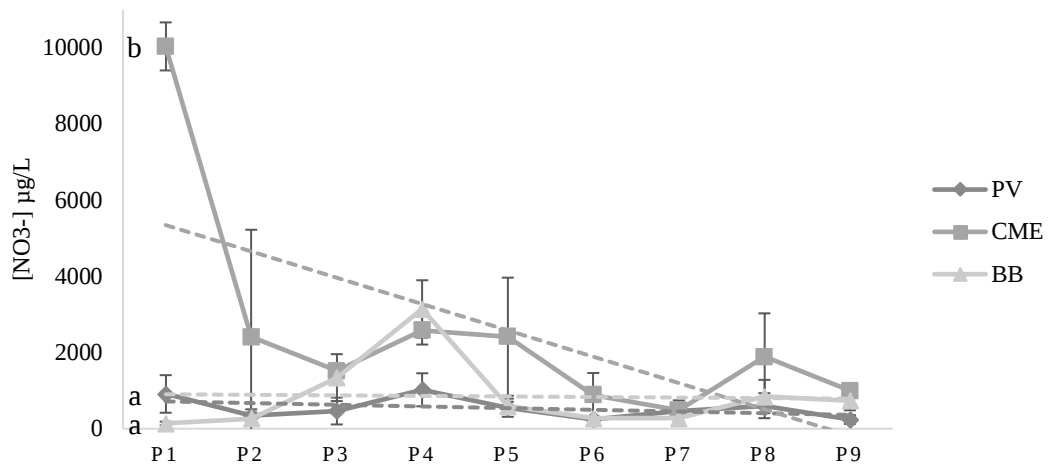
Con relación a la concentración de PT, esta presentó una tendencia decreciente a lo largo del transecto, aunque no significativa (Figura 5) (Concentración de PT en función de la distancia: PV: ANOVA:  $F=4.96$ ,  $p=0.0535$ ; CME: ANOVA:  $F=1.71$ ,  $p=0.258$ ; BB: ANOVA:  $F=2.06$ ,  $p=0.209$ ). En los tres muestreos, se observaron reducciones del 44% en PV, 21% en CME y 31% en BB. Se encontraron diferencias significativas en la concentración de PT entre los distintos muestreos (Kruskal-Wallis:  $H=14.49$ ,  $p=0.00071$ ). Un análisis post hoc mediante la prueba de Dunn con corrección de Bonferroni reveló diferencias significativas entre PV y CME ( $p=0.0016$ ) y entre PV y BB ( $p=0.0013$ ), mientras que no se encontraron diferencias entre CME y BB ( $p=1.000$ ).



**Figura 5. Concentraciones de fósforo total ([PT] µg/L) en función de la distancia al cultivo en los distintos momentos de muestreo (PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho). Los valores representan media  $\pm$  desvío estándar. Las letras indican si existe diferencias significativas entre momentos de muestreo entre las líneas de PV, CMV y BB y no entre puntos. Las barras sobre los puntos de las líneas se refieren al error estándar.**

**Figure 5. Total phosphorus concentrations (TP,  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) as a function of distance from the crop across the different sampling periods (PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow). Values represent mean  $\pm$  standard deviation. Letters indicate whether there are significant differences between sampling times between the PV, CMV, and BB lines, and not between points. Bars above the points on the lines refer to the standard error.**

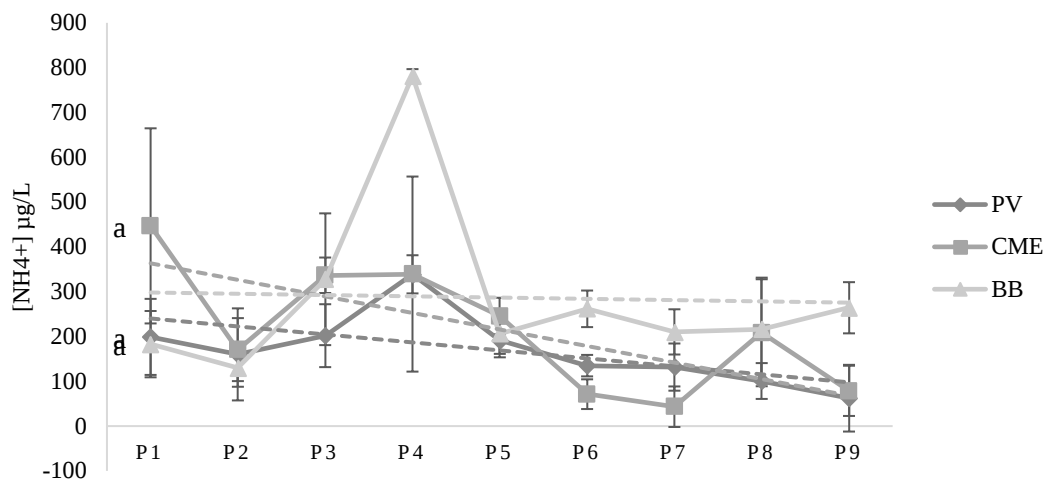
El  $\text{NO}_3^-$  como el  $\text{NH}_4^+$  mostraron tendencias de reducción en dos de los muestreos (Figuras 6 y 7), con disminuciones del 73 y 69% en PV, 90 y 82% en CME, respectivamente. No obstante, en BB se observó un aumento en las concentraciones de ambos nutrientes a los 105 m con respecto a la zona cultivada, con un incremento superior a cuatro veces para  $\text{NO}_3^-$  y un 44% para  $\text{NH}_4^+$ . La concentración del  $\text{NO}_3^-$  en función de la distancia (Figura 6), no mostró diferencias significativas en ninguno de los muestreos (PV: ANOVA:  $F=0.26$ ,  $p=0.781$ ; CME: Kruskal-Wallis:  $H=2.49$ ,  $p=0.288$ ; BB; Kruskal-Wallis:  $H=1.07$ ,  $p=0.587$ ). Entre muestreos, el  $\text{NO}_3^-$  presentó diferencias significativas (Kruskal-Wallis:  $H=9.70$ ,  $p=0.0078$ ), el análisis post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni indicó que las diferencias significativas se encontraron entre PV y CME ( $p=0.0060$ ) y entre CME y BB ( $p=0.0206$ ), sin diferencias entre PV y BB ( $p=1.000$ ).



**Figura 6. Concentraciones de nitrato ( $[NO_3^-]$  µg/L) en función de la distancia al cultivo en los distintos momentos de muestreo (PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho). Los valores representan media  $\pm$  desvío estándar. Las letras indican si existe diferencias significativas entre momentos de muestreo entre las líneas de PV, CMV y BB y no entre puntos. Las barras sobre los puntos de las líneas se refieren al error estándar.**

**Figure 6. Nitrate concentrations ( $[NO_3^-]$  µg/L) as a function of distance from the crop across the different sampling periods (PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow). Values represent mean  $\pm$  standard deviation. Letters indicate whether there are significant differences between sampling times between the PV, CMV, and BB lines, and not between points. Bars above the points on the lines refer to the standard error.**

El  $NH_4^+$  tampoco mostró diferencias significativas en función de la distancia en ninguno de los muestreos (Figura 7) (PV: ANOVA:  $F=2.84$ ,  $p=0.135$ ; CME: ANOVA:  $F=2.146$ ,  $p=0.198$ ; BB; Kruskal-Wallis:  $H=1.16$ ,  $p=0.561$ ), ni entre muestreos ( $H=3.5$ ,  $p=0.1735$ ).



**Figura 7. Concentraciones de amonio ( $[NH_4^+]$   $\mu\text{g/L}$ ) en función de la distancia al cultivo en los distintos momentos de muestreo (PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho). Los valores representan media  $\pm$  desvío estándar. Las letras indican si existe diferencias significativas entre momentos de muestreo entre las líneas de PV, CMV y BB y no entre puntos. Las barras sobre los puntos de las líneas se refieren al error estándar.**

**Figure 7. Ammonium concentrations ( $[NH_4^+]$   $\mu\text{g/L}$ ) as a function of distance from the crop across the different sampling periods (PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow). Values represent mean  $\pm$  standard deviation. No significant differences were detected among sampling periods. Letters indicate whether there are significant differences between sampling times between the PV, CMV, and BB lines, and not between points. Bars above the points on the lines refer to the standard error.**

Se puede observar que en el punto correspondiente a los 30 m desde el cultivo (P4) las concentraciones de N y P fueron más elevadas, incluso superiores a las registradas en la zona cultivada en algunos momentos. En CME y BB, las concentraciones fueron menores en los puntos ubicados a 60 o 75 m con respecto al final del transecto. La disminución de concentración de nutrientes presenta fluctuaciones, esto puede estar dado por diferencias en el micro relieve del terreno que afectan la acumulación de nutrientes y concentración de escorrentía superficial, generando zonas de convergencia de flujo y acumulación localizada de nutrientes (Vidon y Hill, 2004; Ranalli y Macalady, 2010).

En el punto ubicado a 30 m del cultivo (P4), el MDTHC indica que se concentran líneas de flujo de agua superficial, lo que contribuye a la acumulación de nutrientes. La literatura señala que la conectividad hidrológica y la topografía local controlan fuertemente la eficiencia de retención de las zonas buffer y pueden generar patrones

espaciales no lineales en la concentración de nutrientes (Mayer et al., 2007; Dorioz et al., 2006).

Sobre el final del transecto en la mayoría de los casos hay un aumento de la concentración en relación a los 60-75 m, probablemente explicado por la composición del suelo y la transición del pastizal hacia un bañado. En ambientes con mayor saturación hídrica pueden activarse procesos de mineralización y transformación biogeoquímica que liberan nutrientes previamente retenidos en el suelo (Reddy, DeLaune y Inglett, 2022). Esto concuerda con el aumento de la diversidad y equitatividad de especies hacia esos puntos, y podría favorecer la absorción de nutrientes por parte de la vegetación (Mayer et al., 2007).

Lescano *et al.* (2017) en un experimento con parcelas de escurrimiento mencionan que se puede esperar que a mayor distancia de zona buffer la misma sea más eficiente en retener el P que se transporta mayormente unido al sedimento, lo que concuerda con nuestros datos, con reducciones importantes de la concentración a los 75 m, pasada esta distancia las concentraciones vuelven a aumentar.

Las tendencias de reducción de la concentración de nitrato en PV y CME son muy leves y en BB hay una tendencia al aumento de la concentración; al igual que los resultados de Calvo *et al.* (2024), donde el efecto del nitrato fue variable en la zona de amortiguación, actuando como fuente de nutrientes. Esta acumulación puede ser resultado de procesos de lixiviación, movilización secundaria o transformación microbológica como lo reporta Groffman Gold y Addy (1996).

En la mayoría de los casos el nivel de nutrientes al final del transecto se asemeja al nivel de la zona control, en cambio, en la concentración de P total en CME a los 105 m fue más del doble que en el control para la misma fecha. Esto puede estar dado por el agregado de grandes cantidades de fertilizantes en este periodo, sumado a eventos de precipitación que favorecen el transporte superficial y superan temporalmente la capacidad de retención del sistema (Carpenter et al., 1998; Sharpley, McDowell y Kleinman, 2001).

La concentración de amonio en BB a los 105 fue mayor que en el control con tendencia al aumento, esto sugiere que el  $\text{NH}_4^+$  podría estar más influenciado por

procesos locales, como la mineralización orgánica, que por el transporte como muestran los resultados de Schlesinger y Bernhardt (2013).

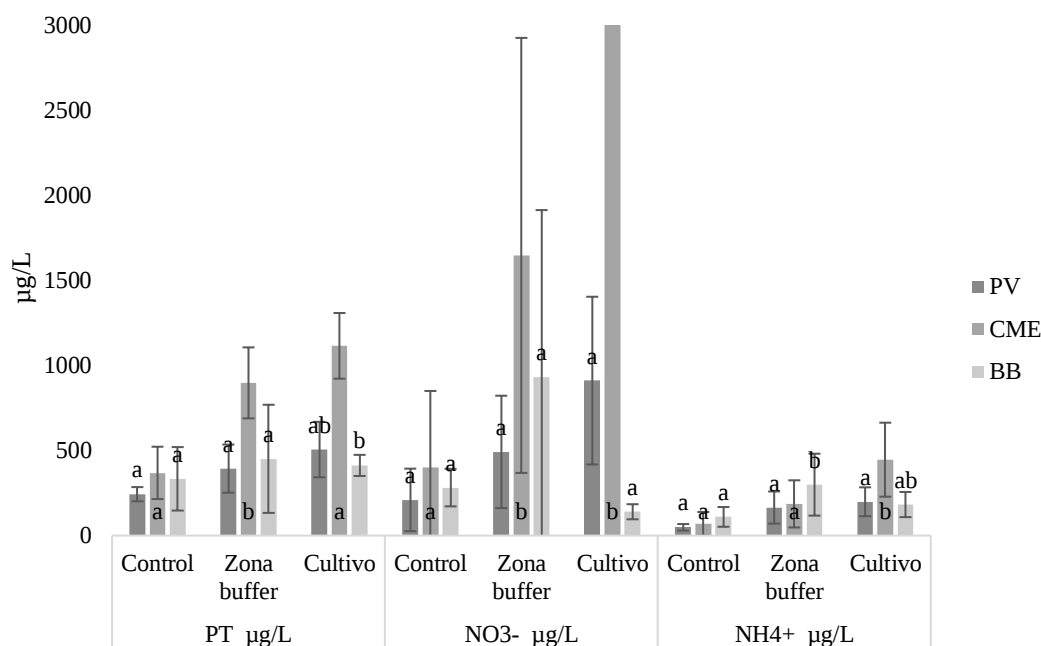
#### **6.1.3.3. Comparaciones de la concentración de nutrientes entre sitios.**

Las concentraciones más altas de PT se registraron en CME, donde la zona de cultivo presentó el mayor valor ( $1116.7 \mu\text{g PT L}^{-1}$ ) seguida de la zona buffer ( $898.8 \mu\text{g PT L}^{-1}$ ) y la zona de control ( $369.1 \mu\text{g PT L}^{-1}$ ). En PV, las concentraciones promedio de PT fueron menores que en CME, pero superiores a las de BB, con valores de  $506.5 \mu\text{g PT L}^{-1}$  en la zona cultivada,  $394.3 \mu\text{g PT L}^{-1}$  en la zona buffer y  $243.8 \mu\text{g PT L}^{-1}$  en la zona control, la cual presentó el valor más bajo en los tres muestreos (Figura 8). El análisis estadístico mostró una tendencia a la significancia en las concentraciones de PT para la zona de cultivo (Kruskal-Wallis:  $H=5.956$ ,  $p=0.0509$ ) y el análisis post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni indicó que las diferencias significativas se encontraron entre CME y BB ( $p=0.0171$ ). En la zona buffer el análisis estadístico mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis:  $H=31.69$ ,  $p=1.31\text{E}-07$ ) y el post hoc mostró diferencias entre PV y CME ( $p=4.0\text{E}-07$ ) y entre CME y BB ( $3.24\text{E}-06$ ). En la zona control no se detectaron diferencias significativas entre los muestreos (Kruskal-Wallis:  $H=1.84$ ,  $p=0.3989$ ).

La concentración de  $\text{NO}_3^-$  en la zona de cultivo de CME fue de  $10039.71 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$ , mientras que en PV y BB las concentraciones promedio fueron de  $912.24$  y  $140.33 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 8). En la zona buffer, los valores promedio fueron de  $492.65 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$  en PV,  $1649.05 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$  en CME y de  $934.37 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$  en BB, siendo este sitio (zona buffer) el que presentó mayores concentraciones en BB, incluso por encima del cultivo. En las zonas control, los valores promedio fueron de  $210.18$ ,  $402.5$  y  $282.56 \mu\text{g NO}_3^- \text{L}^{-1}$  PV, CME y BB, respectivamente. El análisis estadístico para las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en la zona de cultivo mostró una tendencia a la significancia (Kruskal-Wallis:  $H=5.6$ ,  $p=0.0608$ ), el post hoc mostró diferencias significativas entre CME y BB ( $p=0.0254$ ) y marginalmente significativa entre PV y CE ( $p=0.0736$ ). En la zona buffer el análisis estadístico mostró diferencias significativas entre las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  (Kruskal-Wallis:  $H=17.71$ ,  $p=0.0001$ ), las diferencias se dieron entre PV y CME

( $p=3.83E-05$ ) y entre CME y BB ( $p=0.04895$ ). En la zona control no se detectaron diferencias significativas para las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  entre muestreos (Kruskal-Wallis:  $H=2.08$ ,  $p=0.3533$ ).

Las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  en CME, la zona de cultivo presentó la mayor concentración promedio ( $446.87 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ), seguida de la zona buffer ( $186.72 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ) y la zona de control ( $69.42 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ) (Figura 8). En PV, la zona de control presentó la concentración promedio más baja de los tres muestreos ( $49.03 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ), mientras que la zona buffer presentó un valor promedio de  $165.18 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$  y la zona de cultivo  $199.09 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ , sin diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis:  $H=3.19$ ,  $p=0.2026$ ). En BB, la mayor concentración promedio se detectó en la zona buffer con  $299.83 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ , seguida de la zona cultivada ( $182.88 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ) y la zona control con ( $110.09 \mu\text{g NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ ). En el análisis estadístico por zona se detectaron diferencias significativas entre muestreos en la zona buffer (Kruskal-Wallis:  $H=10.01$ ,  $p=0.0067$ ), el post hoc mostró que BB fue diferente a PV ( $p=0.0036$ ) y a CME ( $p=0.0113$ ). La zona de cultivo mostró una tendencia a la significancia (Kruskal-Wallis:  $H=5.42$ ,  $p=0.0665$ ) y el post hoc de Dunn con corrección de Bonferroni indicó diferencias entre PV y CME ( $p=0.0369$ ) y una diferencia cerca del umbral de significancia entre CME y BB ( $p=0.0563$ ).



**Figura 8. Concentraciones promedio de nutrientes por sitio de estudio (zona control, zona buffer y zona de cultivo) y por momento de muestreo (PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho). Las letras indican si existe diferencias significativas entre momentos de muestreo. Las barras sobre las columnas se refieren al error estándar.**

**Figure 8. Average nutrient concentrations by study site (control zone, buffer zone, and crop zone) and sampling event (PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow). Letters indicate whether there are significant differences among sampling periods. Bars above the columns refer to the standard error.**

Las diferencias de concentraciones de los nutrientes entre muestreos se ven afectadas por el manejo agrícola, siendo los mayores aportes en el momento donde se realizaron los agregados de fertilizantes fosfatados y nitrogenados al cultivo de maíz y la última fertilización del cultivo fue 15 días previos al muestreo (CME). En el caso de PV también se realizaron fertilizaciones fosfatadas y nitrogenadas, pero en menores cantidades que en el maíz (CME). En el tercer muestreo (BB), luego de cosechado el maíz, los nutrientes se concentraron en la zona buffer, ya que en la zona agrícola el suelo estaba casi totalmente descubierto y expuesto a las gotas de lluvia, lo que puede favorecer el desprendimiento de partículas y el transporte tanto de nutrientes disueltos como asociados al sedimento (Dorioz et al., 2006; Abu-Zreig et al., 2003). Esto confirma que las áreas ribereñas funcionan como zonas buffer en los momentos que

hay agregado de fertilizantes en las tierras altas y actúan como filtros físicos y biogeoquímicos (Mayer et al., 2007; Ranalli y Macalady, 2010).

Al igual que los resultados de Lescano *et al.* (2017) hubo variabilidad de la concentración de nutrientes entre los diferentes eventos, presentándose los valores más elevados en CME donde hubo aporte de fertilizantes en el cultivo y que a su vez coincidió con lluvias importantes en el mes previo al muestreo, principales determinantes de la exportación de nutrientes en sistemas agrícolas (Vidon y Hill, 2004; Castagna Du Pré et al., 2022).

En el evento correspondiente a BB, donde las precipitaciones fueron escasas, la zona de amortiguación se comportó como fuente, ya que, al no haber agregado de fertilizante en el cultivo, quedan disponibles los nutrientes acumulados en la zona buffer. Este comportamiento ha sido reportado en estudios donde las áreas ribereñas pueden alternar entre sumideros y fuentes de nutrientes dependiendo de las condiciones hidrológicas y del balance interno de nutrientes (Hill, 1996; Ranalli y Macalady, 2010). Además, no hubo un patrón de reducción, además se encontró que en algunos puntos las concentraciones fueron más elevadas, probablemente debido al micro relieve del terreno que favorece la acumulación localizada de escorrentía y nutrientes (Vidon y Hill, 2004).

#### **6.1.3.4. Relaciones entre concentración de nutrientes y variables explicativa.**

En la Figura 9 se presentan las matrices de correlación para cada momento de muestreo y en el Cuadro 2 se muestran únicamente las correlaciones de los nutrientes con las variables explicativas. Para los tres nutrientes, en el muestreo correspondiente a CME se registraron las correlaciones significativas más altas con las variables de distancia, escurrimiento y de vegetación. En contraste, en BB no se presentaron correlaciones significativas para  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$ .

Si bien las correlaciones entre los nutrientes y las variables del suelo fueron relativamente elevadas (especialmente para el PT y  $\text{NO}_3^-$  en CME, y  $\text{NH}_4^+$  en PV y CME), estas no resultaron estadísticamente significativas.

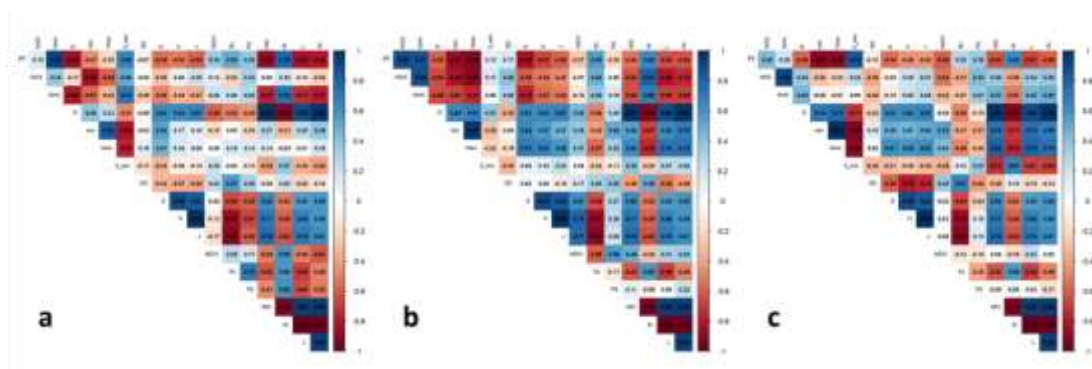


Figura 9. Matrices de correlación de Spearman de cada muestreo. a. Matriz de correlación en PV (puente verde). b. Matriz de correlación en CME (cultivo de maíz establecido). c. Matriz de correlación en BB (barbecho).

Figure 9. Spearman correlation matrices for each sampling period. a. Correlation matrix for PV (cover crop). b. Correlation matrix for CME (established maize crop). c. Correlation matrix for BB (fallow).

Cuadro 2. Correlaciones de Spearman de la concentración de nutrientes en los 3 muestreos en función de las distintas variables.

Table 2. Spearman correlations of nutrient concentrations across the three sampling events as a function of different variables.

|        | PT      |         |         | $NO_3^-$ |         |        | $NH_4^+$ |         |        |
|--------|---------|---------|---------|----------|---------|--------|----------|---------|--------|
|        | PV      | CE      | BB      | PV       | CE      | BB     | PV       | CE      | BB     |
| D      | -0.850* | -0.583† | -0.583† | -0.350   | -0.650† | 0.350  | -0.800*  | -0.650† | 0.350  |
| esc    | -0.467  | -0.867* | -0.900* | -0.900*  | -0.817* | -0.283 | -0.567   | -0.667* | -0.233 |
| Pd     | 0.383   | -0.197  | 0.350   | 0.367    | 0.051   | 0.433  | 0.283    | 0.162   | 0.233  |
| ti_esc | 0.650†  | 0.117   | 0.845*  | 0.683*   | 0.167   | 0.243  | 0.717*   | 0.050   | 0.193  |
| Vesc   | -0.201  | -0.917* | -0.883* | -0.603†  | -0.900* | -0.217 | -0.326   | -0.750* | -0.217 |
| SD     | -0.067  | 0.167   | -0.100  | -0.050   | 0.400   | -0.383 | -0.250   | 0.300   | -0.267 |
| S      | -0.559  | -0.831* | -0.543  | -0.339   | -0.593† | -0.051 | -0.492   | -0.763* | -0.051 |
| H'     | -0.517  | -0.667* | -0.450  | -0.017   | -0.517  | 0.200  | -0.333   | -0.567  | 0.133  |
| J'     | -0.583† | -0.583† | -0.433  | 0.067    | -0.467  | 0.267  | -0.367   | -0.517  | 0.117  |
| Ex     | 0.500   | 0.550   | 0.283   | -0.067   | 0.483   | -0.367 | 0.200    | 0.383   | -0.150 |
| MO     | -0.862  | -0.536  | -0.628  | -0.218   | -0.636  | 0.352  | -0.770   | -0.636  | 0.293  |
| Ar     | 0.792   | 0.630   | 0.630   | 0.383    | 0.809   | -0.392 | 0.741    | 0.681   | -0.426 |
| L      | -0.820  | -0.636  | -0.670  | -0.318   | -0.803  | 0.343  | -0.728   | -0.686  | 0.326  |
| Ac     | -0.800  | -0.630  | -0.596  | -0.409   | -0.749  | 0.383  | -0.775   | -0.681  | 0.434  |

\* p-valor < 0.05 (correlación significativa)

† p-valor < 0.1 (correlación con tendencia a la significancia)

PV: puente verde; CME: cultivo de maíz establecido; BB: barbecho; D: distancia desde el cultivo; esc: porcentaje de escurritía; Pd: pendiente de la parcela; ti\_esc: tiempo de inicio del escurrimiento; Vesc: volumen escurrido; SD: suelo desnudo; S: riqueza de especies; H': índice de Shannon; J': índice de equitatividad de especies; Ex: porcentaje de especies exóticas; MO: porcentaje de materia orgánica; Ar: porcentaje de arena; L: porcentaje de limo; Ac: porcentaje de arcilla.

\*p-value < 0.05 (significant correlation)

† p-value < 0.10 (correlation showing a trend toward significance)

---

PV: green bridge; CME: established maize crop; BB: fallow; D: distance from the crop; esc: runoff percentage; Pd: plot slope; ti\_esc: runoff initiation time; Vesc: runoff volume; SD: bare soil; S: species richness; H': Shannon diversity index; J': species evenness index; Ex: percentage of exotic species; MO: organic matter content (%); Ar: sand content (%); L: silt content (%); Ac: clay content (%).

En PV, el PT y  $\text{NH}_4^+$  presentaron correlaciones negativas significativas con la distancia, esto quiere decir que a mayor distancia desde el cultivo las concentraciones de estos nutrientes disminuyen, en cambio el  $\text{NO}_3^-$  no mostró correlación lo que indica que tiene un comportamiento diferente a lo largo de la transecta, esto puede deberse a su alta solubilidad y movilidad en el perfil del suelo, característica que fue reportada por Di y Cameron (2002). Estos autores destacan que el  $\text{NO}_3^-$  es particularmente susceptible a procesos de lixiviación, lo que explicaría su distribución más homogénea a lo largo del transecto.

El  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  mostraron correlaciones positivas significativas con el tiempo de inicio del escurrimiento, el PT presentó correlación positiva con tendencia a la significancia, esto sugiere que un mayor tiempo de infiltración favorece la acumulación de nutrientes.

El  $\text{NO}_3^-$  fue el único que presentó correlación negativa significativa con el porcentaje de escurrimiento y con tendencia a la significancia con el volumen escurrido. El PT en PV presentó una correlación negativa con tendencia a la significancia con la equitatividad de especies.

Tanto el PT como el  $\text{NH}_4^+$ , especialmente el primero, presentaron correlaciones negativas, aunque no significativas con el porcentaje de materia orgánica, arcilla y limo, y una correlación positiva con el porcentaje de arena. Estas correlaciones se explican en primer lugar por la distancia, debido a que los suelos más pesados se encuentran sobre el final de la transecta y en segundo por los principios de adsorción descritos por Sparks (2023), donde se destaca el papel fundamental de los coloides del suelo en la retención de estos nutrientes.

Las demás variables en este momento (PV) no presentaron correlaciones significativas con los nutrientes.

En CME, fue el momento donde las variables de escurrimiento y de vegetación presentaron mayores correlaciones significativas con los nutrientes, principalmente el PT que se correlacionó de forma negativa con el porcentaje de escurrimiento, volumen

escurrido, riqueza de especies, diversidad de Shannon, equitatividad de especies y distancia, siendo estas dos últimas con una correlación con tendencia a la significancia

El  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NH}_4^+$  se correlacionaron negativamente con el porcentaje de escurrimiento y con el volumen escurrido, esto sugiere que en eventos de alta escorrentía se produce un rápido lavado de estas formas nitrogenada. La riqueza de especies presentó correlación significativa con el  $\text{NH}_4^+$  y con tendencia a la significancia con el  $\text{NO}_3^-$ , al igual que con la distancia para ambos nutrientes.

La correlación negativa entre el porcentaje de escurrimiento y el volumen escurrido con las concentraciones de nutrientes indica que las menores concentraciones se presentaron con menores volúmenes de escurrimiento, lo cual concuerda con lo reportado por Pionke, Gburek y Sharpley, (2000). Sin embargo, esto contrasta con lo observado por Calvo *et al.*, (2024), quienes encontraron una mayor exportación de nutrientes bajo condiciones de escorrentía más intensa. Estos hallazgos evidencian la complejidad y la influencia de múltiples factores en la relación entre las tasas de escorrentía y la exportación de nutrientes.

Las correlaciones con las variables de vegetación en este momento pueden estar explicadas por la presencia abundante de especies estivales como *C. dactylon*, *Paspalum notatum* Flüggé, *Paspalum dilatatum* Poir., entre otras, que estarían absorbiendo el nitrógeno en sus formas disueltas. Pañella *et al.* (2022) indican que la dominancia de *C. dactylon* se debe a su alta capacidad invasiva en suelos enriquecidos con nutrientes, disminuyendo la riqueza de especies.

En BB el PT presentó una correlación negativa con tendencia a la significancia con la distancia, correlación positiva con el tiempo de inicio del escurrimiento y negativa con el porcentaje de escurrimiento y volumen escurrido, mientras que las formas nitrogenadas mostraron un comportamiento más errático. Esto concuerda con las observaciones de Dinnes *et al.* (2002), quienes destacan que, en ausencia de cobertura vegetal, el nitrógeno es particularmente susceptible a procesos de pérdida por lixiviación o volatilización.

Los muestreos de invierno presentaron menores correlaciones con las variables explicativas, especialmente el muestreo correspondiente al barbecho, esto está

estrechamente relacionado con el manejo en el área agrícola, donde el agregado de fertilizantes fue relativamente bajo en PV y nulo en BB.

#### **6.1.4. Conclusiones**

La eficiencia en retener nutrientes de la zona buffer esta mediada por muchos factores como las propiedades del suelo, la composición y estado del pastizal y las precipitaciones previas a los muestreos; todo esto influye de manera directa sobre las propiedades de la escorrentía y por ende en el transporte de los nutrientes.

La zona ribereña bajo estudio actúa como área de transición, reduce parcialmente la carga de los nutrientes del escurrimiento superficial y promueve comunidades más equitativas en la medida que nos alejamos del efecto directo del área agrícola. La composición del suelo y las variables de vegetación son factores claves en la retención de nutrientes cuando hay agregado de fertilizantes en las tierras altas, mediados por el microrrelieve. El pastizal ejerce su rol amortiguador durante la fertilización de los cultivos, no obstante, cuando el agregado de fertilizantes es bajo o inexistente, estas variables tienen menor peso, incluso estas zonas podrían convertirse en una fuente de nutrientes en algunos casos, principalmente de amonio.

La efectividad de la zona buffer en estudio fue reducir nutrientes, mediado por muchos procesos y variables, además, depende en gran medida del manejo en las tierras altas como en el caso del P y parcialmente el  $\text{NO}_3^-$ , mientras que el comportamiento del  $\text{NH}_4^+$  parece estar más influenciado por procesos locales. En ese sentido, es necesario realizar un manejo adecuado del pastizal ribereño en función de la actividad agrícola planeada y asegurar que las actividades de fertilización asociadas al cultivo se realicen una vez establecidas las condiciones adecuadas de producción de biomasa del pastizal ribereño, actividad que pudiese verse favorecida con la reducción de la carga ganadera previo a estos momentos.

### 6.1.5. Literatura citada

- Abu-Zreig, M., Rudra, R. P., Whiteley, H. R., Lalonde, M. N., & Kaushik, N. K. (2003). Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 613–619. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.6130>
- Agbangba, C. E., Aide, E. S., Honfo, H., & Kakai, R. G. (2024). On the use of post-hoc tests in environmental and biological sciences: A critical review. *Heliyon*, 10(3). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25131>
- Achkar, M., Díaz, I., Domínguez, A., & Pesce, F. (2016). Uruguay, naturaleza, sociedad, economía. Una visión desde la geografía. Ediciones Banda Oriental.
- American Public Health Association (APHA). (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23.a ed.).
- Arocena, R. (2016). Principios y métodos de limnología: ejemplos de Uruguay. Facultad de Ciencias, DIRAC, Universidad de la República.
- 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. <https://doi.org/10.26461/14.04>
- Beretta, A. N., Silbermann, A. V., Paladino, L., Torres, D., Bassahun, D., & Musselli, R. (2014). Soil texture analysis with hydrometer: modifications to the Bouyoucos method including gravimetric determination of sand by sieving. *Ciencia e Investigación Agraria*, 41(2), 263–271. [https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-16202014000200013&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-16202014000200013&script=sci_arttext)
- Bizzozero, F., & Carro, G. (2020). Zonas de amortiguación agroforestales: Diseños agroecológicos para el cuidado del agua. Centro Uruguayo de Tecnologías Apropriadadas (CEUTA). Recuperado de: <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/15188/1/ZAAS-2020-CEUTA.pdf>
- Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H., Alberts, E.E. y Thompson, A.L. (2004). Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. En: *Soil Science Society of America*, 68, pp.1670-1678. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1670>
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., & Gravier, A. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *Innotec*, 10, 9–22. <https://doi.org/10.26461/10.01>
- Braun-Blanquet, J. (1950). *Sociología Vegetal estudio de las comunidades vegetales*. Buenos Aires, Argentina: ACME.
- Burford, M., Carey, C., Hamilton, D., Huisman, J., Paerl, H., Wood, S., & Wulff, A. (2020). Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, 91, 101601. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.04.004>
- Calvo, C., Rodríguez-Gallego, L., de León, G., Cabrera-Lamanna, L., Castagna, A., Costa, S., González, L., & Meerhoff, M. (2024). Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics. *Ecological Engineering*, 207, 107354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107354>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. y Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Castagna Du Pré, A., Rodríguez Gallego, L., Lescano Fiorenza, C. y Blumetto Velazco, O. (2022). Evaluación de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas mediante la simulación de lluvias. *Agronomía y Ambiente*:

- Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, 42(1), 60-75.  
<http://ri.agro.uba.ar/files/download/revista/agronomiayambiente/2022castagnadupreandres.pdf>
- Castillo, C., Luque, J. A. M., Ruiz, E. T., & Calero, J. A. G. (2013). Algunas notas sobre la erosión de suelos en la provincia de Córdoba. *Arvícola: Cuaderno de campo del Guadalquivir a su paso por Córdoba*, 4, 7–17.
- D'Antonio, C. M., & Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4), 703–713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>
- De Carvalho, F.G., Loyau, A., Kelly-Irving, M. & Dirk S. Schmeller, D.S. (2025). Aquatic ecosystem indices, linking ecosystem health to human health risks. *Biodivers Conserv* 34, 723–767. <https://doi.org/10.1007/s10531-025-03010-3>
- Di, H., & Cameron, K. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: Sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 64, 237–256. <https://doi.org/10.1023/A:1021471531188>
- Dinca, L., Murariu, G., & Lupoe, M. (2025). Understanding the ecosystem services of riparian forests: Patterns, gaps, and global trends. *Forests*, 16(6), 947. <https://doi.org/10.3390/f16060947>
- Dinnes, D. L., Karlen, D. L., Jaynes, D. B., Kaspar, T. C., Hatfield, J. L., Colvin, T. S., & Cambardella, C. A. (2002). Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained Midwestern soils. *Agronomy Journal*, 94, 153-171. <https://doi.org/10.2134/agronj2002.1530>
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J. y Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4-21. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.029>
- Dunn, O. J. (1964). Multiple comparisons using rank sums, *Technometrics*, 6, 241–252.
- Fernández, L., Rau, J., & Arriagada, A. (2009). Calidad de la vegetación ribereña del río Maullín (41°28'S; 72°59'O) utilizando el índice QBR. *Gayana Botánica*, 66(2), 269–278. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432009000200011>
- Ferrari, D., Pozzolo, O., & Ferrari, H. (2006). Desarrollo de software para estimación de cobertura vegetal. En VII Congreso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola y V Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola (pp. 9–12). Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción.
- Forsythe, W. (1975). Física de Suelos. Manual de laboratorio. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, San José, Costa Rica. 212 pp. Recuperado de: <https://hdl.handle.net/11324/7841>
- García Préchac, F., Ernst, O., Arbeletche, P., Pérez Bidegain, M., Pritsch, C., Ferenczi, A., & Rivas, M. (2010). Intensificación agrícola: Oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Colección Art. 2. Recuperado de: <https://hdl.handle.net/20.500.12008/9510>
- Gayoso, J., & Gayoso, S. (2003). Diseño de zonas ribereñas, requerimiento de un ancho mínimo. Universidad Austral de Chile.
- Goyenola, G., Kruk, C., Mazzeo, N., Nario, A., Perdomo, C., Piccini, C., & Meerhoff, M. (2021). Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay: Armando el rompecabezas. *Innotec*, 22, e558. <https://doi.org/10.26461/22.02>
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. Á., & López-Ríos, G. F. (2007). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(1), 55–69. Recuperado de: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=62912107>

- Groffman, P. M., Gold, A. J., & Addy, K. (1996). Nitrogen cycling processes in forested streams and their role in nitrogen export from watersheds. *Water Science and Technology*, 33(4–5), 209–218. <https://doi.org/10.2166/wst.1996.0512>
- Hawes, E., & Smith, M. (2005). Riparian buffer zones: Functions and recommended widths. Eightmile River Wild and Scenic Study Committee. Recuperado de: <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:130802341>
- Hill, A. R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 743–755. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500040014x>
- IDEUY (Infraestructura de Datos Espaciales del Uruguay) (2019). Modelo Digital de Terreno (MDT), Cobertura Nacional (MDTCN\_2019) [Producto geográfico]. Recuperado de <https://visualizador.ide.uy/geonetwork/srv/api/records/dc39f25d-64e1-bf47-a5f6-a49ec1ca7025>
- Instituto Uruguayo de Meteorología (INUMET) (2025). Dirección de Climatología y Documentación - Servicio Pluviométrico Nacional. Recuperado de: <https://www.inumet.gub.uy/>
- Iserloh, T., Ries, J. B., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T., & Seeger, M. (2013). Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, 57, 11–26. <https://doi.org/10.1127/0372-8854/2012/S-00085>
- IUSS Working Group WRB (2015). World reference base for soil resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps (Update 2015). FAO.
- Kamphorst, A. (1987). A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35, 407–415. <https://doi.org/10.18174/njas.v35i3.16735>
- Karssies, L. E., & Prosser, I. P. (1999). Guidelines for riparian filter strips for Queensland irrigators (Report No. 32/99). Recuperado de: [https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/kb\\_resource\\_details.php?resource\\_id=1740](https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/kb_resource_details.php?resource_id=1740)
- Lescano, C. (2016). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura [Tesis de maestría no publicada]. Universidad de la República. Recuperado de: <https://hdl.handle.net/20.500.12008/8235>
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J. P., Perdomo, C., & Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *Innotec*, 13, 78–91. <https://doi.org/10.26461/13.08>
- Lezama, F., Altesor, A., León, R., & Paruelo, J. M. (2006). Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica del Uruguay. *Ecología Austral*, 16, 167–182. Recuperado de: [https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia\\_Austral/article/view/1441](https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1441)
- Ma, L., Zhang, C., Feng, J., Yao, C., & Xu, X. (2025). Distinct roles of plant and microbial communities in ecosystem multifunctionality during grassland degradation and restoration. *Geoderma*, 459, 117381. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117381>
- Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales (2017). División Laboratorio Ambiental de la Dirección Nacional de Medio Ambiente. Recuperado de: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/manual-procedimientos-analiticos-para-muestras-ambientales-tercera-edicion-2017>

- Martínez, T., González, L., & Delgado, J. (2007). Respiración del suelo en zonas riparias. Efecto de la materia orgánica, de la vegetación herbácea y de la biomasa de raíces. En *Los sistemas forrajeros: Entre la producción y el paisaje* (pp. 665–670). NEIKER.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D. y Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1172–1180. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0462>
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) (1994). Grupos de suelos CONEAT: índices de productividad. Montevideo, Uruguay: MGAP
- O’Neil, J. M., Davis, T. W., Burford, M. A., & Gobler, C. J. (2012). The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14, 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>
- Pañella, P., Cardozo, G., Cuadro, R., Reyno, R., & Lezama, F. (2020). La fertilización fosforada disminuye la riqueza y aumenta el número de especies exóticas de plantas en pastizales intersembrados con leguminosas. *Ecología Austral*, 30, 354–365. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.3.0.1063>
- Pañella, P. G., Guido, A., Jaurena, M., Cardozo, G., & Lezama, F. (2022). Fertilization and overseeding legumes on native grasslands leads to a hardly reversible degraded state. *Applied Vegetation Science*, 25, e12693. <https://doi.org/10.1111/avsc.12693>
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., & Sharpley, A. N. (2000). Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14(4), 325–335. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00059-2)
- Ranalli, A. J. y Macalady, D. L. (2010). The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds—A review of the scientific literature. *Journal of Hydrology*, 389(3–4), 406–415. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.05.045>
- Reddy, K. R., DeLaune, R. D. y Inglett, P. W. (2022). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9780429155833>
- Robertson, G. P., & Groffman, P. M. (2007). Nitrogen transformations. En E. A. Paul (Ed.), *Soil microbiology, ecology, and biochemistry* (pp. 341–364). Academic Press, Burlington, Massachusetts, US. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-415955-6.00014-1>
- Rulli, M. C., D’Odorico, P., Galli, N., John, R. S., Muylaert, R. L., Santini, M., & Hayman, D. T. (2025). Land use change and infectious disease emergence. *Reviews of Geophysics*, 63(2), e2022RG000785. <https://doi.org/10.1029/2022RG000785>
- Sharpley, A. N., McDowell, R. W. y Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2), 287–307. <https://doi.org/10.1023/A:1013335814593>
- Schils, R. L., Bufer, C., Rhymer, C. M., Francksen, R. M., Klaus, V. H., Abdalla, M., & Price, J. P. N. (2022). Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 330, 107891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2013). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (3rd ed.). Academic Press. doi: 10.1093/obo/9780199830060-0111
- Sparks, D. L. (2003). *Environmental soil chemistry* (2nd ed.). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-656446-4.X5000-2>

- Vidon, P. G. y Hill, A. R. (2004). Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*, 40(3). <https://doi.org/10.1029/2003WR002473>
- Wang, D., Gao, X., Wu, S., Zhao, M., Zheng, X., Wang, Z., Zhang, Y., & Fan, C. (2024). A Comprehensive Review on Ecological Buffer Zone for Pollutants Removal. *Water*, 16(15), 2172. <https://doi.org/10.3390/w16152172>
- Weil, R. & Brady, N. (2017). *The Nature and Properties of Soils*. 15th edition. Recuperado de: <http://lccn.loc.gov/2016008568>
- Welch, B. L. (1947). The generalization of “Student’s” problem when several different population variances are involved. *Biometrika*, 34(1–2), 28–35. <https://doi.org/10.1093/biomet/34.1-2.28>
- Wu, S., Bashir, M. A., Raza, Q. U. A., Rehim, A., Geng, Y., & Cao, L. (2023). Application of riparian buffer zone in agricultural non-point source pollution control—A review. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 7, 985870. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.985870>
- Zar, J. H.: *Biostatistical Analysis*, 5th Edn., Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ, 2010.