



Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Tesina de grado en Ciencias biológicas
Profundización en Ecología

Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura

AUTORA Carolina Lescano

TUTORA Dra. Lorena Rodríguez-Gallego

CO-TUTORA Lic. Mariana Ruibal

Rocha, mayo 2016

ÍNDICE

	pág.
Resumen	3
Introducción	4
Objetivos	7
Hipótesis y predicciones	7
Metodología	8
Resultados	14
Discusión	37
Conclusiones	43
Agradecimientos	43
Referencias bibliográficas	43

RESUMEN

La intensificación de los usos del suelo ocurrida en las últimas décadas ha producido un aumento en la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua. El aumento de la concentración de nutrientes en los cuerpos de agua es responsable del proceso de eutrofización. La Laguna de Rocha es un sitio de alta biodiversidad, considerado como área prioritaria para la conservación y desde el año 2010 es Paisaje Protegido del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Sin embargo no escapa a las presiones antes mencionadas y en los últimos años, asociado a cambios en el uso de suelo ha mostrado un aumento de los niveles de fósforo y clorofila, así como algunos eventos de floraciones de cianobacterias. Las zonas riparias y otras formaciones vegetales pueden funcionar como zonas de amortiguación a la carga de nutrientes de escorrentía que proviene de cultivos o sistemas de producción animal. En este sentido proveen un servicio ecosistémico de mantenimiento de la calidad de agua y reducción de la eutrofización, actuando como filtro de partículas, reduciendo la velocidad de flujo y la sedimentación, favoreciendo la infiltración al terreno, la retención de nutrientes y su captación por parte de la vegetación y los microorganismos. En este trabajo, mediante el uso de parcelas de escorrentía experimentales estimamos el servicio ecosistémico provisto por el pastizal para retención de nutrientes asociados al agua de escorrentía proveniente de pradera artificial. La zona buffer establecida retuvo mayormente formas disueltas de N y P (39-55%), y en menor medida formas particuladas. Los efectos de la zona buffer en la reducción de NO₃, NO₂ y NH₄ fueron evidentes a nivel de la concentración, mientras que para PO₄, PT, NT y SS se evidenciaron a nivel de la carga.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la intensificación del uso del suelo junto a las nuevas formas de producción han conducido al deterioro del suelo, promoviendo la exportación de nutrientes a los cuerpos de agua (Sharpley et al., 1999; Carpenter et al., 2011). Asociado a esto la incorporación de nuevas tecnologías ha aumentado los aportes de fertilizantes y plaguicidas, que por escorrentía o por infiltración llegan a los cursos de agua o a las aguas subterráneas.

El aumento en la carga de nutrientes en los cuerpos de agua es responsable del proceso de eutrofización (Sharpley et al., 2003; Bechmann et al., 2005; Carpenter et al., 2005), que conduce al crecimiento excesivo del fitoplancton potencialmente tóxico y de la vegetación sumergida, provocando la reducción de la entrada de luz en los cuerpos de agua. Por otra parte, la descomposición de la alta carga orgánica generada consume el oxígeno disuelto, produciendo condiciones de anoxia. Estos procesos desencadenan efectos en toda la trama trófica, afectando a la biodiversidad y promoviendo la liberación de nutrientes desde el sedimento que intensifican aun más la eutrofización.

En el año 2000 la importación de fertilizantes en Uruguay fue del entorno de 300.000 toneladas anuales (Tommasino, 2008). Según DIEA (2014) la importación de fertilizantes en el período 2006-2013 pasó de 488.000 a 1.347.000 toneladas anuales. Este crecimiento en las importaciones viene acompañando la tendencia de la intensificación del uso del suelo. En este proceso se adoptan una serie de tecnologías que reducen el laboreo del suelo como la siembra directa, que reduce la erosión, aumenta el porcentaje de materia orgánica del suelo y mejora la estructura del mismo (siempre que se adopten medidas para mantener el suelo cubierto). Asociado al uso de la siembra directa se han observado aumentos en la pérdida de fósforo (P) soluble por escorrentía (Sharpley, 2015). Resultados preliminares de Perdomo et al. (2015) indican que la siembra directa trae asociada una mayor pérdida de PT y P soluble por escorrentía, debido a que durante la fertilización se enriquece el suelo más superficial pero no se incorpora mayormente el P al suelo en mayor profundidad. Las capas superficiales del suelo son las más vulnerables a la erosión, lo que explicaría la mayor exportación de P, pese a que se aplican mejores prácticas de manejo del suelo.

La aplicación de P en el suelo por encima de las tasas a las que este puede ser removido por los cultivos, puede también transformarse en una fuente de P de escorrentía. El contenido de P del suelo está directamente relacionado con la concentración de P disuelto en agua de escorrentía, es

decir a mayor contenido de P en el suelo, mayor es la cantidad de P que se pierde por escorrentía (Pote et al., 1996; McDowell & Sharpley, 2001).

Además de las fuentes de nutrientes debemos considerar los factores que afectan el transporte de estos (Sharpley et al., 2003). En este sentido, un aumento del transporte puede estar vinculado al manejo del suelo mediante prácticas que favorecen la erosión, así como al efecto del cambio climático sobre la intensidad y frecuencia de las tormentas.

Los servicios ecosistémicos (SE) son los beneficios que proveen los ecosistemas a los seres humanos, contribuyendo a su bienestar (MA, 2003; Nin, 2013). La zona riparia corresponde al área de transición entre un ecosistema acuático y el ecosistema terrestre adyacente (Naiman et al., 2005). La vegetación asociada a esta zona puede ser pastizales, árboles, arbustos o vegetación de humedal, ubicados en un gradiente de saturación del suelo e inundación permanente. Ésta proporciona un importante servicio ecosistémico de regulación (MA, 2003) de mantenimiento de la calidad de agua y reducción de la eutrofización, actuando como zona de amortiguación.

Desde la década del 60 se describen importantes efectos de la vegetación riparia para el mantenimiento de la calidad del agua, actuando como filtro de partículas, reduciendo la velocidad de flujo y la sedimentación, favoreciendo la retención de nutrientes y su uso por parte de la vegetación y los microorganismos (Osborne & Kovacic, 1993; Sabater et al., 2003; Hoffmann et al., 2009). En este proceso, el fósforo (P) se desplaza mayormente unido a partículas, por lo que se transporta por escorrentía y es retenido por la vegetación fundamentalmente en forma física. Por otra parte el nitrógeno (N) se moviliza principalmente en forma disuelta, de modo que gran parte infiltra el suelo hasta llegar al agua subterránea. El N puede sufrir desnitrificación e incorporación por parte de la vegetación (Naiman et al., 2005) durante el proceso de transporte a los cuerpos de agua.

Algunas características de la zona riparia determinan el grado de remoción de nutrientes, entre ellos se destacan las características del suelo, el tipo de vegetación, el área de conectividad entre la zona riparia y el curso de agua, el gradiente hidráulico, el tamaño de grano del sustrato, el tiempo de residencia del agua, entre otros. Generalmente la mayor retención de nutrientes se observa en cursos de agua de bajo orden, debido a la mayor superficie de contacto y a la menor velocidad de flujo (Osborne & Kovacic, 1993).

En paralelo a los estudios de retención de nutrientes por la zona riparia se desarrollaron otros que atribuyeron un rol similar a zonas de vegetación no necesariamente asociada en forma directa a cursos de agua, pero que podrían estar actuando mediante mecanismos similares (Young et al., 1980; Dillaha et al., 1988), estos incluyen pastizales, montes y cultivos entre otros. De modo más genérico podemos referirnos a zonas buffer (ZB) o zonas de amortiguación, pudiendo éstas ser zona riparia o no.

La Laguna de Rocha, presenta una alta productividad pesquera y alberga una gran biodiversidad, siendo considerada área prioritaria para la conservación (Rodríguez-Gallego, 2010). En el año 2010 se declaró Paisaje Protegido del Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Actualmente se encuentra en proceso de aprobación del Plan de Manejo. Sus tributarios reciben el aporte puntual de efluentes industriales, efluentes de la planta de tratamiento de efluentes domiciliarios de la ciudad de Rocha (25.500 habitantes, INE 2011) y el aporte difuso de actividades agrícolas y ganaderas de toda la cuenca.

El área destinada a agricultura en la cuenca de la Laguna de Rocha se duplicó en el período 1974-2011, siendo en el año 1974 de 6486 ha (Rodríguez-Gallego, 2010), mientras que en el año 2011 se estimó en 11.000 ha (Nin, 2013). Este cambio se acompañó de un aumento importante de la forestación, mientras que el área de pastizales se redujo un 10% (Rodríguez-Gallego, 2010). Los mayores usos del suelo de la cuenca son ganadería extensiva, seguido de forestación y agricultura. La cobertura del suelo predominante son los pastizales, que ocupan una superficie mayor al 60% (Nin, 2013). El aporte estimado de nutrientes desde la cuenca a la laguna en 2005 es del entorno de 4 Kg/año/ha para el nitrógeno y 0.7 kg/año/ha de fósforo, donde el aporte de la agricultura fue el más elevado (Rodríguez-Gallego, 2010). Concomitantemente a la intensificación de usos del suelo, se observó desde 1997 algunos síntomas de eutrofización en la Laguna de Rocha, con aumentos en la concentración de fósforo total, fósforo reactivo soluble y clorofila a (Aubriot et al., 2005) y recientemente algunos episodios de floraciones de cianobacterias. Por otra parte Cabrera (2015) mediante el desarrollo de un modelo de calidad de agua pudo estimar el umbral de PT necesario para el crecimiento de cianobacterias en la Laguna. Este valor resultó similar a la estimación del aporte de PT de todos los suelos de la cuenca en la configuración actual. Es decir el aporte de PT en la actualidad se encontraría en valores cercanos al umbral estimado para el crecimiento de cianobacterias.

Nin (2013) estimó el nivel de provisión de SE en la cuenca de la Laguna de Rocha mediante una modelación espacial multicriterio. El servicio ecosistémico de prevención de la eutrofización fue el

que mostró el mayor valor medio de provisión y el que se vería más reducido en un contexto de expansión agrícola y forestal.

En este contexto se vuelve relevante cuantificar el efecto de los pastizales de la cuenca en la retención de nutrientes aportados por la agricultura, de modo de valorizar este servicio ecosistémico y proponer medidas de manejo que procuren su conservación y utilización.

OBJETIVOS

Objetivo general: estimar el Servicio Ecosistémico (SE) provisto por el campo natural de retención de nutrientes de la escorrentía proveniente de un campo bajo agricultura, en un predio agrícola-ganadero en la cuenca de la Laguna de Rocha.

Objetivos específicos:

- 1) Realizar una búsqueda bibliográfica exhaustiva sobre el SE de retención de nutrientes por pastizales y otras formaciones vegetales riparias.
- 2) Estimar el aporte de nutrientes desde la agricultura y la capacidad de los pastizales para la retención de nutrientes, evaluando el efecto del pastoreo sobre la provisión de este SE, empleando parcelas de escorrentía experimentales.
- 3) Generar recomendaciones de manejo aplicables a nivel de predio agropecuario y que sean aplicables a la cuenca de la Laguna de Rocha, tendientes a reducir la presión de las prácticas agrícolas sobre los cursos de agua.

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

La intensificación del uso de suelo ha generado un aumento de la exportación de nutrientes hacia los cursos de agua favoreciendo el proceso de eutrofización (Carpenter et al., 2011; Sharpley et al., 2003). Estudios realizados a nivel de parcelas y de cuencas han evidenciado un efecto importante en la retención de nutrientes y sedimentos de agua de escorrentía proveniente de zonas agrícolas por las zonas buffer (Deng et al., 2011; Zhou et al., 2014; Al-wadaey et al., 2012; Daniels & Gilliam, 1996; Young et al., 1980). Varios aspectos han sido considerados como determinantes de esta capacidad de retención, entre ellos el tipo de vegetación y la cobertura de dicha vegetación (Borin et al., 2010; Abu-Zreig et al., 2003; Wilson, 1967).

Hipótesis: la presencia de una zona buffer aguas abajo de la pradera artificial amortigua el aporte de nutrientes y reduce su llegada a los cursos de agua.

Predicciones:

- 1) El campo natural retiene gran parte de los nutrientes que son aportados por escorrentía proveniente de campos con agricultura.
- 2) A mayor cobertura del campo natural mayor es su capacidad de retención de nutrientes.
- 3) Existe aporte de nutrientes por parte del campo natural pero menor al de la pradera artificial.

METODOLOGÍA

1) Búsqueda y análisis bibliográfico

Se analizaron en forma exhaustiva publicaciones científicas vinculadas a la función de la vegetación riparia, y especialmente de los pastizales de cursos de agua de orden bajo, en la retención y remoción de nutrientes aportados de forma difusa por la agricultura. Se hizo énfasis en el análisis del diseño experimental utilizado para cuantificar dicho SE, en los mecanismos que determinan la remoción de nutrientes y en los valores de las tasas de retención y remoción estimados por dichos estudios, de forma de poder comparar con los datos a obtener por el presente proyecto. Asimismo, se realizó una búsqueda de bibliografía, protocolos de buenas prácticas y normativa que recomienden medidas para minimizar el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua.

2) Estimación experimental del SE provisto por el pastizal de retención y remoción de nutrientes aportados por la agricultura.

Se colocaron 12 parcelas de escorrentía de acuerdo a Perdomo et al. (2015) y Vadas et al. (2005) en un predio ubicado en la planicie media a alta de la Laguna de Rocha dentro del Paisaje Protegido (Figura 1). El sitio de estudio tiene una pendiente de 3.5 % y suelos que corresponden a la Unidad José Pedro Varela (MGAP, 1976). En el predio hay una pradera artificial que se cultivó por siembra directa en el año 2013, compuesta por achicoria (*Cichorium intybus*), trébol rojo (*Trifolium pratense*) y trébol blanco (*Trifolium repens*). En las zonas bajas adyacentes a cursos de agua intermitentes se desarrolla el campo natural, con especies de gramíneas nativas y algunas especies indicadoras de mayor humedad en suelo como redondita de agua (*Hydrocotyle*

bonariensis). La cobertura es del 100 % con un tapiz cerrado y de más de 10 cm de altura. El pastizal natural forma un cinturón que rodea a la pradera artificial en los bajos, actuando de interfase entre el cultivo y los cursos de agua intermitentes.

El diseño experimental contó con tres parcelas control en la zona de pradera artificial y tres parcelas control en la zona de pastizal. Las parcelas de tratamiento mixto fueron seis con el doble de longitud y superficie que las controles, abarcando una superficie igual de pradera artificial y de pastizal. De esta manera se abarcó la zona de transición entre el cultivo y la vegetación riparia. A tres de éstas parcelas se les cortó el pastizal con tijera simulando el efecto del pastoreo del ganado (Figura 2), manteniendo siempre una altura mayor a 5 cm de la vegetación.



Figura 1. Ubicación del área de estudio en el Paisaje Protegido Laguna de Rocha. El círculo anaranjado representa la ubicación de las parcelas de escorrentía.

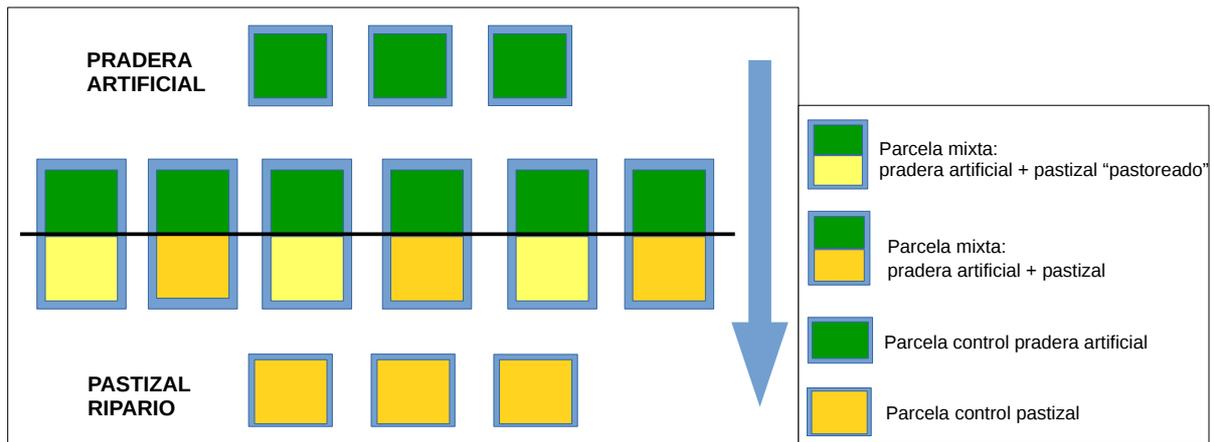


Figura 2. Esquema del diseño experimental. La flecha indica el sentido de la escorrentía (adaptado de Ruibal, 2014)

Las parcelas consistieron en un borde de chapa, enterrado 5 cm en el suelo y sobresaliendo 10 cm, delimitando una porción de suelo de 1.5 m x 1.5 m (controles) y 1.5 m x 3 m de largo (mixtas). El agua de escorrentía colectada durante la lluvia dentro de la parcela se vertió en dos baldes de 20 litros cada uno a través de un sistema de cañerías. El sistema contó con un contador de volumen para registrar el caudal excedente que no era retenido por los baldes. Los baldes se taparon para evitar el ingreso de agua de lluvia de forma directa. El área de las parcelas se cercó con alambrado eléctrico y de púas para evitar el ingreso de ganado.

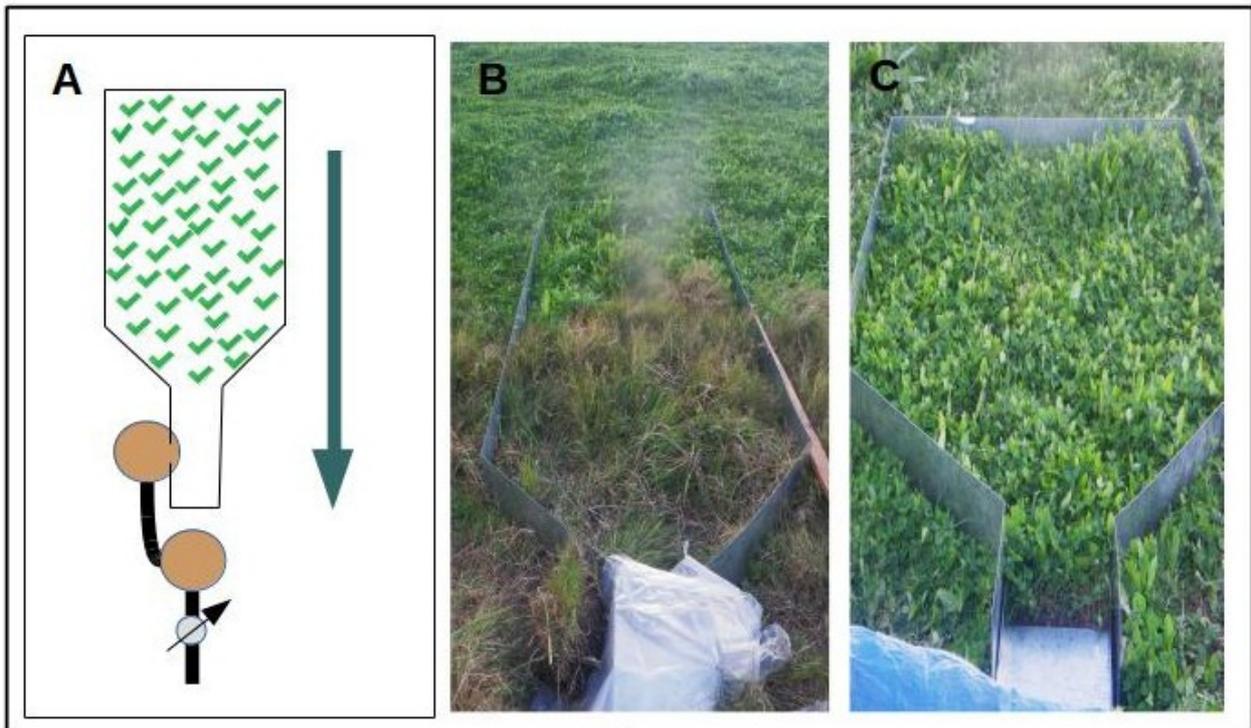


Figura 3. Sistema de parcelas. A) Esquema de parcela. La flecha indica el sentido de la pendiente. Los círculos marrones representan los baldes de recolección del agua de escorrentía. En la parte inferior del esquema se representa un medidor de volumen del agua que sale de los baldes. B) y C) Fotografías de parcela mixta y parcela con pradera artificial respectivamente.

Durante seis meses se muestreó el agua de cada parcela luego de cada evento importante de lluvias (> 30 mm), debido a que en estos eventos la escorrentía generada es suficiente para que los baldes colecten agua. El agua recogida en los baldes fue mezclada, se tomó una muestra y se congelaron para su preservación hasta realizar los análisis químicos de nutrientes en el laboratorio. Se analizaron los siguientes nutrientes: Fósforo total (PT; Valderrama, 1981 y Murphy & Riley, 1962), Nitrógeno total (NT; Valderrama, 1981 y Müller & Widemann, 1955), Nitrato (NO_3 ; Müller & Widemann, 1955), Nitrito (NO_2 ; Bendschneider y Robinson, 1952), Amonio (NH_4 ; Koroleff, 1970) y Fósforo reactivo soluble (PRS; Murphy & Riley 1962). También se cuantificaron los sólidos en suspensión (SS; APHA 1985), la materia orgánica asociada a los sólidos en suspensión por ignición (MOS; APHA 1985) y el sílice reactivo (Müllin & Riley, 1955).

Dado el dudoso funcionamiento de algunos contadores de flujo de las parcelas y la gran variabilidad de los datos de volumen de escorrentía obtenidos, se descartaron dichos datos. En su lugar se utilizaron datos para el cálculo del escurrimiento a través del método del Número de

Curva (USDA, 1985). Este modelo determina el valor de escurrimiento según la precipitación, grupo hidrológico del suelo, uso y tratamiento del suelo y cobertura (el modelo fue programado y cedido por Carlos Perdomo). Para este cálculo se utilizaron datos del registro pluviométrico obtenido de la estación meteorológica de Rocha del Instituto Nacional de Meteorología (INUMET).

El Número de Curva (NC(II)) es seleccionado de tablas disponibles según cada Grupo Hidrológico del suelo (Durán, 1997), uso y tratamiento del mismo y condición hidrológica (cobertura). Este valor NC(II) es corregido por la condición de humedad antecedente del suelo 5 días previos al evento de precipitación, según la estación en la que ocurre: NC(I) corresponde a la corrección por condición de humedad antecedente baja (suelo seco), mientras que NC(III) corresponde a la corrección por condición de humedad antecedente alta (suelo saturado) en los 5 días previos al evento considerado. Estos rangos de clasificación por condición de humedad antecedente dependen a su vez de la estación del año en que ocurre el evento de lluvia considerado. Las ecuaciones usadas se indican a continuación:

$$NC(I)=4,2 NC(II) / (10- 0,058 NC(II))$$

$$NC(III)=23 NC(II) / (10+ 0,13 NC(II))$$

Con los valores de NC se calcula la retención potencial máxima del suelo (S) para cada tipo de tratamiento (pastizal, pradera y mixta).

$$S = (25400/CN) -254$$

Con el valor de S y con el valor de precipitación (P) en mm se calcula la escorrentía superficial (Q) en mm, según la siguiente ecuación:

$$Q= (P- 0,2S)^2 / (P+ 0,8S)$$

De esta manera se estimaron valores de volumen de escorrentía para los tratamientos pradera artificial y pastizal, mientras que para las parcelas mixtas se realizó un promedio de los mismos, para cada uno de los eventos en los que se realizó muestreo de agua.

La carga de nutrientes se obtuvo multiplicando la concentración de nutrientes obtenida para cada parcela en cada evento de lluvia, por el volumen de escorrentía para ese tratamiento y evento

estimado por el método de NC. La carga acumulada de nutrientes se determinó mediante la suma de cargas para cada nutriente obtenida por parcela, a lo largo de todo el período estudiado, promediadas por cada tratamiento.

La diferencia entre la carga acumulada por parcelas de pradera artificial y el promedio de la carga acumulada por parcelas mixta y mixta cortada, se consideró como una medida de la retención de nutrientes. Ese valor pasado a porcentaje se denominó porcentaje de retención y fue calculado para SS, nutrientes totales y disueltos.

Para evaluar la significancia de la diferencia de biomasa y del aporte de nutrientes entre los tratamientos se procuró en primera instancia realizar Análisis de Varianza (ANOVA) de dos vías considerando los factores evento y tratamiento, y de una vía considerando los valores acumulados en cada tratamiento. Para ello se evaluó normalidad de las muestras a comparar (Test de Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Test de Bartlett). Estos supuestos se cumplieron solamente para los datos acumulados de N inorgánico disuelto. Para el resto de los casos se aplicó el Test de Kruskal-Wallis por cada evento, dado que este no requiere normalidad de las muestras y es suficientemente robusto a la heterocedasticidad (Zar, 1999; Daniel, 1993). Sin embargo estos análisis deben ser tomados con precaución dado que según Ruxton & Beauchamp (2008) este test asume igual distribución de las muestras, lo que implica homogeneidad de varianzas. Para los eventos en que el Test de Kruskal-Wallis encontró diferencias estadísticamente significativas se aplicó Test de Mann-Whitney para detectar diferencias entre pares de tratamientos. Los análisis se realizaron con R Commander versión 2.0-3 y SigmaPlot 12.0.

La biomasa total para cada tratamiento se estimó en 3 momentos a lo largo del período de estudio. Para ello se tomaron muestras de la vegetación adyacente a las parcelas de tratamiento en cuadrantes de 50 x 50 cm, donde la vegetación contenida en el cuadrante se cortó con tijera a ras del suelo. La biomasa cosechada se secó en estufa a 70-80 °C por 48 horas y se estimó el peso seco en g PS/m².

Se tomaron muestras de suelo con taladro, separando en los 7 cm más superficiales y los 7 cm siguientes, y se realizó análisis de P mediante la técnica de P Bray 1, al inicio y al final de los experimentos en la zona de pastizal y en la zona de pradera artificial.

3) Recomendaciones de manejo

A partir de los resultados experimentales y de la revisión bibliográfica se pudo estimar el efecto de los pastizales en la retención de nutrientes. A partir de ello se generaron algunas recomendaciones de manejo que permitirían realizar una producción de menor impacto sobre los cuerpos de agua, que se podrían incorporar a lo largo de toda la cuenca baja de la Laguna de Rocha.

RESULTADOS

1) Revisión bibliográfica

La gran mayoría de los artículos revisados buscan estimar o cuantificar el aporte de las zonas buffer a la retención de nutrientes que viajan por escorrentía superficial o subsuperficial y determinar un diseño de zonas buffer que maximice la retención o el filtrado de nutrientes y sedimentos.

Generalidades de las zonas buffer

Las zonas buffer (ZB) se definen como bandas de vegetación nativa o plantada ubicada pendiente abajo de cultivos o de instalaciones para producción animal como tambos o feedlots (Dillaha et al., 1988). Algunos autores agregan que son zonas de vegetación permanente en la interfase entre los campos y cuerpos de agua a los que estos drenan (Abu-Zreig et al., 2003). Por encontrarse en esta interfase pueden modificar, incorporar, diluir o concentrar sustancias antes de que ingresen al curso de agua (Osborne & Kovacic, 1993). Por ello funcionan como filtro para fuentes difusas de contaminación del agua (Magette et al., 1989; Deng et al., 2011). Ejemplos de ZB son el monte ribereño, los humedales y las praderas en zonas bajas. Algunos autores incluyen a los propios cultivos como ZB (Young et al., 1980).

Borin et al. (2009) se refieren a la “multifuncionalidad” de las ZB reconociendo una serie de funciones: la reducción de la escorrentía superficial por aumento de la infiltración del agua al suelo, reducción de la erosión, el filtrado y retención de nutrientes y sedimentos, el filtrado de residuos de pesticidas (Sabbagh et al., 2009) y la transformación a otras formas, el secuestro de carbono y la provisión de madera (fundamentalmente vinculado a montes riparios), y el valor paisajístico. Young et al. (1980) determinan efectos de retención del entorno de 70% de

microorganismos coliformes totales, fecales y estreptococos fecales. Karr & Schlosser (1978) reconocen como una función importante el mantenimiento de la temperatura del agua, generando una mayor estabilidad del sistema. Aumentos de la temperatura producen reducción del oxígeno disuelto, aumenta la solubilidad de algunos compuestos y aumenta la liberación de nutrientes desde los sedimentos. Por otra parte se les atribuye un gran valor para la conservación de la biodiversidad, dado que proveen heterogeneidad de hábitats a nivel de cuenca (Cole et al., 2008; McCracken et al., 2012).

Diseños de muestreo para la evaluación de la eficiencia de la ZB para reducir nutrientes

En general los diseños metodológicos más usados comparan concentración, volumen de escorrentía y carga de nutrientes o sedimentos (determinada por el producto de concentración y volumen de escorrentía). Los diseños para la obtención de estos datos dependen del tipo de nutriente analizado. El fósforo es un nutriente muy poco soluble, que en su mayor parte está unido a pequeñas partículas del suelo, constituyendo el fósforo particulado. Una menor parte se desplaza en forma disuelta como fósforo reactivo soluble (PRS). Esto determina que el fósforo mayormente va a transportarse unido a partículas, por lo que se lo analiza en agua que escurre superficialmente. El nitrógeno a diferencia del fósforo, se encuentra en gran parte disuelto, en sus formas de amonio (NH_4), nitrito (NO_2) y nitrato (NO_3). Por ello una gran parte del mismo se desplaza en forma disuelta, lo que le permite infiltrar el suelo y alcanzar el agua subsuperficial y profunda (Naiman et al, 2005).

En algunos trabajos, para la colecta de muestras de agua subsuperficial se utilizaron lisímetros, dispositivos que van enterrados en el suelo a diferentes profundidades y se llenan por el agua que se infiltra a través del mismo. Otros dispositivos utilizados son los piezómetros, que permiten la colecta de agua profunda, mayor a 120 cm (Osborne & Kovacic, 1993). Estas formas de colecta de agua están asociados a trabajos que fundamentalmente se centran en el nitrógeno. Por otra parte, trabajos enfocados en transporte de fósforo y sedimento, aunque también nitrógeno, se asocian a colecta de agua superficial, sea mediante sistemas de parcelas, colectores, sifones, e incluso cuencas aforadas (Smith, 1989; Pote et al., 1996; Al-wadaey et al., 2012; Zhou et al., 2014).

Para obtener los datos del volumen de escorrentía se utilizan principalmente sistemas de contadores que registran el volumen de escorrentía propiamente. Otros estiman la escorrentía a partir de modelos a los que se les incorporan datos de precipitación, pendiente y humedad antecedente del suelo (Lowrance et al., 1983). Varios trabajos revisados utilizan simulación de

lluvias. De esta manera controlan el volumen, la intensidad y la frecuencia de “lluvia” (Young et al., 1980; Blanco-Canqui et al., 2004). En otros casos se riegan las parcelas de escorrentía con agua y el agregado de nutrientes, suelo o estiércol (Dillaha et al., 1988; Magette et al., 1989; Abu-Zreig et al., 2003; Deng et al., 2011). Esto les permite controlar la concentración o la carga de entrada al sistema.

Cuando se diseñan ZB el área de drenaje va desde parcelas de unos pocos metros hasta cuencas de varias hectáreas. El ancho de la ZB varía entre 2 a 50 m. El tipo de vegetación utilizada como buffer va desde bosque ripario, pastizales, cultivos, humedales, variando la cobertura (densidad) y la altura. La pendiente de los predios estudiados varía de 0 a 26%. También es considerado el tipo de suelo.

Algunos autores usan como variable no solamente el ancho de la ZB, sino también la relación del ancho de la ZB respecto al área de drenaje o al área de la cuenca (1.1 a 20 %). En algunos casos las parcelas “control” fueron parcelas desnudas y en otros con vegetación. Como mencionamos anteriormente otros factores que variaron fueron la tasa de flujo, la frecuencia de “lluvias” y el aporte de nutrientes.

Eficiencia de las ZB

La Tabla 1 muestra un resumen de los trabajos considerados, donde se estudia el porcentaje de retención de diferentes nutrientes según la fuente de los mismos y características de las ZB. Es de destacar que solamente el trabajo realizado por Al-wadaey et al (2012) indica el nivel de P en suelo (P Bray1 180 ppm). En la gran mayoría de los trabajos revisados se aplican fertilizantes o estiércol como fuente de nutrientes.

Los trabajos más antiguos vinculados al tema se enfocan especialmente en el rol de la vegetación en la retención de sedimentos. Wilson (1967) mediante el uso de parcelas de escorrentía de 300 m y 150 m de largo a las que les vertió agua con una carga de sedimentos conocida, determinó que la retención de sedimentos realizada por pasto bermuda fue del 95 al 98%. La retención se reduce a mayor tasa de flujo, a mayor pendiente, y es aumentada a mayor ramificación de la vegetación. La longitud de la parcela (ancho de la ZB) es importante para el tamaño de sedimento que se pretenda retener: arena y limo se retienen con menor distancia, mientras que para la retención de las arcillas se requiere una distancia mayor.

Young et al. (1980) describen la eficiencia de diferentes cultivos, utilizados como ZB para la

retención de nutrientes, sólidos totales y microorganismos provenientes del agua de escorrentía de feedlots. La mayor eficiencia en la retención se describe para cultivos de maíz, para sólidos totales, NT y PT, y los coliformes totales y fecales se redujeron un 70%. A mayor longitud recorrida encuentran una mayor retención con reducción de la concentración de nutrientes y de coliformes, proponiendo que para una pendiente de 4% la longitud necesaria para mantener en valores aceptables estos parámetros es de 36 m. Por otra parte encontraron que los buffers diseñados con plantación de sorgo y de avena si bien retuvieron algunos nutrientes, aportaron NO₃ al agua de escorrentía proveniente del feedlot. Este resultado podría ser de interés al momento de diseñar una ZB a implantar.

Varios trabajos realizados desde mediados de los 70 a mediados de los 80 se centraron en entender el efecto de las ZB riparias en la retención de nutrientes provenientes de campos agrícolas, haciendo especial hincapié en sus efectos sobre algunas formas de N. En un estudio a nivel de cuenca estimaron que el 96% del agua proveniente de la parte alta llega al curso de agua como flujo subsuperficial, mientras que solamente el 4% lo hace por vía superficial. Las zonas riparias actuarían como sumidero de nutrientes, antes de que alcanzaran los cursos de agua. Realizando un balance de nutrientes antes, en la zona riparia y en el curso de agua determinaron que la mayor retención se daba para el N (68%), seguida del Ca, P y Mg, mientras que el K y Cl se mantenían balanceados. Una pequeña porción del P se trasladó via subsuperficial (4%). El N provenía fundamentalmente de los campos cultivados (85%). Por otra parte, las formas de N en el agua predominaron en forma diferente según el uso del suelo; desde los cultivos la forma predominante fue NO₃ (85%), en pasturas predominó el N orgánico (60%), seguido del NH₄ (31%) y luego de pasar por las ZB predominó el N orgánico (80%) (Lowrance et al 1983; Lowrance et al 1984; Lowrance 1989).

Peterjohn & Correll (1984) encontraron efectos similares en la retención de nutrientes por parte de las ZB riparias de nutrientes provenientes de campos con cultivo de maíz. El 89% del N es retenido por el bosque ripario. Se proponen como procesos implicados la incorporación a la biomasa y la desnitrificación o remoción biológica. Esta última estudiada utilizando la relación entre NO₃/Cl (Lowrance et al 1984).

autores	fuelle de nutrientes	vegetación ZB	ancho ZB (m)	Pendiente (%)	Retención (%)	duración	Nivel de P y N en suelo
Abu-Zreig et al (2003)	Simulación de lluvia aplicando mezcla de suelo y agua	Ryegrass, festuca y especies nativas	2 5 10 <u>15</u>	2, 3 y 5	carga de PT 79	Experimentos de simulación	solución de escorrentía contiene: PT 2.37 mg L ⁻¹ PO ₄ 0.15 mg L ⁻¹
Al-wadaey et al (2012)	Lluvia en microcuencas	Festuca	Relación área de drenaje/área de filtro: 0 -1.1 - <u>4.3</u> %	5.5	V escorrentía 79 Carga sedim 84 PRS 66 P part 82	2 años	P Bray1 180 ppm
Blanco-Canqui et al (2004)	Simulación de lluvia sobre 8m de barbecho continuo	Festuca y especies nativas "Grass barriers"	8	5	V escorrentía 18 Carga sedim 92 Carga de PO ₄ , NH ₄ , NO ₃ , PT, Norgánico 70	Experimentos de simulación	24 hs antes de la simulación de lluvia aplican fertilizante granulado en la zona fuente: N 80 Kg Ha ⁻¹ P 35 Kg Ha ⁻¹ K 66 Kg Ha ⁻¹
Daniels & Guillian (1996)	Lluvia en microcuencas de uso agrícola	Festuca y riparia	0-20	4-15	Sedim 60-90 PT 60 NT 35-60 NO ₃ 50-90	2 años	-
Deng et al (2011)	Simulación de lluvia aplicando mezcla de agua, sedimento y nutrientes	Herbáceas nativas y arbustos	10 15	2	V escorrentía 86 Carga de SS 89 Carga PT 85 Carga NT 70	Experimentos de simulación	Solución de escorrentía contiene: SS 1500 a 3000 mg L ⁻¹ PT 1000 a 1900 mg L ⁻¹ NT 5400 a 7800 mg L ⁻¹
Dillaha et al (1988)	Simulación de lluvia sobre feedlot simulado de 5x18m	Festuca	0 4.6 9.1	5,11,16	Sediment 81-91 PT 58-69 NT 64-74	Experimentos de simulación	Aplican estiércol en la zona desnuda de las parcelas: 7500 Kg Ha ⁻¹
Fogle et al (1994)	Simulación de lluvia sobre parcelas de erosión de 22m	Festuca y otros	4.57 <u>9.14</u> 13.72	9	V escorrent 97 masa de atrazina 99.8 PRS y NO ₃ 98 NH ₄ y sedim 99,7	Experimentos de simulación	Sobre las parcelas de erosión aplican: N 170 Kg Ha ⁻¹ P ₂ O ₅ 44 Kg Ha ⁻¹ Atrazina 2.24 Kg Ha ⁻¹
Smith (1989)	Lluvia en microcuencas de uso ganadero	Festuca, paspalum, ryegrass	10-13	26	V escorrent 87 SS 84 P part 80 N part 85 PRS 55 NO ₃ 67	22 meses	El primer año las pasturas fueron fertilizadas con P 45 Kg Ha ⁻¹
Young et al (1980)	Simulación de lluvia sobre feedlot	Maíz, festuca, avena y sorgo	36	4	V escorrent 67 sólidos 79 NT 84 PT, NH ₄ y PO ₄ 83	Experimentos de simulación	En el primer año llegan 2000 Kg Ha ⁻¹ de sedimentos, el segundo año llegan 4000 Kg Ha ⁻¹
Zhou et al (2014)	Lluvia en microcuencas con uso agrícola (rotación de soja y maíz)	Pradera nativa y pastizales "Grass barriers"	37-78	6-10	Carga NT 84 Carga PT 90 Carga NO ₃ 67	5 años	En 2 años se fertilizó el maíz con: NH ₃ 135 Kg Ha ⁻¹ y 185 Kg Ha ⁻¹ y PO ₄ 112 Kg Ha ⁻¹

Tabla 1. Resumen de los estudios previos sobre retención de nutrientes en ZB (en los casos en que se usaron varios anchos de ZB se subrayan el ancho al que corresponde el porcentaje de retención mostrado en la tabla).

Osborne & Kovacic (1993) compararon el efecto de las ZB de pastizal vs. bosque ripario en la retención de nutrientes. Estimaron una mayor retención de NO₃ por parte del bosque ripario, mientras que los pastizales serían mejores para la retención de P. Sin embargo, la retención de P por el monte ripario podría aumentarse con ciertas formas de manejo como la tala selectiva.

Daniels & Gilliam (1996) describen una alta variabilidad en la reducción de nutrientes mediante el uso de ZB de pastizal y riparias, con mayor retención de totales que disueltos. Sin embargo, la retención de NO₃ fue del 50 al 90%, en un buffer de 7 m. Destacan una reducción de la eficiencia cuando se producen tormentas grandes, volviéndose necesario que los grandes flujos sean dispersados, para que se reduzca la velocidad de flujo y pasen a un modo de circulación laminar.

Abu-Zreig et al (2003) estudiaron la eficiencia de diferentes pasturas en atrapar P, mediante parcelas con simulación de lluvia con carga conocida de P. Esta eficiencia aumenta con la longitud del buffer y es más importante en los primeros 10 m. La mayor retención se da a menor tasa de flujo. Para la retención de un mismo porcentaje de P se requieren 5 m de pastizal nativo o 10 a 15 m de festuca asociada a trébol. Esta mayor eficiencia del pastizal se asocia a un mayor porcentaje de cobertura.

Algunos trabajos estudian la importancia de la relación entre el área de drenaje y el área de las ZB. Zhou et al. (2014) en un trabajo a nivel de cuencas estudiaron el efecto de 10 y 20 % del área con ZB respecto al área de drenaje, con varias distribuciones espaciales. Estos autores encontraron diferencias significativas para el volumen de escorrentía, carga de sedimentos y nutrientes entre cuencas con y sin ZB, no así entre los diferentes tratamientos de ZB.

En algunos casos se asocia a las ZB implantadas, cinturones de pastizal de muy alta densidad, de menor ancho (1.2 m), perennes, nativos, que reducen la llegada de nutrientes y agua de escorrentía a las mismas, mejorando su eficacia. Estas promueven una mayor infiltración, así como deposición de suelo y materia orgánica, a la vez que resultan en alternativas menos costosas (Blanco-Canqui et al., 2004; Zhou et al., 2014).

Al-wadaey et al (2012) a nivel de parcelas utilizaron relaciones de ZB de 0, 1.1 y 4.3 % respecto al tamaño del área de drenaje. Estos trabajos no encontraron diferencias significativas entre concentraciones para los distintos tratamientos. Sin embargo, sí encontraron diferencias significativas a nivel de la carga de nutrientes. Esto se debe en gran parte al efecto de las ZB en la reducción del volumen de escorrentía (Zhou et al 2014). Al-wadaey et al (2012) obtuvieron una

reducción del volumen de escorrentía del 64 % cuando la relación área de ZB/ área de drenaje fue del 4.3 % y del 39 % cuando esta relación fue de 1.1 %.

Encontramos una gran variabilidad a nivel del tamaño de las parcelas de estudio desde parcelas de unos pocos metros cuadrados, hasta estudios al nivel de cuencas. Algunos autores plantean la discusión de la escala de aproximación al problema. Generalmente pequeñas parcelas de campo proveen condiciones uniformes eliminando la heterogeneidad debida a factores topográficos, de suelo, de cobertura de superficie y clima, permitiendo hacer generalizaciones y modelar (Bormann et al., 2012; Al-wadaey et al., 2012). Otros argumentan que las cuencas son heterogéneas en cuanto a topografía, tipo de suelo y que por lo tanto algunos procesos hidrológicos importantes para el transporte de suelo y nutrientes a escala de cuencas pueden no ser evidentes a escala de parcelas, como el flujo subsuperficial, interacción entre agua superficial y profunda y fluctuación de la napa freática, así como flujos preferenciales de agua. En este sentido plantean que resultados obtenidos sobre la eficacia de ZB a escala de parcela no necesariamente son extrapolables a escala de cuencas (Zhou et al., 2014).

En resumen, de la revisión bibliográfica se desprende que existe una alta retención de sedimentos y nutrientes por las ZB, aunque con alta variabilidad. Para que esto se cumpla es determinante la tasa de flujo y el pasaje a flujo laminar. En los primeros metros se retienen los sedimentos más gruesos. El P como va asociado a fracciones más pequeñas, se desplaza mayor distancia, por lo que requiere una mayor longitud de la ZB que para la retención de sedimentos. Los bosques riparios tienen mayor retención de N, principalmente NO_3 . Los pastizales son más efectivos para retener P. Esto va asociado al largo de la ZB, pero también al porcentaje de cobertura. En varios trabajos no observaron diferencia de concentración de nutrientes entre tratamientos, pero sí a nivel del volumen de escurrimiento, lo que determina una reducción importante de la carga de sedimentos y nutrientes. Está en discusión la posibilidad de generalizar resultados obtenidos a escala de parcela para tomar decisiones a nivel de cuencas.

2) Estimación del aporte de nutrientes en las parcelas de escorrentía

Los resultados del análisis de P en suelo (P Bray 1) al inicio del trabajo de campo fueron 5 ppm en la zona de pastizal y 7 ppm en la zona de pradera.

La biomasa total al inicio del estudio presentó valores similares entre tratamientos, del entorno de 50 g/m² (Figura 4). A partir de entonces se observó un aumento de la biomasa total para todos los

tratamientos, pero el crecimiento fue mayor para la pradera artificial y menor para el pastizal. La parcela mixta presentó un valor intermedio o cercano al de pastizal, pero en el caso de la parcela mixta cortada el valor final de biomasa total fue menor al de pastizal.

Las diferencias entre tratamientos en el mes de octubre resultaron estadísticamente significativas ($p < 0.05$), mientras que en agosto y diciembre resultaron no significativas (Test de Kruskal-Wallis). De la comparación de tratamientos en el mes de octubre la biomasa de la pradera artificial resultó estadísticamente diferente a la de pastizal y a la parcela mixta cortada, la parcela mixta cortada diferente a la mixta ($p < 0.05$) y la parcela mixta a la de pastizal ($p < 0.001$) (Mann-Whitney).

Si bien en diciembre la biomasa de pradera artificial resultó mayor que la de pastizal, es de destacar que la gran mayoría de la biomasa se encontraba dispuesta en altura con baja cobertura a ras del suelo, mientras que el pastizal se disponía con mucho mayor densidad desde la superficie del suelo.

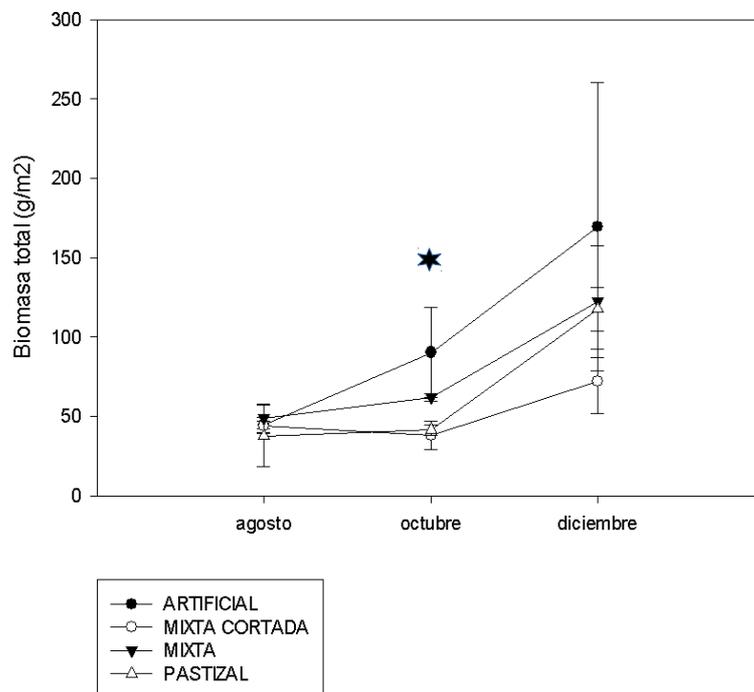


Figura 4. Biomasa total de la vegetación en el período de estudio. El asterisco indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) en uno de los tratamientos respecto al resto.

Todos los eventos de lluvia analizados tuvieron un volumen de escorrentía suficiente para coleccionar agua en los baldes. Sin embargo, el volumen de escorrentía estimado mediante el método del Número de Curva mostró valores de 0 Im^{-2} para los eventos registrados en julio y agosto, mientras que en el resto de los eventos de lluvia el modelo cuantificó escorrentía. Las parcelas mixtas con y sin “pastoreo” tuvieron valores de escorrentía intermedios respecto a las parcelas control.

Mes	Jul18	Ago3	Set11	Set16	Oct17	Nov4	Dic3
Precipitación (mm)	16	34	40	89	18	56	52
Escurrimiento pastizal (Im^{-2})	0	0	4	29	0	2	2
Escurrimiento pradera artificial (Im^{-2})	0	0	9	41	1	7	8
Escurrimiento mixtas (Im^{-2})	0	0	6,5	35	0,5	4,5	5

Tabla 2. Volumen de escorrentía calculado según el método del Número de Curva en Im^{-2} para cada uno de los eventos de lluvia analizado.

Sólidos en suspensión y nutrientes totales

Concentración

En general, se observó una gran variabilidad evento a evento y no se observaron diferencias notorias entre tratamientos para concentración de SS, PT y NT.

Los SS presentaron una menor concentración media en las parcelas mixtas, y en todos los eventos excepto en julio, las parcelas con pastizal presentaron mayor concentración media de SS que en la pradera artificial. Se observó una reducción de las concentraciones medias y desvíos para todos los tratamientos en los meses de octubre a diciembre (Fig. 5). En los eventos correspondientes a julio, octubre y noviembre se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En el mes de julio las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre los tratamientos mixta cortada y mixta, en octubre entre pradera artificial y pastizal, en noviembre entre pradera artificial y pastizal, así como entre mixta cortada y mixta ($p < 0.05$). En octubre las diferencias entre parcela mixta y pastizal resultaron estadísticamente significativas ($p < 0.001$) (Mann-Whitney).

La concentración de PT en los eventos de julio y agosto fue similar entre tratamientos. En los dos eventos de setiembre se observaron valores elevados de PT pero con alta variabilidad entre tratamientos. En los últimos tres eventos la concentración fue mayor en la pradera artificial, seguida de mixta cortada y pastizal. Las parcelas mixtas en los tres eventos mostraron valores

medios menores que en la pradera artificial. Las concentraciones medias obtenidas para el NT mostraron un perfil similar a las de PT, pero con valores un orden de magnitud mayores. El Índice de correlación de Pearson fue de 0.9.

La concentración de PT y de NT no mostraron diferencias significativas entre tratamientos analizados dentro de cada evento de lluvia (Kruskal-Wallis).

La concentración de SS mostró una correlación lineal positiva baja con la concentración de PT (índice de Pearson de 0.268), mientras que prácticamente no mostró correlación lineal con la concentración de NT (índice de Pearson 0.094).

Los valores elevados de NT y PT registrados en setiembre coinciden con lluvias importantes y alta humedad antecedente.

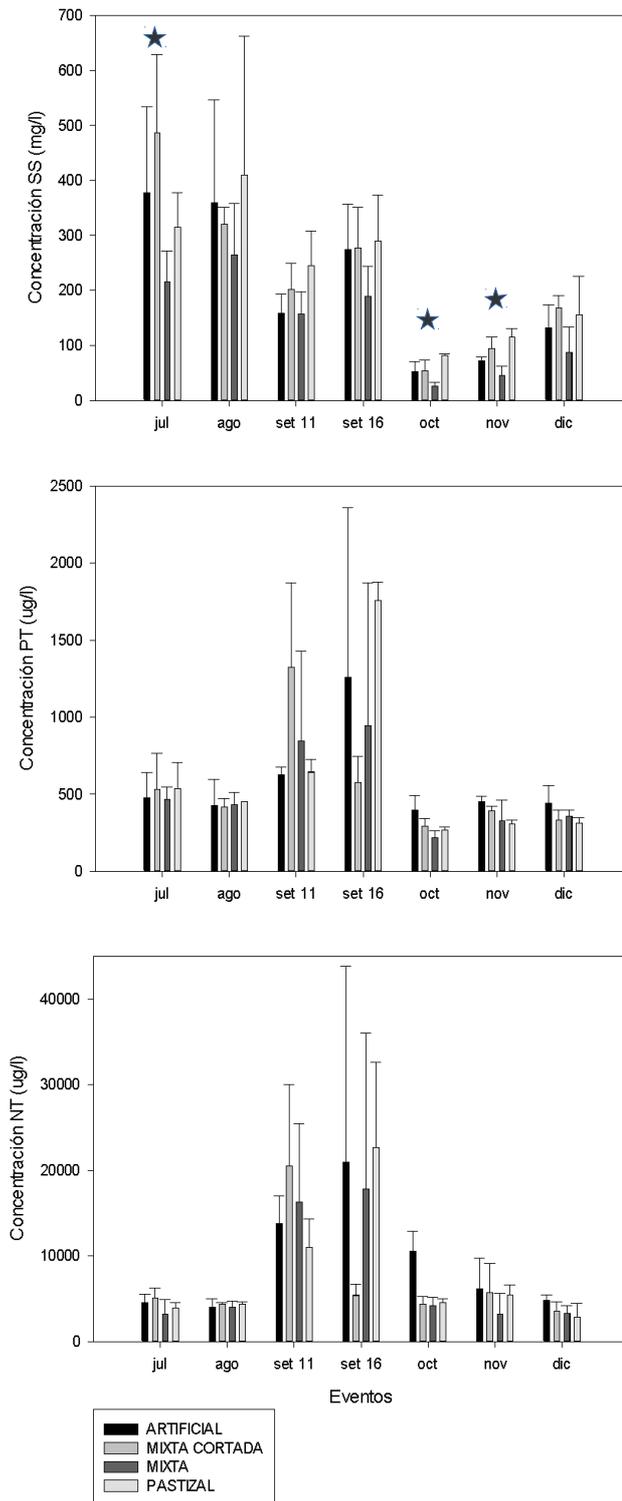


Figura 5. Concentración media y desvío estándar de SS, PT y NT para los 7 eventos de precipitación analizados, en los que se colectó agua. Los asteriscos indican eventos en los que uno de los tratamientos mostró diferencias estadísticamente significativas respecto al resto.

Carga de SS y nutrientes totales

En los eventos de julio y agosto se observa carga 0 para los tres gráficos dado que el volumen de escorrentía estimado por el modelo del Número de Curva fue 0 lm^{-2} . La carga de SS fue siempre mayor en la pradera artificial, seguida de la parcela mixta cortada, mixta y pastizal. Las parcelas de pastizal presentaron menor carga de SS que las parcelas de mixta cortada. En los eventos de setiembre y noviembre la carga de SS fue mayor en el pastizal que en parcelas mixtas. Se observaron valores más elevados para el evento del 16 de setiembre, en el que se registraron precipitaciones de 89 mm (Fig. 6).

La carga de SS mostró diferencias significativas entre tratamientos en los eventos de octubre noviembre y diciembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En el mes de octubre las diferencias fueron significativas entre pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal, y mixta y pastizal ($p < 0.05$). En el mes de noviembre las diferencias resultaron significativas entre pradera artificial y mixta, mixta cortada y mixta y entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$), así como entre pradera artificial y pastizal ($p = 0.001$). En el mes de diciembre resultaron estadísticamente diferentes los tratamientos pradera artificial y pastizal y, mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$) (Mann-Whitney).

La carga estimada de PT y NT mostró valores mayores en la parcela con pradera artificial que en la de pastizal. Para los eventos de los meses de octubre, noviembre y diciembre la carga de PT y NT de las parcelas mostró un descenso desde pradera artificial, mixta cortada, mixta y pastizal. Nuevamente se observaron valores de carga bastante mayores para el evento del 16 de setiembre y con alta variabilidad.

La carga de PT mostró diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de octubre, noviembre y diciembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En el mes de octubre resultaron estadísticamente diferentes los tratamientos pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal ($p < 0.05$), así como mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$) y mixta y pastizal ($p = 0,001$). En el mes de noviembre las diferencias fueron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta ($p < 0.05$), pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$). En el mes de diciembre las diferencias fueron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y mixta, mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$), y entre mixta y pastizal ($p < 0.001$) (Mann-Whitney).

La carga de NT mostró diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de octubre y diciembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En octubre las diferencias fueron significativas entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, mixta y pastizal ($p < 0.05$) y entre mixta cortada y pastizal ($p = 0.001$). En diciembre las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, mixta cortada y pastizal, mixta y pastizal ($p < 0.05$), y entre pradera artificial y pastizal ($p < 0.001$) (Mann-Whitney).

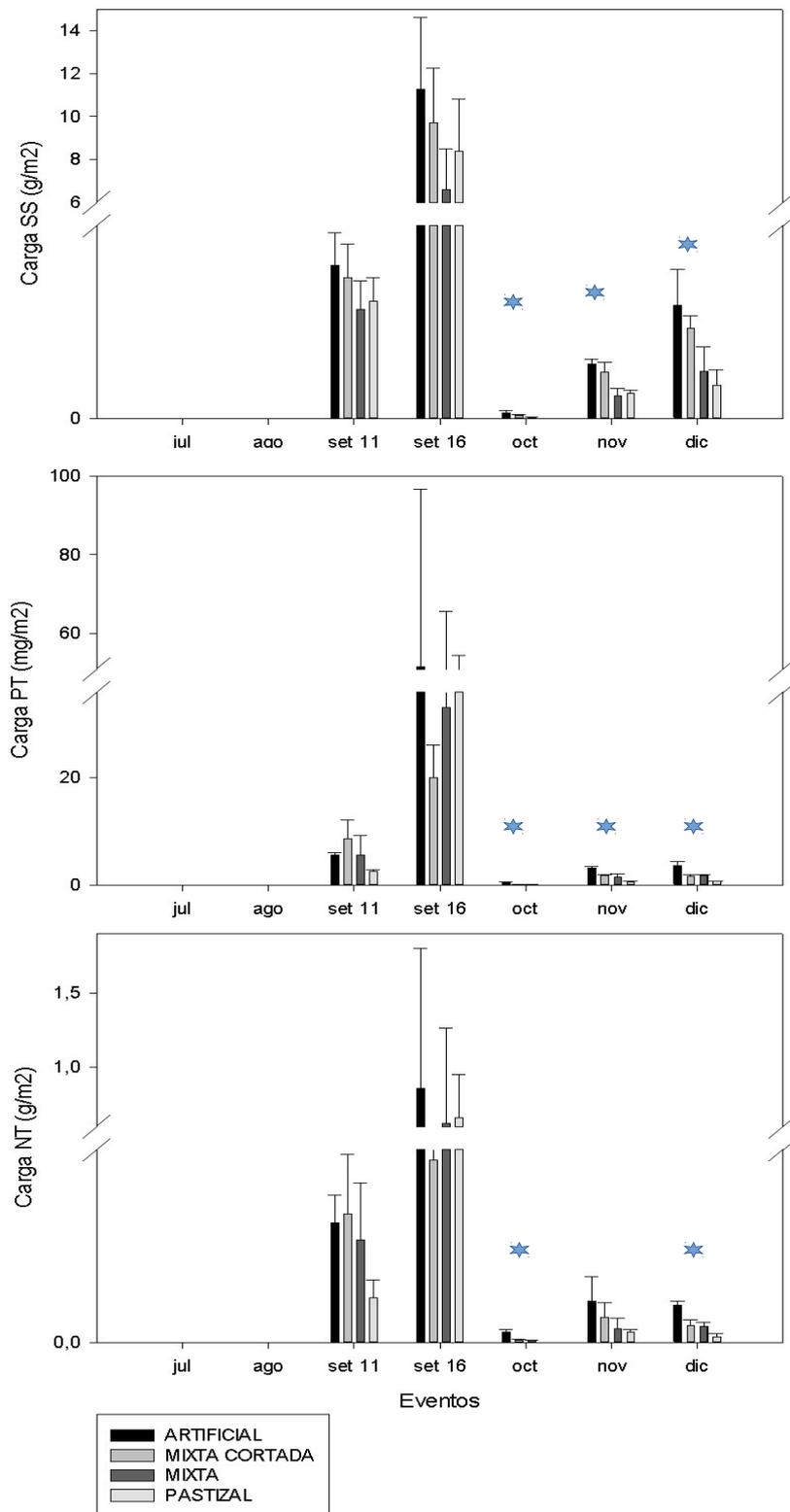


Figura 6. Carga de SS, PT y NT para los 5 eventos de precipitación en que el método del Número de Curva estimó escorrentía. Los asteriscos indican eventos en los que uno de los tratamientos resultó estadísticamente diferente al resto.

Carga acumulada de SS y nutrientes totales

Los SS mostraron una carga acumulada promedio mayor en la pradera artificial, seguida de la parcela mixta cortada, pastizal y mixta (Fig. 7). La retención de SS para el período estudiado fue de 28 %.

El PT presentó un valor mayor de carga acumulada promedio en la parcela de pradera artificial, seguido de pastizal, mixta y mixta cortada. La retención de PT para el período estudiado fue de 42 %.

El NT mostró un valor mayor de carga acumulada promedio para pradera artificial, seguido de mixta, pastizal y por último mixta cortada. Tanto para PT como para NT la carga acumulada promedio para pradera artificial y parcela mixta mostraron desvíos estándar más altos que el resto de los tratamientos. La retención de NT para el período estudiado fue de 47 %.

Las diferencias de carga acumulada de SS, PT y NT entre tratamientos resultaron estadísticamente no significativas (Kruskal-Wallis).

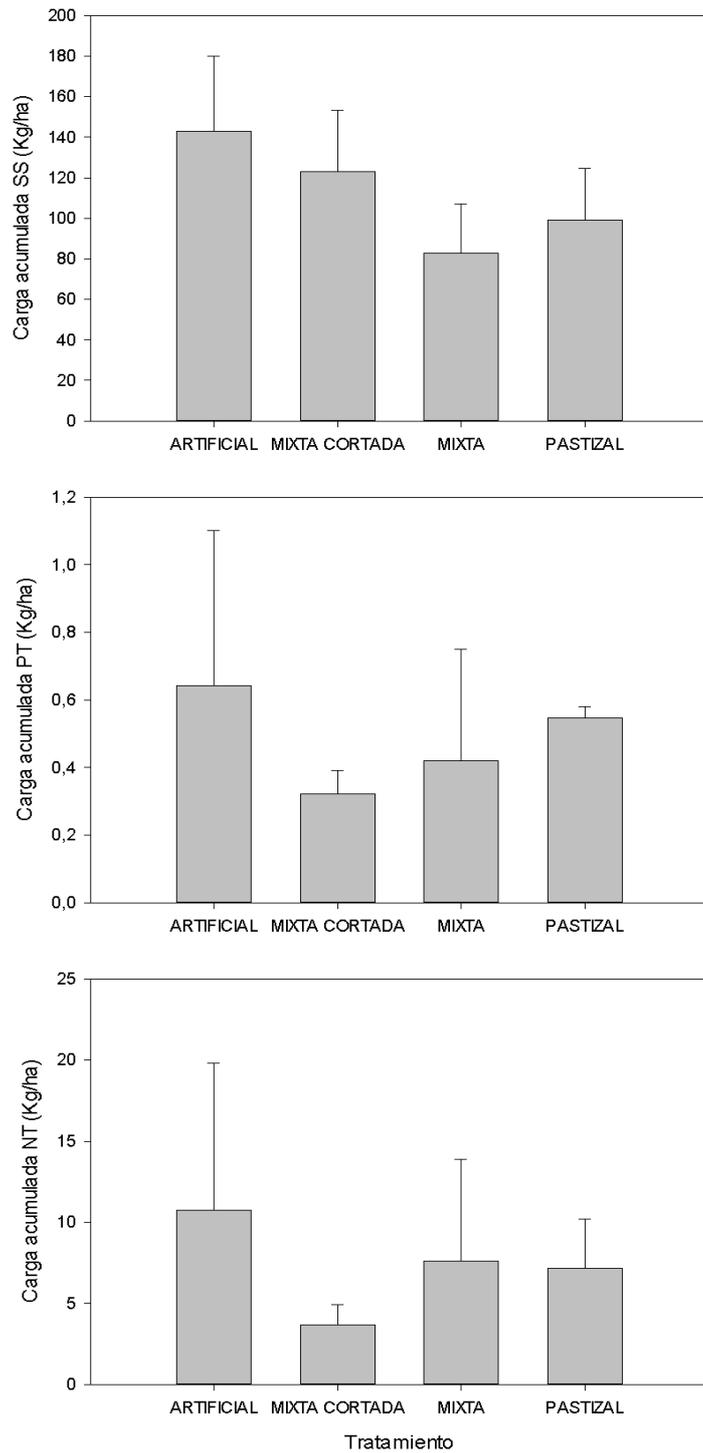


Figura 7. Carga acumulada de SS, PT y NT para el período de estudio. Se indica la media y el desvío estándar de cada tratamiento.

Nutrientes disueltos

Concentración de nutrientes disueltos

El PO₄ no mostró un patrón definido, si bien para los eventos de octubre, noviembre y diciembre la concentración promedio es más alta para pradera artificial, seguido de parcelas mixtas y luego pastizal (Fig. 8). El análisis de correlación de concentraciones de PO₄ y PT mediante el índice de Pearson mostró un valor de 0.95.

El NO₃ en los eventos de lluvia de setiembre a diciembre presentó una concentración mayor en la pradera artificial que en el pastizal, siendo las parcelas mixtas variables pero siempre menores que la pradera artificial.

El NO₂ en 4 de los 7 eventos de lluvia registrados mostró una concentración más alta en la pradera artificial que en el pastizal, las parcelas mixtas fueron muy variables, pero generalmente tuvieron valores intermedios.

El NH₄ en los eventos de setiembre a diciembre mostró una concentración mayor en la pradera artificial que en el pastizal, las parcelas mixtas fueron muy variables, pero con valores más altos en mixta que superó incluso a la pradera artificial.

El análisis de correlación de Pearson de concentración de NT y la suma de las concentraciones de las formas inorgánicas disueltas de N (NID) resultó en un índice de correlación de 0.56. El NH₄ fue la forma disuelta que mejor se correlacionó con el NT y mostró un índice de correlación de 0.58.

Las diferencias de concentración de los nutrientes disueltos entre tratamientos dentro de cada evento de lluvia resultaron estadísticamente no significativas, excepto el NO₃ en el evento del 11 de setiembre y el NH₄ en el evento de noviembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis).

El NO₃ en el evento del 11 de setiembre mostró diferencias significativas entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$). El NH₄ en el evento de noviembre mostró diferencias estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal, y mixta y pastizal ($p < 0.05$) (Mann-Whitney).

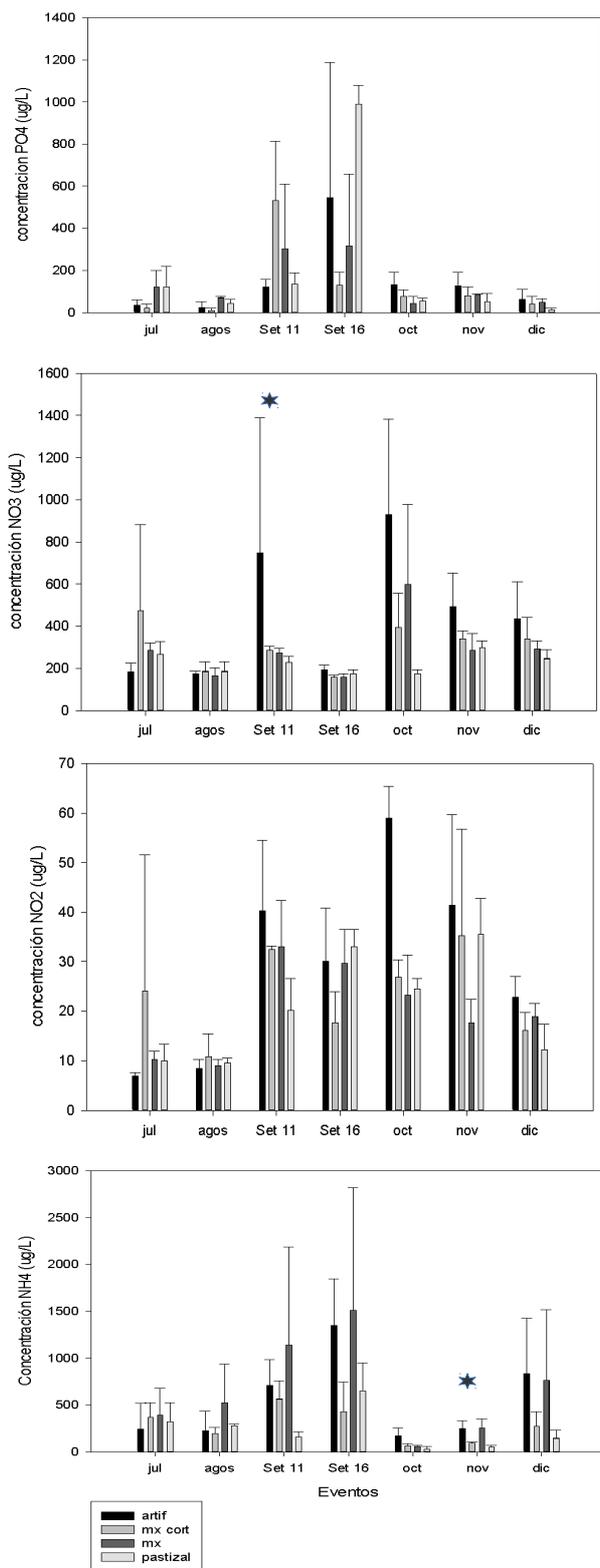


Figura 8. Concentración media y desvío estándar de PO4, NO3, NO2 y NH4 para los 7 eventos de precipitación analizados, en los que se colectó agua. Los asteriscos indican eventos en los que uno de los tratamientos resultó estadísticamente diferente al resto.

Carga de nutrientes disueltos

El PO₄ mostró variabilidad de la carga evento a evento, con valores mucho mayores para el evento de mayor precipitación registrado en el período (set 16). Para los eventos de octubre, noviembre y diciembre se observó una carga media mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas y por último pastizal (Fig. 9). Los eventos de octubre y noviembre mostraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En octubre las diferencias resultaron significativas entre pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, y entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$). En noviembre las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y pastizal, y entre mixta y pastizal ($p < 0.05$) (Mann-Whitney).

El NO₃ y el NO₂ presentaron en general una carga media mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixtas y por último la de pastizal. El NO₃ mostró diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de setiembre 11, octubre, noviembre y diciembre ($p < 0.05$). El NO₂ mostró diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de setiembre 11, octubre y diciembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis).

La carga de NO₃ en el evento del 11 de setiembre mostró diferencias estadísticamente significativas entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$) y entre mixta y pastizal ($p = 0.001$). En octubre las diferencias fueron significativas entre pradera artificial y mixta cortada, entre artificial y pastizal y entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$). En noviembre las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, artificial y mixta, artificial y pastizal, mixta y pastizal ($p < 0.05$) y entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$). En diciembre fueron significativas entre pradera artificial y pastizal, entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.05$) y entre mixta y pastizal ($p = 0.001$) (Mann-Whitney).

La carga de NO₂ en el evento del 11 de setiembre resultó estadísticamente diferente entre pradera artificial y pastizal, y entre mixta y pastizal ($p < 0.05$). En octubre resultó estadísticamente diferente entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$) y entre mixta y pastizal ($p < 0.05$). En diciembre las diferencias fueron entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y mixta, mixta cortada y pastizal, mixta y pastizal ($p < 0.05$), y entre pradera artificial y pastizal ($p = 0.001$) (Mann-Whitney).

El NH₄ presentó en general una carga media mayor en la pradera artificial, seguida de la mixta, mixta cortada y menor en el pastizal. Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para los eventos de octubre y noviembre ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). En octubre las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y

mixta, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal y entre mixta y pastizal ($p < 0.05$). En noviembre mostró diferencias estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada, pradera artificial y pastizal, mixta y pastizal ($p < 0.05$) y entre mixta cortada y pastizal ($p < 0.001$) (Mann-Whitney).

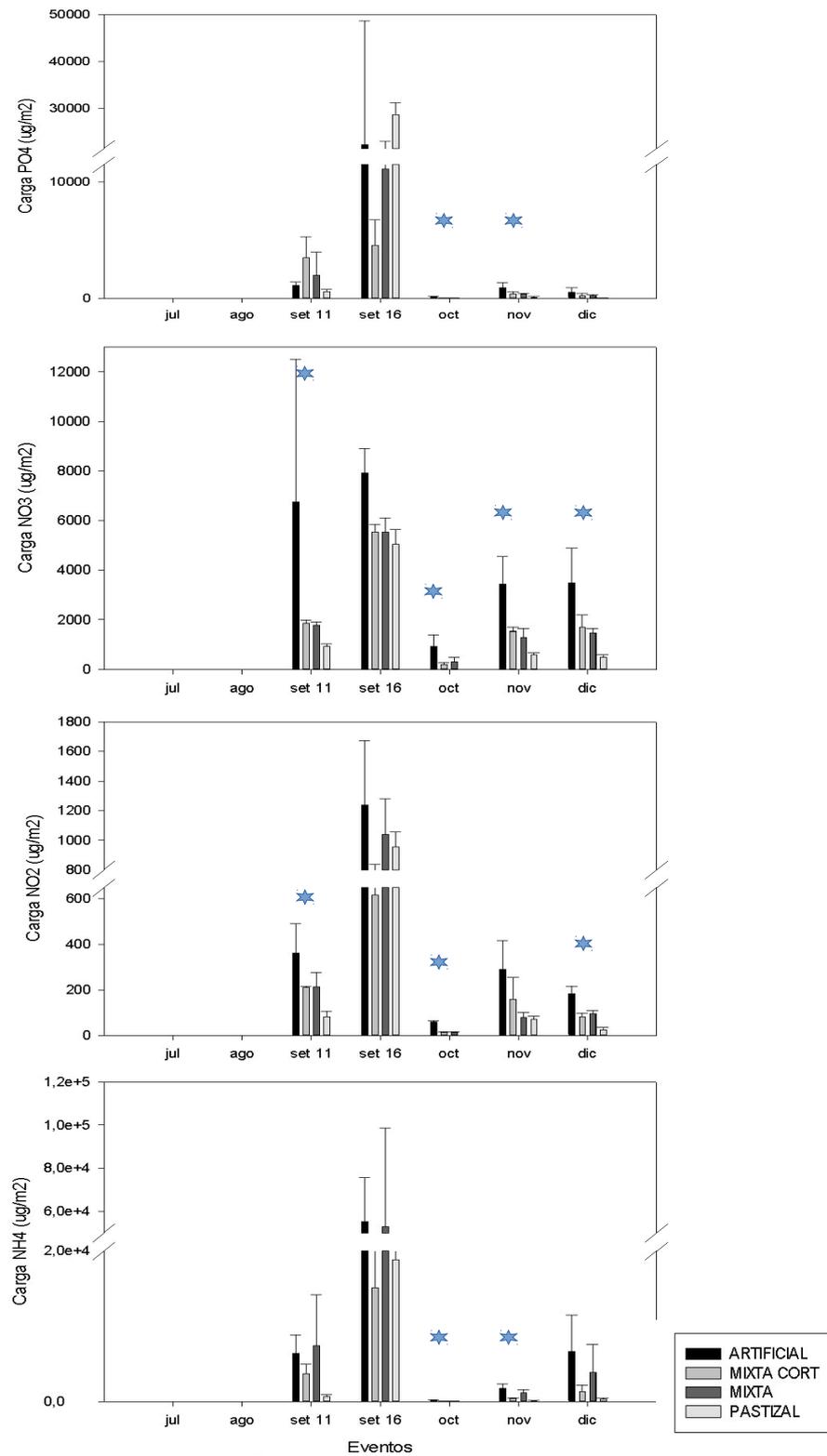


Figura 9. Carga de PO4, NO3, NO2 y NH4 para los 5 eventos de precipitación en que el método del Número de Curva estimó escorrentía. Los asteriscos indican eventos en los que uno de los tratamientos resultó estadísticamente diferente al resto.

Carga acumulada de nutrientes disueltos

El PO₄ presentó un valor de carga acumulada mayor en las parcelas de pastizal, seguido de las de pradera artificial, y luego las parcelas mixtas. Las de la pradera artificial mostraron un gran desvío estándar (Fig. 10). Las diferencias entre tratamientos fueron no significativas (Kruskal-Wallis). La retención de PO₄ para el período estudiado fue de 55 %.

El NO₃ mostró una carga acumulada mayor en la pradera artificial, seguida de las parcelas mixta y mixta cortada, y luego parcelas de pastizal. Las diferencias entre tratamientos resultaron significativas ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). Comparando entre pares de tratamientos las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta, pradera artificial y pastizal, mixta cortada y pastizal, y entre mixta y pastizal ($p < 0.05$) (Mann-Whitney). La retención de NO₃ para el período estudiado fue de 53 %.

El NO₂ mostró un perfil similar al de NO₃, aunque las parcelas mixtas resultaron intermedias. Las diferencias entre tratamientos resultaron significativas ($p < 0.05$) (Kruskal-Wallis). Comparando entre pares de tratamientos las diferencias resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y mixta cortada y entre pradera artificial y pastizal ($p < 0.05$) (Mann-Whitney). La retención de NO₂ para el período estudiado fue de 41 %.

El NH₄ presentó valores promedio de carga acumulada bastante mayores en la pradera artificial que en las parcelas mixta cortada y pastizal. Las parcelas mixtas presentan un mayor valor promedio, pero también un gran desvío estándar. Las diferencias entre los cuatro tratamientos resultaron no significativas (Kruskal-Wallis). La retención de NH₄ para el período estudiado fue de 39 %.

En todos los casos, la gran variabilidad de algunas barras respecto a otras se debe a los datos obtenidos de concentración para los diferentes nutrientes en el evento de mayor precipitación (Set 16, 89 mm).

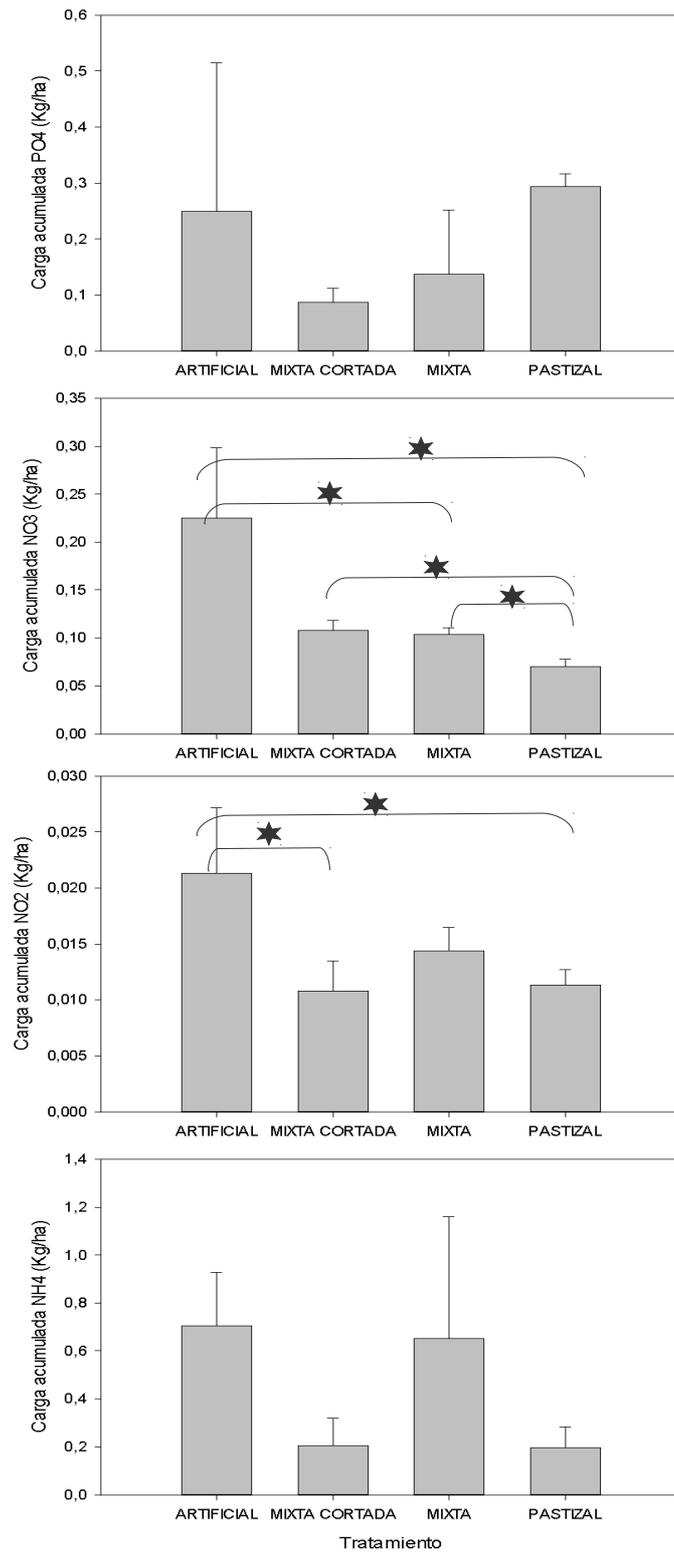


Figura 10. Carga acumulada de PO₄, NO₃, NO₂ y NH₄ para el período de estudio. Se indica la media y el desvío estándar de cada tratamiento. Los asteriscos indican diferencias estadísticamente significativas entre pares de tratamientos.

La carga acumulada para el período de estudio de la suma de las formas inorgánicas disueltas de N (NO_3 , NO_2 y NH_4) o NID muestra un perfil similar al del NH_4 (Fig. 11). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los 4 tratamientos (ANOVA de una vía). La retención estimada para el NID en el período de estudio fue de 44 %.

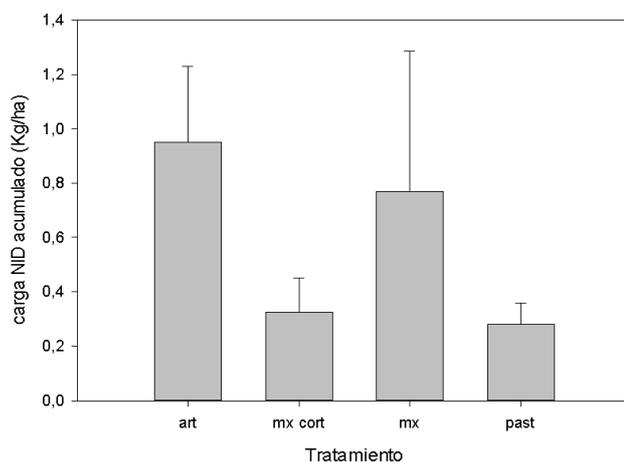


Figura 11. Carga acumulada de NID para el período de estudio. Se indica la media y el desvío estándar de cada tratamiento.

DISCUSIÓN

En general los valores promedio para SS y los nutrientes analizados resultaron más altos para pradera artificial que para el resto de los tratamientos, siendo intermedios para las parcelas mixtas. Esto implica que la asociación de pastizales aguas abajo de la pradera artificial estaría reduciendo el aporte de nutrientes proveniente del cultivo. Sin embargo, en general se observó una gran variabilidad en la eficacia de las zonas buffer para retener nutrientes, coincidiendo con observaciones anteriores (Magette et al., 1989; Abu-Zreig et al., 2003).

Estos efectos se evidenciaron a nivel de concentración para las formas disueltas de N (NO_3 , NO_2 y NH_4), afectando también a la carga en cada evento y a la carga acumulada. Para el caso de NO_3 y NO_2 las diferencias de carga acumulada entre tratamientos resultaron estadísticamente significativas. Para SS, PT, NT y PO_4 el efecto del tratamiento no se evidenció a nivel de concentración, sino principalmente a nivel de la carga por evento y de la carga acumulada.

Respecto al efecto sobre la concentración de nutrientes la bibliografía consultada mostró distintos efectos: Zhou et al. (2014) encontraron alta variabilidad en la concentración de nutrientes en los distintos tratamientos, otros autores describen efectos importantes de reducción de la concentración de nutrientes por la vegetación (Deng et al., 2011), mientras que Al-wadaey et al. (2012) no encontraron diferencias a nivel de la concentración sino a nivel de la carga de nutrientes por reducción del volumen de escorrentía.

El volumen de escorrentía calculado por el modelo del Número de Curva permitió estimar la carga de nutrientes para cada tratamiento. Sin embargo, una de las condiciones que asume este modelo es que los pastizales reducen más el volumen de escorrentía que los cultivos y praderas artificiales, por lo que en los casos en que las concentraciones fueron similares entre tratamientos, fue la escorrentía la que determinó la diferencia de carga. Dados los datos de partida del modelo, el valor de escorrentía estimado es siempre mayor para pradera artificial que para pastizal.

Para todos los eventos registrados se colectó agua en los baldes, sin embargo el modelo del Número de Curva no obtuvo escorrentía para los 2 primeros eventos de lluvia, de modo que subestima los valores de escorrentía.

Por otra parte, podemos ver que la concentración de nutrientes es diferente entre eventos de lluvia registrados para todos los casos estudiados, lo que indica una importante dependencia de la concentración de nutrientes respecto a las características de cada evento de lluvia (intensidad, duración, contenido previo de humedad en el suelo, entre otros). En este sentido puede resultar informativo comparar la concentración y la carga para los distintos tratamientos evento a evento, además de comparar las cargas acumuladas a lo largo del período.

La carga de los distintos nutrientes analizados y SS mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada evento principalmente para los meses de octubre, noviembre y diciembre. En general las diferencias entre pares de tratamientos resultaron estadísticamente significativas entre pradera artificial y parcelas mixtas (mixta cortada o mixta), entre mixtas y pastizal, y entre artificial y pastizal, no así entre mixta cortada y mixta.

La retención de SS en las parcelas mixtas fue baja. A su vez el índice de correlación entre la concentración de SS y la de PT fue relativamente bajo, mientras que entre SS y NT fue muy bajo. En este sentido podemos plantear que solo una pequeña parte del PT se encontró en forma particulada y la mayor parte asociada a partículas muy pequeñas o en forma disuelta, a la vez que

una mínima parte del N se asoció a partículas. De esta manera, el sistema retuvo fundamentalmente nutrientes disueltos y en menor medida formas particuladas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Goyenola et al (2015) que compararon la carga de P exportada a diferentes arroyos de Uruguay y Dinamarca y encontraron un alto predominio (86 %) de formas disueltas de P sobre las particuladas, que podrían ser explicadas por la aplicación de fertilizantes a nivel superficial sin ser incorporados al suelo.

Los aportes estimados para el período de estudio (6 meses) por la pradera artificial fueron del entorno de 10 Kg/ha para NT y de 0.6 Kg/ha para PT y por el pastizal fueron de 7 Kg/ha para NT y 0.5 Kg/ha para PT. Como una simplificación se llevaron los cálculos a una escala anual para poder comparar con los datos de exportación de nutrientes existentes en la bibliografía, resultando nuestros datos en general más elevados salvo para PT en la pradera artificial (Tabla 3).

Uso de suelo	NT (Kg/ha/año)	PT (Kg/ha/año)
Pradera artificial	20 *	1.2 *
Pastizal	14 *	1 *
Pradera artificial (Reckhow et al. 1980)	6.92	1.16
Pastizal (adaptado de Drewry et al. 2006)	1.33	0.24
Promedio de todos los usos de suelo EEUU (Harmler et al. 2008)	14.2	2.2

Tabla 3. Comparación de carga de nutrientes exportada anualmente. El * indica los valores obtenidos en el presente trabajo, llevados a una escala anual.

Se requerirán estudios posteriores para precisar dichos valores, con sistemas que permitan una determinación más real del volumen de escorrentía.

Por otra parte, si comparamos los aportes de PT de la pradera artificial y del pastizal no hay diferencias muy marcadas. Esto podría ser debido a que los pastizales utilizados ya estuvieran recargados de nutrientes, y que a la brevedad podrían comportarse como fuente de nutrientes más que como sumidero. En este sentido, la capacidad de amortiguación del pastizal se habría visto alterada frente a eventos de alta precipitación, en los que se pudo observar que el pastizal mostró valores similares o más altos que la pradera artificial. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Daniels & Gilliam (1996), que muestran reducción importante de la eficiencia de las ZB cuando las lluvias superan los 60 mm. Esto podría deberse a que si bien normalmente el pastizal funciona como sumidero de nutrientes, frente a eventos extremos cambian las condiciones y pasa a comportarse como fuente de nutrientes. Por otra parte el nivel de P de estos

suelos es bajo lo que podría determinar que ambos sistemas estén aportando similar cantidad de nutrientes.

En las parcelas mixtas la relación área de ZB / área de drenaje fue de 1. Según Abu-Zreig et al. (2003) no solo se requiere de una relación área de drenaje/ área de ZB importante, sino también de una distancia mínima para la retención de partículas de distintos tamaños. Esto implicaría que necesitamos una ZB más ancha para la retención de P particulado y SS. Como comentamos anteriormente el P se transporta mayormente unido a las partículas del suelo, principalmente a las más pequeñas. Las partículas más pequeñas del sedimento requieren de mayor distancia que las grandes para ser retenidas por la vegetación (Wilson, 1967). De esta manera si queremos evaluar cambios en la retención de P particulado con distintos tratamientos, tal vez necesitemos parcelas de mayor largo de ZB. Estos datos coinciden con los encontrados por Abu-Zreig et al. (2003) que determinó que se requiere una mayor distancia recorrida por la escorrentía para retener el mismo porcentaje de P que de sedimentos por parte de la vegetación.

Considerando que los pastizales en general presentan una mayor cobertura que la pradera artificial, y que el P se transporta mayormente unido al sedimento, podemos esperar que una mayor distancia de ZB sea más eficiente y permita evidenciar mejor los efectos de filtro.

Si bien la biomasa fue mayor en diciembre para la pradera artificial que para el pastizal, la forma en que se dispone esa biomasa puede estar generando diferencias en la retención de nutrientes. La densidad del pastizal o el porcentaje de cobertura desde el nivel de suelo es un factor de gran importancia para la retención como barrera física y como promotor de infiltración (Wilson, 1967; Abu-Zreig et al., 2003; Borin et al., 2010). Por otra parte el pastizal es una comunidad vegetal con alta diversidad en comparación a la pradera artificial. Algunos autores plantean que a mayor diversidad y mayor riqueza de especies se asocia una mayor diversidad funcional y por tanto una mayor resiliencia y estabilidad del ecosistema (Tilman & Downing, 1994; Tilman, 1996). En este sentido podemos pensar que el ecosistema de pastizal, en el largo plazo podría estar teniendo un rol importante en la retención e incorporación de nutrientes que provienen de escorrentía.

En este trabajo se adaptó una herramienta de origen agronómico para responder una pregunta de tipo ecológica, brindando una aproximación a la estimación del SE prevención de la eutrofización por parte de los pastizales. En futuros estudios se debería tener en cuenta algunos aspectos para una mejor evaluación de la eficiencia de las ZB en la retención de nutrientes, por ejemplo la necesidad de generar estudios de más largo plazo, incorporando la dinámica anual e interanual de

la vegetación y del clima; incorporar parcelas de mayor longitud (mayor ancho de ZB) que permitan evidenciar efectos de retención de SS y P particulado; procurar generar un mayor número de réplicas dada la alta variabilidad de respuesta a los tratamientos; evaluar la posibilidad de incorporar otro tipo de sistemas para obtener datos de escorrentía; colocación de un pluviómetro en el sitio de estudio ya que es un instrumento de bajo costo y que permite contar con registro de precipitaciones en el sitio; evaluar la posibilidad de trabajar a una escala espacial mayor que incorpore aspectos que ocurren a nivel de microcuenca o de cuenca que no quedan evidenciados a nivel de parcelas.

Recomendaciones de manejo

A partir de los resultados obtenidos podemos generar algunas recomendaciones de manejo:

a) Mantenimiento de las zonas bajas sin cultivar permitiendo el desarrollo de pastizales. A diferencia de lo que sucede en otros países en que las ZB deben ser implantadas o reconstruidas en los lugares de interés, en el caso de Uruguay en muchos sitios existen pastizales que por no poder acceder con maquinaria o por ser inundables están bastante conservados. Sin embargo, generalmente están pastoreados. En estos casos las medidas de manejo deberían ser de protección de las ZB con alambrado para que no se produzca el acceso de ganado que lo deteriore o que tengan un pastoreo que asegure que no se reduzca la cobertura y se mantenga una densidad y altura adecuada. Esto haría factible la aplicación de medidas de manejo que incluyan el mantenimiento de zonas de amortiguación cercanas a los cursos de agua permanentes e intermitentes en los predios. Si estas medidas fueran incorporadas a nivel de toda la cuenca, la carga de nutrientes que llega a la Laguna sería bastante más reducida. En nuestro país se están comenzando a aplicar algunas medidas en este sentido en la cuenca del Río Santa Lucía, instaurando zonas de amortiguación, sin laboreo de tierra ni uso de agroquímicos para conservar y restituir el monte ribereño en una franja de 40 m a ambas márgenes de los cursos principales, 20 m en los afluentes de primer orden y 100 m entorno a los embalses (DINAMA, 2013).

b) Análisis de suelo y evaluación de las necesidades de los cultivos previo a la aplicación de los fertilizantes. En muchas ocasiones se realiza fertilización en exceso de los campos, lo que determina que gran parte de los nutrientes no sean utilizados por los cultivos y sean exportados a la cuenca abajo por escorrentía y agua subterránea. De esta manera se genera pérdida económica porque se vierten mayores insumos de los que pueden incorporarse al sistema, y deterioro ambiental por el aporte de nutrientes a otros ecosistemas. En este sentido, formas de manejo

cuidadosas y atentas, controlando las necesidades de nutrientes de los cultivos y pasturas, podrían generar formas de producción responsable y más amigable con el entorno, a la vez que lograrían un mejor balance económico para los productores (Sharpley, 2015). En nuestro país, para la cuenca del Santa Lucía, se ha establecido que la decisión de fertilización con P debe basarse en datos de análisis de P de suelo, con un umbral máximo de 30 ppm, por encima del cual no se podría fertilizar (Perdomo, 2015; DINAMA, 2013).

c) Aplicación de fertilizantes de liberación lenta, lo que permitiría aportar nutrientes al suelo a medida que pueden ser incorporados por los cultivos, en la medida que el tipo de cultivo lo permita.

d) Considerar las probabilidades de transporte de los fertilizantes aplicados. Esto reduciría la pérdida de nutrientes por escorrentía, beneficiando económicamente al productor y reduciendo los impactos a nivel de los ecosistemas asociados. En este sentido Sharpley et al. (2003) plantean que además de considerar la fuente de nutrientes es importante considerar los factores que afectan al transporte de los mismos. Formas de reducir este transporte podrían ser la aplicación subsuperficial de P, el pastoreo rotativo, el uso de cultivos de cobertura y labranzas de tipo conservacionista. Por otra parte evitar la aplicación los días previos a eventos de lluvia puede minimizar las pérdidas por escurrimiento (Sharpley, 2015). En Uruguay, desde el año 2013 es obligatorio para los tenedores de tierra mayores a 100 has, presentar “Planes de uso y manejo responsable de suelos”, en los que deben presentar un plan que cumpla con una erosión anual estimada menor a la tolerancia establecida (RENARE, 2013). Para ello se incorporan algunas de las medidas antes citadas.

e) Realizar balance y planificación de uso de nutrientes a nivel de cuenca. Esta medida, aunque mucho más compleja de implementar podría ser de utilidad para estimar en números globales los aportes de nutrientes que se están realizando desde toda la cuenca y generar una planificación de menor impacto a nivel de los ecosistemas. Esto requeriría involucrar a los productores de la cuenca, así como a los vinculados a la gestión de la misma y requeriría de alguna entidad que facilite el trabajo conjunto de todos los involucrados.

f) Monitoreo de cursos de agua superficial y profunda. Esto implicaría el monitoreo de aguas a nivel local en algunos predios así como monitoreo aguas abajo.

CONCLUSIONES

A pesar de la alta variabilidad de los datos obtenidos pudimos identificar un efecto de retención de nutrientes provenientes de la pradera artificial por parte de los pastizales. Para las formas disueltas de nitrógeno el efecto fue a nivel de la concentración, mientras que para SS, NT y PT fue por reducción de la escorrentía, evidenciándose a nivel de la carga.

El agregado de una ZB de pastizal aguas abajo de la pradera artificial (parcelas mixta y mixta cortada) redujo la carga acumulada promedio de SS, PT, NT, PO₄, NO₃, NO₂ y NH₄ respecto a pradera artificial sola. La retención fue del entorno de 40-50 % en todos los nutrientes y de 28 % en SS.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a Carlos Perdomo, Patricia Barreto y Verónica Piñeiro de Facultad de Agronomía por su colaboración en diversas etapas del proyecto. A los funcionarios de Facultad de Agronomía y Guardaparques del Paisaje Protegido Laguna de Rocha por su colaboración en la instalación de las parcelas de escorrentía. A Ronald, propietario del campo donde se instalaron las parcelas. A Juan Pablo Lozoya del Centro Interdisciplinario de Manejo Costero Integrado por su apoyo para mi postulación al Espacio Interdisciplinario de la UdelaR que financió parcialmente este proyecto. A Cristina Bañobre del CURE por su colaboración en los análisis de P en suelo. A Germán Azcune del CURE por su colaboración en las medidas iniciales de nutrientes. A "Sensing the Americas' Freshwater Ecosystem Risk (SAFER) from Climate Change" Interamerican Institute for Global Change-IAI (CRN 3038) por financiar parcialmente este proyecto. A mis tutoras Mariana y Lorena por haberme permitido trabajar con ellas y por su dedicación a lo largo de todo el proceso. A mi familia por todo su apoyo y por el tiempo cedido para que pudiera estudiar.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abu-Zreig M., Rudra, R.P., Whiteley H.R., Lalonde M.N. & N.K.Kaushik (2003) Phosphorus Removal in Vegetated Filter Strips. *Journal of Environmental Quality* 32(2): 613-619

Al-wadaey A., Wortmann C.S., Franti T.G., Shapiro C.A. & D.E. Eisenhauer (2012) Effectiveness of grass filters in reducing phosphorus and sediment runoff. *Water Air Soil Pollut* 223: 5865-5875

APHA (American Public Health Association) (1985) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16th edition. Washington.

Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. & Britos, A. (2005) Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización En: Vila I y J Pizarro eds Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses CYTED XVIIIB Patagonia Impresores Chile, p 65-85

Bechman M.E., Berge D., Eggestad H.O. & S.M. Vandsemb (2005) Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes—two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology* 304: 238–250

Bendschneider, K. & R.J. Robinson (1952) A new spectrophotometric method for determination of nitrite in the sea water. *Journal Marine Research* 11: 87-96

Blanco-Canqui H., Gantzer C.J., Anderson S.H., Alberts E.E. & A.L.Thompson (2004) Grass barrier and vegetative filter strip effectiveness in reducing runoff, sediment, nitrogen, and phosphorus loss. *Soil Science Society of America* 68: 1670-1678

Borin M., Passoni M., Thiene M. & T. Tempesta (2010) Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy* 32: 103-111

Bormann N.L.B., Baxter C.A., Andraski T.W., Good L.W & L.G. Bundy (2012) Scale-of-measurement effects on phosphorus in runoff from cropland. *Journal of Soil and Water Conservation* 67(2): 122-133

Cabrera, C. (2015) Optimización de usos del suelo para prevenir floraciones nocivas de fitoplancton en la Laguna de Rocha, Uruguay. Tesis de Maestría en Geociencias, Universidad de la República, Uruguay.

Carpenter, S.R. Stanley E.H., & Vander Zanden M. J. (2011) State of the World's Freshwater Ecosystem Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 75–99

Carpenter, S.R. (2005) Eutrophication of aquatic ecosystems: Biostability and soil phosphorus. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol 102 (29): 10002-10005.

Cole L.J., Morton R., Harrison W., McCracken D.I. & D. Robertson (2008) The influence of riparian buffer strips on carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblage structure and diversity in intensively managed grassland fields. *Biodiversity and Conservation* 17: 2233–2245

Daniel, W.W. (1993) *Bioestadística. Bases para el análisis de las ciencias de la salud*. Editorial Limusa, Mexico. 665 pp.

Daniels R. B. & J. W. Gilliam (1996) Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America* 60: 246-251

Deng N., Li H. & D. Shi (2011) Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strips to pollutants in surface runoff. *Journal of Water Resource and Protection* 3: 222-227

DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias) (2014) *Anuario Estadístico Agropecuario 2014*.

DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente) (2013) *Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable*. Cuenca hidrográfica del Río Santa Lucía.

Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Mostaghimi S. & V.O. Shanholtz (1988) Evaluation of vegetative filter strips as best management practice for feed lots. *Journal Water Pollution Control Federation's* 60: 1231-1238

Drewry J.J., Newham L.T.H., Greene R.S.B., Jakeman A.J. & B.F.W. Croke (2006) A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: context for catchment modelling. *Marine and Freshwater Research* 57: 757–774

Duran A. (1997) Clasificación hidrológica de los suelos del Uruguay. *Agrociencia* 1(1): 15-29

Fogle A.W., Carey D.I., Barfield B.J., Blevins R.L., Evangelou V.P., Madison C.E., & S.P. Inamdar (1994)

Impact of riparian grass filter strips on surface-water quality. Information Circular 46. Series X1

Goyenola G., Meerhoff M., Teixeira-de Mello F., González-Bergonzoni I., Graeber D., Fosalba C., Vidal N., Mazzeo N., Ovesen N.B., Jeppesen E. & B. Kronvang (2015) Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and earth system science* 19: 4099–4111

Harmel D., Qian S., Reckhow K. & P. Casebolt (2008) The MANAGE database: nutrient load and site characteristic updates and runoff concentration data. *Journal of Environmental Quality* 37:2403–2406

Hoffman C.C., Kjaergaard CH., Uusi-Kämppe J., Hansen H.C.B & B. Kronvang (2009) Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality* 38:1-14

INE (Instituto Nacional de Estadística). Datos de población de 2011.

INUMET (Instituto Uruguayo de Meteorología). Datos de precipitación de 2014.

Karr J.R. & I.J. Schlosser (1978) Water resources and the land-water interface. *Science* 201: 229-234

Koroleff, F. (1970) Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. International Conference in the Exploration of the Sea. C.M 1969/C9. ICES. Information on techniques and methods for sea water analysis. Interlaboratory Reports 3, 19–22

Lowrance R. (1989) Riparian zone effects on water quality. Proceedings of the 1989 Georgia Water Resources Conference 149-151

Lowrance R., Todd R., Fail J., Hendrickson O., Leonard R. & L. Asmussen (1984) Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience* 34(6): 374-377

Lowrance R.R., Todd R.L. & L.E. Asmussen (1983) Waterborne nutrient budgets for the riparian zone of an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 10: 371-384

Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E. & J.D. Wood (1989) Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE* 32(2): 663-667

McCracken D.I., Cole L.J., Harrison W. & D. Robertson (2012) Improving the Farmland Biodiversity Value of Riparian Buffer Strips: Conflicts and Compromises. *Journal of Environmental Quality* 41:355–363

McDowell R.W. & A.N. Sharpley (2001) Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality* 30:508–520

MGAP (Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca) (1976) Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay.

Millennium Ecosystem Assessment (MA) (2003) Ecosystems and Human Well-Being. A Framework For Assessment. World Resources Institute. Series: Millennium Ecosystem Assessment Series.

Müller, R. & O. Widemann (1955) Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser* 22: 247

Müllin, J.B. & Riley, J.P. (1955) The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Analytica Chimica Acta* 12: 162–170

Murphy, J. & J.P. Riley (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31-36

Naiman, R.J., Décamps, H. & McClain, M.E. (2005) Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press.

Nin, M. (2013) Mapeo de servicios ecosistemicos en la Cuenca de la Laguna de Rocha como un insumo

para la planificación territorial. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de la República, Uruguay.

Osborne L.L. & D.A. Kovacic (1993) Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29:243-258

Perdomo C.H., Barreto P. & V.Piñeiro (2015) Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En IV Simposio Nacional de Agricultura, 77-94

Peterjohn W.T. & D.L. Correll (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65(5): 1466-1475

Pote D.H., Daniel T.C., Sharpley A.N., Moore P.A., Edwards D.R. & D.J. Nichols (1996) Relating extractable soil phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America* 60: 855-859

Reckhow K.H., Beaulac M. & J. Simpson (1980) Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/5-80-011, 214 pg.

RENARE (Dirección General de Recursos Naturales Renovables) (2013) Planes de uso y manejo responsable de suelos.

Rodríguez-Gallego, L. (2010) Eutrofización de las lagunas costeras de Uruguay: Impacto y optimización de los usos del suelo. Tesis de Doctorado, Universidad de la República, Uruguay 172 pp.

Ruibal M. (2014) Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico: mantenimiento de la calidad de agua en un predio agrícola-ganadero en la cuenca de la Laguna de Rocha. Proyecto de Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado del Cono Sur

Ruxton & Beauchamp (2008) Some suggestions about appropriate use of the Kruskal-Wallis test. *The Association for the Study of Animal Behaviour* 76: 1083-1087

Sabater S., Butturini A., Clement J.Ch., Burt T., Dowrick D., Hefting M., Maitre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M. & F. Sabater (2003) Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* 6: 20 –30

Sabbagh G. J., Fox G.A., Kamanzi A., Roepke B. & J.-Z.Tang (2009) Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. *Journal Environmental Quality* 38:762–771

Sharpley, A.N., Gburek, W.J., Folmar, G. & Pionke, H.B. (1999) Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management* 41, 77-89

Sharpley, A.N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyo, J., Stevens, R. & Parry, R. (2003) Agricultural phosphorus and eutrophication. Agricultural Research Service, USA.

Sharpley A.N. (2015) Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. En IV Simposio Nacional de Agricultura, 49-75

Smith C.M. (1989) Riparian pasture retirement effects on sediment, phosphorus, and nitrogen in channelled surface run-off from pastures. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 23: 139-146

Tilman D. (1996) Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* 77 (2): 350-363

Tilman D. & J. Downing (1994) Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365

Tommasino, H. (2008) Algunas consideraciones sobre los fertilizantes en Uruguay. Anuario OPYPA 2008.

United States Department of Agriculture USDA (1985) SCS National Engineering Handbook.

Vadas P. A., Kleinman P. J. A., Sharpley A. N. & B. L. Turner (2005) Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of Environmental Quality* 34:572–580

Valderrama, J.C. (1981) The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. *Marine Chemistry* 10:109–122

Wilson L.G. (1967) Sediment removal from flood water by grass filtration. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 10(1): 35-37

Young R. A., Huntrods T. & A. Waine (1980) Effectiveness of vegetated buffer strips in controlling pollution from feedlot runoff. *Journal of Environmental Quality* 9: 483-487

Zar, J.H. (1999) *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 929 pp.

Zhou X., Helmers M.J., Asbjornsen H., Kolka R., Tomer M.D. & R.M. Cruse (2014) Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. *Journal of soil and water conservation* 69(1): 54-64