



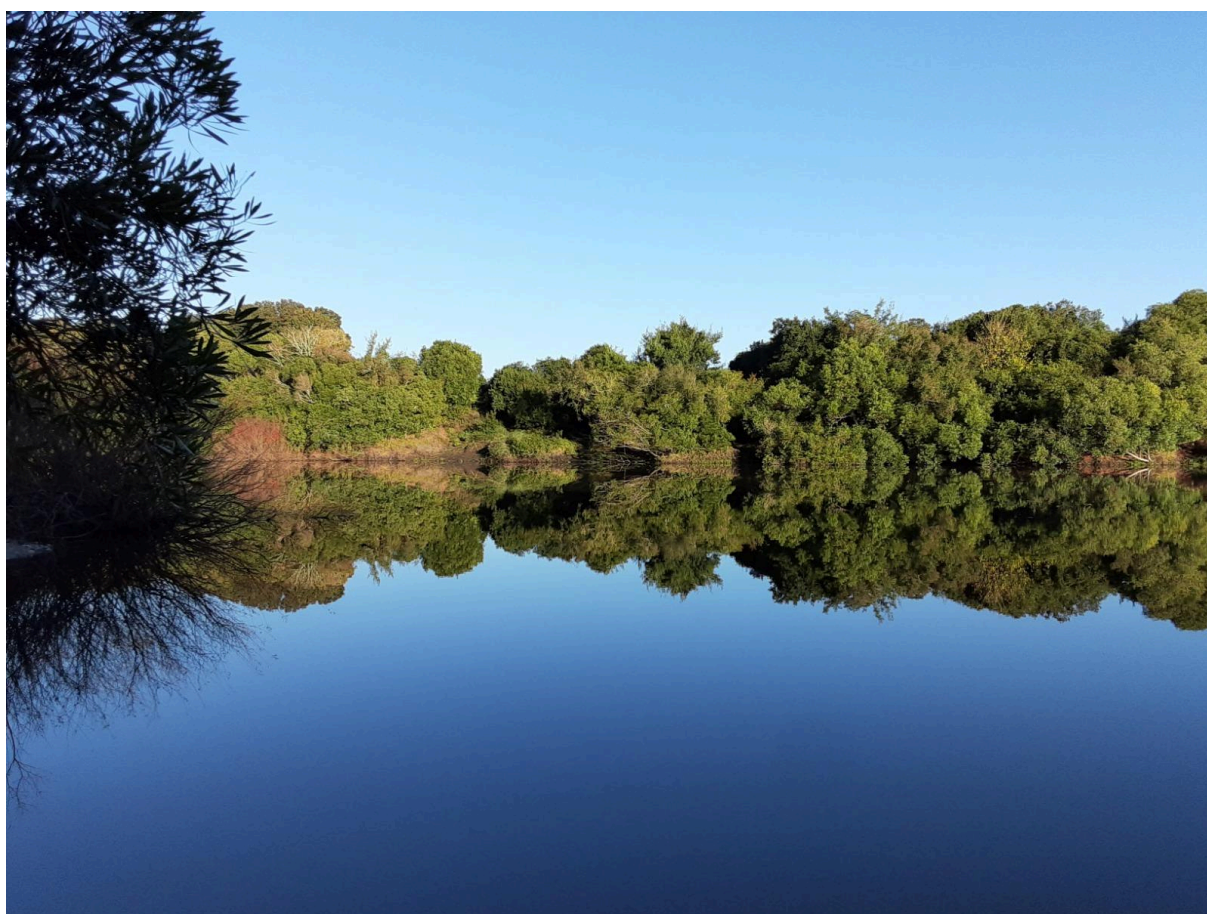
CURE
Centro Universitario
Regional del Este



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



EL BOSQUE NATIVO COMO ZONA BUFFER: ESTIMACIÓN DE SU CAPACIDAD PARA PREVENIR LA EUTROFIZACIÓN



Juan Pedro Guillén Quiñones

Tutores: Gastón De León y Lorena Rodríguez-Gallego

Trabajo final de la Licenciatura en Gestión Ambiental
Uruguay, Maldonado
2024

RESUMEN

La expansión de la producción agropecuaria y la intensificación productiva son impulsores de cambios ambientales a nivel global. El aumento del uso de fertilizantes y de las superficies cultivadas ha favorecido un aumento en el aporte de nutrientes hacia los cuerpos de agua. La exportación de sedimentos, nutrientes y pesticidas desde las cuencas de drenaje hacia los cuerpos de agua y las aguas subterráneas, puede generar grandes problemas en los ecosistemas. Las zonas buffer o zonas de amortiguación riparias, son franjas de vegetación ubicadas en el paisaje que cumplen distintas funciones ecológicas y brindan servicios ecosistémicos. Debido a su posición topográfica y a la zona de transición en la que se encuentran, actúan como amortiguadoras y regulan los materiales que se mueven en el agua de escorrentía superficial y subsuperficial, desde zonas altas, tierras arriba de los cursos de agua. Son utilizadas para reducir la erosión de los suelos, disminuir la llegada de nutrientes, pesticidas y sedimentos a los cursos de agua, y para proporcionar hábitats para la vida silvestre. El objetivo de este trabajo fue analizar el aporte de nutrientes en agua de escorrentía superficial simulada, del bosque nativo en diferentes estados de conservación: bosque en buen estado de conservación (BC), bosque de baja densidad (BBD) y bosque invadido (BEI), en contraste con el aporte de coberturas asociadas a distintos usos productivos predominantes del suelo: campo natural (CN), agricultura (AGR) y forestación (AF). El estudio se realizó en tres zonas del país, con suelos y pendientes similares. Se realizó una descripción y análisis de suelos y se colectaron muestras para determinar contenido de nutrientes, humedad y densidad aparente del suelo. En cada zona y cobertura del suelo se realizaron simulaciones de lluvia que generan escurrimiento superficial en una microparcela empleando un “mini-simulador de lluvia”, modelo Eijkelkamp - Agrisearch Equipment. Los resultados indicaron que los bosques de alta densidad fueron los que generaron menor volumen de escorrentía y exportaron menor carga de nutrientes, seguidos de BBD, CN y AF. Este último tratamiento, si bien tuvo un coeficiente de escurrimiento alto, las cargas exportadas de nutrientes fueron bajas. La AGR fue el uso del suelo que presentó mayor exportación de nutrientes, SS y produjo el mayor volumen de agua de escorrentía. Este estudio mostró la relevancia que tienen las coberturas naturales y en especial el bosque nativo para reducir los impactos de los usos productivos del suelo en la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos.

ÍNDICE

RESUMEN	2
1. INTRODUCCIÓN	4
2. OBJETIVOS	7
3. METODOLOGÍA	7
3.1 Descripción de los sitios de estudio y tratamientos	7
3.2 Descripción y análisis de suelos	10
3.3 Simulación de lluvia	10
3.4 Nutrientes en agua de escurrimiento	11
3.5 Análisis estadístico	12
4. RESULTADOS	13
4.1 Descripción de los sitios y cobertura del suelo	13
4.2 Descripción de los suelos en los tratamientos	15
4.2.1 Propiedades físicas	16
Textura	16
Densidad Aparente	17
4.2.2 Propiedades químicas	18
Contenido de Fósforo Bray en suelos	18
Contenido de Nitrógeno total en suelos	18
Contenido de carbono orgánico	19
4.3 Simulación de escorrentía	21
4.4 Nutrientes y sólidos en suspensión en agua de escorrentía simulada, comparación entre la concentración en agua y la carga exportada	22
4.4.1 Concentración y carga de P y SS en agua de escurrimiento según cobertura	24
4.4.2 Concentración y carga de N en agua de escurrimiento según cobertura	25
4.5 Relación entre variables analizadas	28
4.5.1 Relación entre variables en el agua de escurrimiento	28
4.5.2 Relación entre variables en el agua de escurrimiento y del suelo	30
5. Discusión	34
6. Conclusiones	37
Agradecimientos	38
BIBLIOGRAFÍA	39
ANEXOS	43

1. INTRODUCCIÓN

La producción agrícola ganadera se ha expandido e intensificado para satisfacer las necesidades alimenticias de la población humana a nivel mundial y se estima que la demanda global de alimentos siga creciendo en los próximos 40 años (Godfray et al., 2010). Asociado a esta intensificación se ha incrementado el uso de fertilizantes (Sharpley, 2016; Godfray et al., 2010; Tilman et al., 2001) y la cantidad de estiércol producido por el ganado debido al aumento en la producción y la superficie de pastoreo (Godfray et al., 2010). Estos cambios pueden ocasionar un aumento del aporte de nutrientes desde los cultivos hacia los cursos de agua, mediante los procesos de escorrentía; es decir, que los nutrientes pueden ingresar transportados junto con los sedimentos o disueltos en el agua de escurrimiento.

El aumento en el aporte de nutrientes, principalmente fósforo (P) y nitrógeno (N), desde la cuenca de drenaje hacia los cuerpos de agua genera el fenómeno de eutrofización, lo que puede ocasionar grandes problemas a nivel de los ecosistemas (Sharpley, 2016; Carpenter, Stanley & Vander Zanden, 2011; Galloway et al., 2003; Tilman et al., 2001). Los nutrientes que llegan a los cuerpos de agua pueden provenir tanto de fuentes puntuales como de fuentes difusas (Carpenter et al., 1998). Las fuentes puntuales se originan en sitios concretos, siendo ejemplos de fuentes puntuales la descarga de efluentes urbanos, industriales o de tambos. Por otro lado, las fuentes difusas pueden originarse en varios sitios dentro de la cuenca y su llegada a los cuerpos de agua puede darse por distintas vías como deposición atmosférica, lixiviación y escurrimiento de sistemas sépticos, actividades agrícolas, ganaderas e industriales, entre otras (Carpenter et al., 1998; Goyenola et al., 2021).

La exportación de P puede ocurrir mediante el proceso de escorrentía (superficial y subsuperficial), unido a los sedimentos o disuelto en el agua de escorrentía. La dinámica del P está determinada por su baja solubilidad, por lo tanto su transporte está más asociado a los sólidos en suspensión y en la mayoría de las cuencas ocurre mediante el flujo de escorrentía superficial (Sharpley et al., 2003). Igualmente, es cada vez más evidente el transporte de P en forma soluble en agua de escorrentía (Piñeiro, 2021; Goyenola et al., 2015; Barreto et al., 2014). Por el contrario, en el caso del N, la principal vía de transporte de este nutriente es a través del flujo de agua subsuperficial (Peterjohn & Correll, 1984). La exportación de este nutriente puede ocurrir desde cualquier punto de la cuenca, debido a su gran solubilidad. Se transporta principalmente disuelto bajo la forma de nitratos. El agua subterránea puede constituir un reservorio de nitratos, y por tanto, ser una fuente de emisión hacia los cuerpos de agua (Sharpley et al., 2003).

Varias investigaciones en Uruguay sostienen que muchos de los cuerpos de agua dulce estudiados se encuentran eutrofizados, lo cual implica serios problemas en relación a la calidad de agua para diversos usos (Kruk et al., 2013, 2023, Barreto et al., 2017). Para medir la cantidad de P disponible en forma orgánica e inorgánica, disuelta y particulada en los sistemas acuáticos se utiliza la concentración de fósforo total (PT). Con respecto al P, la gran mayoría de los cuerpos de agua exceden el límite establecido por normativa de 0.25 µg.l (Decreto 253/79, Uruguay, 1979) en Uruguay. Los monitoreos realizados por la ex Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), actual Dirección Nacional de Control y Evaluación Ambiental (DINACEA) para los ríos de mayor orden y lagos someros evidencian

concentraciones muy altas de PT (Observatorio Ambiental Nacional); lo mismo ocurre para los embalses que son utilizados como fuente para potabilizar agua para la población, en donde los valores de concentración de PT superan el límite establecido por normativa (Goyenola et al., 2021).

Los servicios ecosistémicos (SE) se pueden definir como los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas; los cuales se pueden categorizar dentro de SE de soporte como la formación de suelo y el ciclado de nutrientes, SE de regulación como la amortiguación de inundaciones y la regulación del clima, SE de provisión como la provisión de agua y alimentos, y SE culturales como los espirituales y de recreación (Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005). Gran parte de las formaciones boscosas nativas del Uruguay crecen al margen de los cursos de agua, actuando como zonas de amortiguación y brindando distintos SE. Otros ejemplos de SE de regulación son: el control de la erosión mediante la retención de sedimentos, disminuyendo la pérdida de suelo; la prevención de la eutrofización, mitigando la exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua; el secuestro de carbono, por medio de la captación de dióxido de carbono por parte de la vegetación, ayudando a reducir los gases de efecto invernadero a nivel global; el control de las inundaciones, amortiguando las crecidas y disminuyendo las inundaciones río abajo en las cuencas (Nin et al., 2016).

Las zonas buffer (por su nombre en inglés) o de amortiguación, son franjas de vegetación ubicadas en el paisaje que cumplen diversas funciones ecológicas y brindan servicios ecosistémicos (Bentrup, 2008). Asimismo, las zonas riparias son ambientes de transición entre las áreas terrestres y las corrientes de agua y son considerados sistemas ecológicos muy dinámicos (Risser, 1990). Debido a su posición topográfica y a la zona de transición en la que se encuentran, actúan como amortiguadoras y regulan los materiales que se mueven en el agua de escorrentía superficial (Schmitt et al., 1999) y subsuperficial, desde zonas altas de la cuenca hacia los cursos de agua (Hill, 1996). Además, generalmente son utilizadas para reducir la erosión de los suelos, disminuir la llegada de nutrientes y pesticidas a los cursos de agua, y proporcionar hábitats para la vida silvestre (Gene et al., 2019).

Existen evidencias contundentes que indican que la vegetación riparia o también denominada buffer, ya sea arbórea o herbácea, disminuye el aporte de nutrientes desde la cuenca hacia los arroyos (Dodds & Oakes, 2006; Aguiar et al., 2015a). Una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos promueven la retención de los sólidos en suspensión transportados por la escorrentía, mientras que las raíces incorporan las formas disueltas de nutrientes en el agua subsuperficial. Además, esta vegetación riparia protege a las márgenes de los arroyos de la erosión fluvial y de la escorrentía, así como del pisoteo del ganado (McKergow et al., 2003). La vegetación riparia tiene el potencial de reducir la escorrentía y aumentar la infiltración en el suelo (Rodríguez-Gallego et al., 2020; Otto et al., 2008; Lee et al., 2000). Las zonas buffer también son definidas en la literatura como franjas de vegetación nativa o implantada, ubicadas pendiente abajo de cultivos o de instalaciones para producción animal (por ejemplo: feedlots y tambos) y que tienen como objetivo reducir la erosión del suelo, retener sedimentos, y filtrar nutrientes y contaminantes que se transportan en el agua de escorrentía (Dillaha et al., 1989).

En un estudio se encontró que la mayor infiltración de agua en el suelo que se da en las zonas buffer en comparación con las áreas de cultivos, potencia la efectividad de retención y

absorción de nutrientes y contaminantes por parte de la vegetación. El aumento de la infiltración de agua se debe a características físicas del suelo, como mayor cantidad de materia orgánica en los suelos, mayor grado de porosidad del suelo y cobertura vegetal permanente. La principal diferencia encontrada entre los distintos tipos de vegetación (por ejemplo: pasturas; arbustal y bosque) estaría dada por una mayor infiltración de agua en el suelo en las zonas buffer con presencia de especies leñosas, debido principalmente a la presencia de las raíces de los árboles y arbustos. Además la altura de la vegetación arbórea y arbustiva, es más efectiva como barrera de la deriva ante la aplicación de fitosanitarios en los cultivos. La combinación de tipos de vegetación diferentes puede mejorar la eficiencia de retención de contaminantes, a la vez que favorece la infiltración de agua en el suelo (Guillén, 2021).

Los suelos con aptitud agrícola y el agua dulce, son dos recursos escasos en el mundo y de elevada importancia. Uruguay es un país que tiene un gran porcentaje de sus suelos aptos para usos pecuarios al mismo tiempo que posee una vasta red hidrográfica y asociado a esta última una vegetación ribereña compuesta por diferentes tipos de vegetación, siendo el bosque nativo uno de los más extendidos. Sin embargo, si estos recursos no son bien gestionados, no es segura la sostenibilidad y el uso de los mismos. El bosque nativo es un ecosistema que tiene gran extensión en el Uruguay, con una superficie aproximada de 5,2 % de la superficie productiva del país (850.000 has) (MGAP, 2018). Hay distintos tipos de bosque nativo, como son el bosque parque, de quebrada, de palmar, psamófilo, fluvial o ribereño y serrano. El bosque nativo fluvial o ribereño es uno de los que tiene mayor extensión en Uruguay. Se encuentra asociado a los ríos y arroyos de todo el país, en una zona de transición entre los ambientes terrestres y acuáticos. Posee especies hidrófilas que se ubican más cercanas al curso de agua y es proveedor de una serie de servicios ecosistémicos muy importantes (MGAP, 2018). Igualmente, otras coberturas del suelo como campo natural y arbustales pueden cumplir funciones similares y cada vez más se analiza la eficacia relativa de cada tipo de cobertura vegetal (Rodríguez-Gallego et al., 2020; Ruibal, 2018; Lescano et al., 2017; Aguiar et al., 2015a; Otto et al., 2012, 2008; Borin et al., 2010; Lee et al., 2000; Schmitt et al., 1999).

A nivel mundial se han investigado los beneficios que generan las zonas buffer en la retención de sedimentos, nutrientes y pesticidas de origen agropecuario. Existe consenso acerca de la capacidad de las zonas buffer en la reducción de los aportes de nutrientes que se transportan en el agua de drenaje superficial y subsuperficial (Lowrance et al., 1984; Peterjohn & Correll, 1984; Haycock, Pinay & Walker, 1993). En particular logran buen rendimiento en la retención de sedimentos y contaminantes unidos a los sedimentos (Schmitt et al., 1999; Dillaha et al., 1989), pudiendo disminuir un poco su eficacia en el caso de los contaminantes disueltos.

La mayoría de las investigaciones que involucran a las zonas buffer son en zonas templadas, principalmente Europa y Estados Unidos según las revisiones realizadas por Luke et al., 2019 y Guillén, 2021, quienes encontraron muy pocos estudios en zonas tropicales. A nivel regional, hay autores que han estudiado el comportamiento de zonas buffer riparias en Brasil y Uruguay (Rodríguez-Gallego et al., 2021 y 2020; Nóbrega et al., 2020; Lescano et al., 2017; Aguiar et al., 2015a y 2015b). En Uruguay son pocas las investigaciones que evalúan el servicio ecosistémico brindado por las zonas buffer de atenuación de la contaminación, proveniente de las zonas agropecuarias. Aún faltan

investigaciones que evalúen la eficiencia de las zonas buffer. En este contexto, es de relevancia que se lleven a cabo estudios en los cuales se instalen parcelas y que utilicen aproximaciones con simulación de lluvia o estudios que analicen el efecto de coberturas contrastantes en diferentes contextos productivos.

2. OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar el aporte de nutrientes en agua de escorrentía superficial del bosque nativo en diferentes estados de conservación, en contraste con el aporte de coberturas asociadas a los principales usos productivos del suelo.

Objetivos específicos

- 1 Estimar el escurrimiento superficial de agua de las distintas coberturas del suelo a través de simulaciones de lluvia.
- 2 Analizar la concentración de nutrientes (N y P) en el agua de escurrimiento simulada en dichas coberturas y determinar la carga exportada.
- 3 Analizar las características físicas de los suelos en todas las coberturas y su relación con el movimiento del agua superficial.
- 4 Comparar el aporte de nutrientes de cada cobertura del suelo, especialmente analizando la capacidad del bosque de atenuar dicha exportación en función de su estado de conservación.
- 5 Generar insumos y aportes para la gestión de cuencas y las zonas buffer para disminuir la carga de nutrientes que llegan al agua.

3. METODOLOGÍA

3.1 Descripción de los sitios de estudio y tratamientos

La determinación de los sitios para realizar la simulación de escorrentía se realizó de acuerdo a las áreas seleccionadas por el Proyecto REDD+ Uruguay (2020). Es así que se eligieron los sitios de bosques categorizados según el grado de invasión de especies exóticas. De esta forma, a partir de los antecedentes y la información de especies exóticas invasoras del Inventario Nacional Forestal se seleccionaron 3 sitios de estudio. Los sitios se ubicaron en la zona suroeste del país, en San José (1), Flores (2) y Colonia (3) (Tabla 1).

Tabla 1. Sitios y coberturas del suelo donde se realizó simulación de escurrimiento. Se indican las coberturas del suelo y fechas de muestreo. AGR: agricultura, CN: campo natural, BC: bosque conservado, BBD: bosque de baja densidad, BEI: bosque invadido y AF: forestación.

Sitio 1 - San José		Sitio 2 - Flores		Sitio 3 - Colonia	
AGR	27/5/2020	AGR	4/6/2020	AGR	10/7/2020
CN	27/5/2020	CN	4/6/2020	CN	8/7/2020
BC	27/5/2020	BC	3/6/2020	BC	10/7/2020
BBD	2/6/2020	BBD	4/6/2020	BBD	9/7/2020
BEI	28/5/2020	BEI	3/6/2020	BEI	9/7/2020
AF (Florida)	7/6/2022	AF	8/6/2022	AF (Florida)	7/6/2022

Para el estudio se seleccionaron sitios con características similares de los suelos dominantes (MGAP, Carta de reconocimiento de suelos 1:1.000.000. Montevideo. Uruguay. 1976) así como también pendientes similares. Las principales unidades de suelos seleccionadas para la investigación fueron San Gabriel - Guaycurú, Libertad, Kiyú y Tala-Rodríguez (CRS MGAP, 1976), dichas unidades están integradas mayoritariamente por suelos del orden melánico, principalmente del gran grupo Brunosol para la clasificación nacional (Mollisoles para la clasificación USDA).

En cada sitio se encontraban las seis coberturas del suelo (tratamientos) estudiadas, cercanas entre sí:

- 1) Bosque conservado (BC): bosque que muestra un dosel cerrado en las imágenes satelitales y en el campo.
- 2) Bosque de baja densidad (BBD): bosque que muestra un dosel con espacios abiertos donde la distancia entre árboles permite el crecimiento de distintas especies de campo natural.
- 3) Bosque invadido (BEI): bosque invadido por especies de árboles exóticas (en general predominó *Ligustrum lucidum*, y otras especies en menor abundancia como *Gleditsia triacanthos*, *Melia azedarach*, entre otras).
- 4) Campo Natural (CN).
- 5) Agricultura (AGR): cultivo de pasturas implantadas
- 6) Forestación artificial (AF): con especies del género *Eucalyptus*, con más de 10 años de antigüedad.

El bosque nativo en todos los casos fue de tipo fluvial. Se eligieron zonas alejadas del margen del cauce, que presentaban especies que toleran muy baja frecuencia y duración de inundación (especie predominante *Scutia buxifolia*). Las chacras con AGR de los sitios 1 y 2 se encontraban con pasturas instaladas de más de 1 año y en el sitio 3 presentó una pastura de 1er año en crecimiento. Los tratamientos con campo natural, agricultura y forestación artificial fueron incluidos para tener valores de referencia de otros

agroecosistemas con diferente intensidad de uso y manejo de suelos, con los que comparar los valores obtenidos en el bosque nativo. En la figura 1 se muestran los 18 puntos del muestreo para la simulación de escorrentía superficial para las tres zonas del país. Para AF se seleccionaron dos sitios en el departamento de Florida (San Pedro y Casupá) debido a que fueron los sitios encontrados con las mismas características de suelos y pendientes y con forestación comercial de similar antigüedad. La unidad San Gabriel Guaycurú es muy amplia y la forestación se concentra en la zona más al norte de la unidad. El tercer sitio fue en Flores, en el sitio 2, muy cerca de los demás tratamientos. En el anexo 1 se presenta información complementaria. Las fechas de realización del trabajo de campo para los bosques nativos, AGR y CN fueron durante la ejecución del proyecto Redd+ (2020). AF fue incorporado para este trabajo en el año 2022. Los muestreos fueron realizados en la misma época del año (otoño-invierno), entre mayo y julio (Tabla 1).

Este trabajo se realizó en el marco del Proyecto Redd+ Uruguay (2020) como parte del Producto 4: Beneficios múltiples y Producto 6: Dinámica del bosque, en el marco de un convenio entre el INIA y el CURE (Maldonado y Rocha).

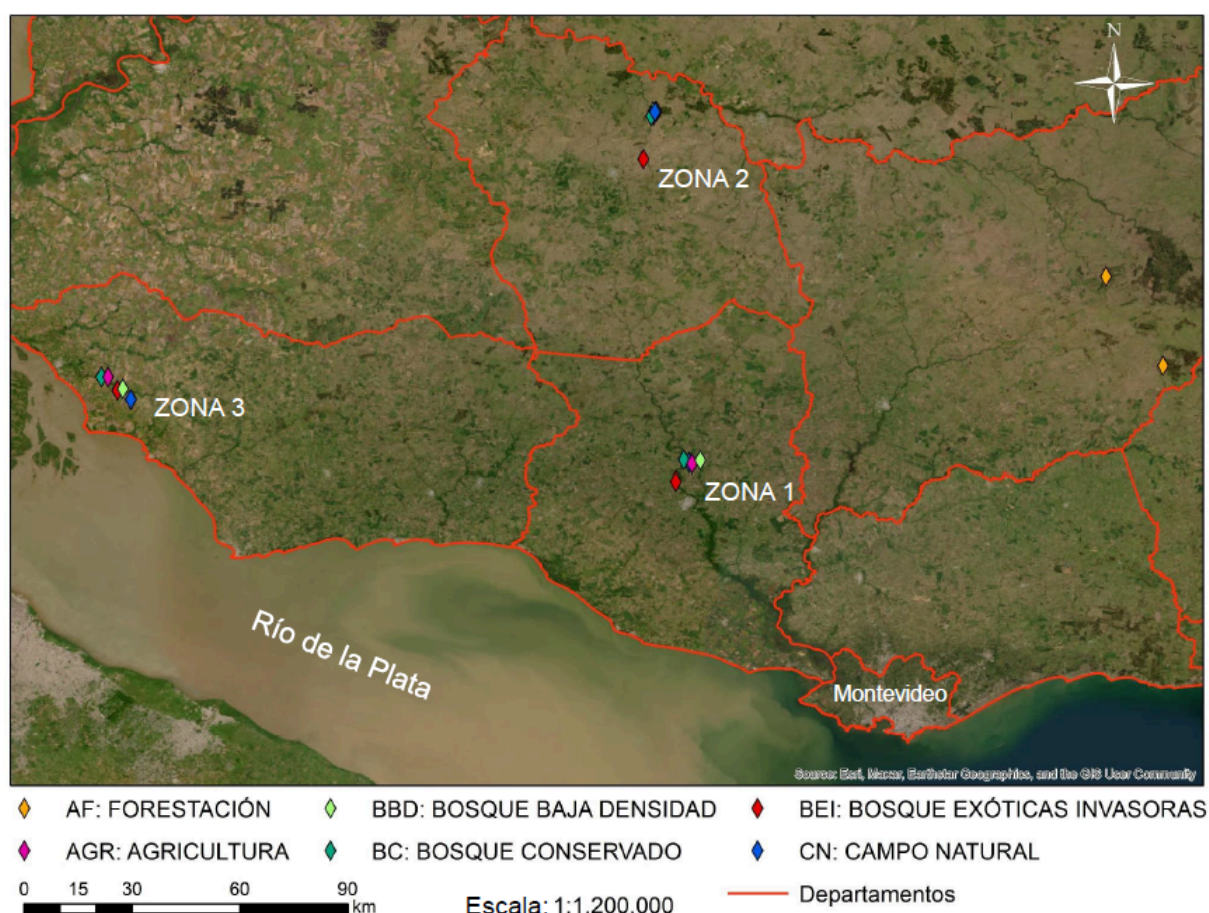


Figura 1. Mapa con las tres zonas donde se realizaron los experimentos de simulación de escorrentía. Se indican los seis tratamientos analizados: AF, AGR, BBD, BC, BEI y CN (rombos de colores) y los límites departamentales en rojo.

3.2 Descripción y análisis de suelos

En cada sitio, adyacente a la parcela de simulación, se realizó una descripción in situ del perfil del suelo, con taladro holandés, describiendo la textura al tacto, color (tabla Munsell), profundidad de horizontes y descripción de características morfológicas visibles a simple vista o con lupa (8x). Para la determinación de la concentración de P (P Bray) y N total (NT), en cada sitio, se obtuvo una muestra de suelo con calador por tratamiento, compuesta por 10 a 12 submuestras, que fueron colectadas en el área circundante a tres profundidades distintas (0 - 2.5 cm; 2.5 - 7.5 cm, y 7.5 - 15.0 cm) (n=3). Para la determinación de carbono orgánico en suelo (Corg) se colectaron 6 submuestras con pala a dos profundidades (0 - 5.0 cm y 5.0 - 10.0 cm) y se compuso una muestra única (n=3). La textura se determinó a través una muestra compuesta (6 submuestras tomadas con pala) de 0 a 10 cm. Para analizar Dap se tomaron 3 muestras a dos profundidades (0 - 5.0 cm y 5.0 - 10.0 cm) por tratamiento (n=9). Por último, se tomó una muestra compuesta (6 submuestras tomadas con pala) de 0 a 10 cm de profundidad y se secó durante 48 hrs. a 105 °C, para determinar el contenido gravimétrico de agua del suelo al momento de realizar la simulación de escorrentía. Los análisis de P Bray, NT, Corg y textura fueron analizados en un laboratorio privado. Las variables Dap y contenido gravimétrico, así como los nutrientes asociados al agua de escorrentía fueron determinadas en los laboratorios del Centro Universitario Regional Este. Para los análisis de suelo, n=3, se cuenta con todos los datos en total 18 observaciones. Para Dap se cuenta con 54 observaciones, n=9. En la Tabla 2 se resumen los indicadores analizados y las metodologías utilizadas.

Tabla 2. Variables del suelo. Se indica la metodología y la profundidad del suelo a la que se tomó la muestra.

Indicador	Metodología	Profundidad (cm)
P Bray	Espectrofotométrico	0.0 - 2.5
		2.5 - 7.5
		7.5 - 15.0
N Total	Kjeldahl	0.0 - 2.5
		2.5 - 7.5
		7.5 - 15.0
Carbono Orgánico	Walkey- Black	0.0 - 5.0
		5.0 - 10.0
Densidad Aparente	Burke	0.0 - 5.0
		5.0 - 10.0
Textura	Bouyoucos	0.0 - 10.0

3.3 Simulación de lluvia

En cada zona y cobertura del suelo se realizaron simulaciones de lluvia que generaron escurrimiento superficial en una microparcela, empleando un “mini-simulador de lluvia”, modelo Eijkelkamp - Agrisearch Equipment, según la metodología descrita en Kamphorst (1987). El simulador consiste en un aspersor con 49 capilares y un regulador de presión incorporado, necesario para producir una “lluvia” estándar con gotas de tamaño uniforme, que caen desde una altura mínima de 0.4 m sobre una parcela de 0.0625 m² (Iserloh et al.,

2013). Cada simulación consistió en una lluvia de 3 minutos de duración con una intensidad de 360 mm/h (Fig. 2).

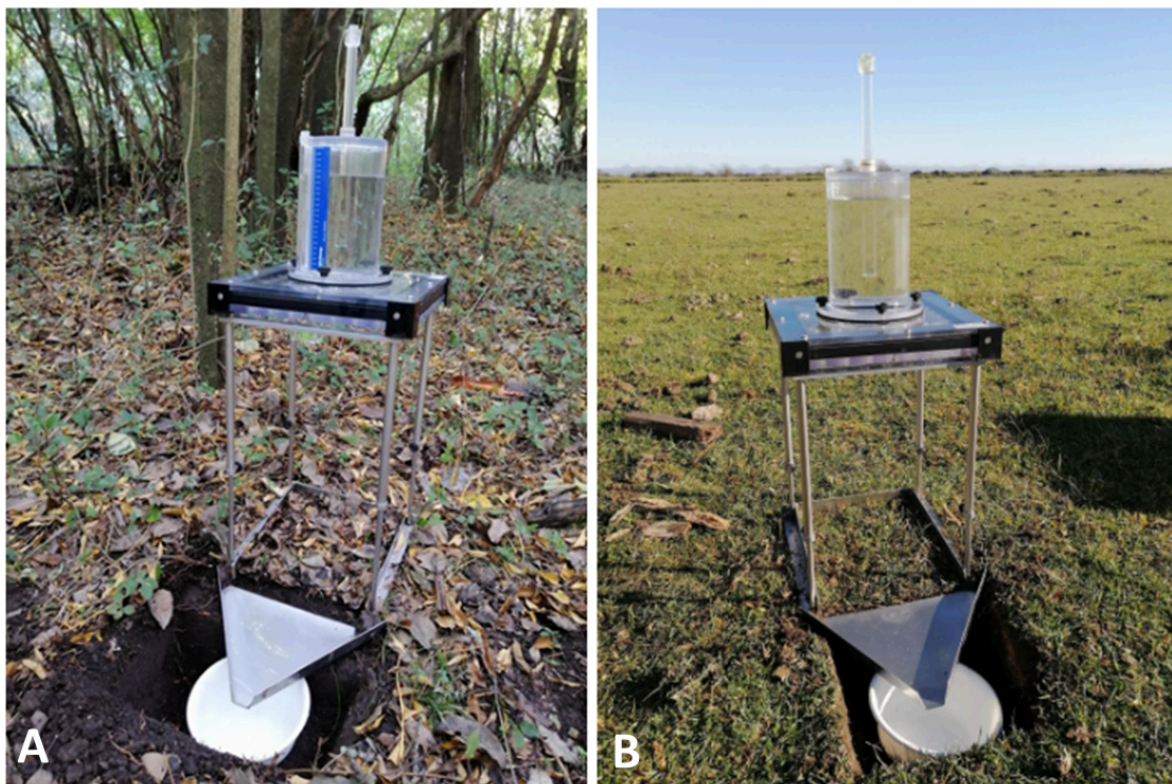


Figura 2. Imágenes de la simulación de escorrentía en dos tratamientos contrastantes: bosque nativo invadido con *Ligustrum lucidum* y con abundante mantillo (A) y en campo natural (B).

3.4 Nutrientes en agua de escurrimiento

En cada tratamiento (cobertura del suelo) se realizaron tres simulaciones de escorrentía (réplicas) con agua destilada. En cada simulación se registró el volumen de lluvia generada (mL), de agua escurrida (mL) y posteriormente, se calculó el coeficiente de escurrimiento superficial como el cociente de estas variables. También se registró el tiempo de inicio de la escorrentía. Además se registró el porcentaje de suelo desnudo dentro de cada parcela de simulación, el valor fue generado en base a la observación visual. Debido a la baja generación de escorrentía en las parcelas de bosque se ajustaron los pasos para realizar la simulación, siendo necesario hasta 4 simulaciones de tres minutos cada una por sitio para poder obtener una muestra de agua de escorrentía suficiente para realizar la determinación de nutrientes en agua.

En cada simulación se colectó el agua de escorrentía generada, para la posterior determinación de la concentración de nutrientes y sólidos en suspensión. En el agua sin filtrar se determinó: fósforo total (PT; digestión mediante Valderrama, 1981; Murphy & Riley, 1962) y nitrógeno total (NT; Valderrama, 1981 y Müller & Widemann, 1955). Para el filtrado del agua se utilizaron filtros con tamaño de poro de 1.2 μm . Del agua filtrada se determinó: fósforo reactivo soluble (PO_4 ; Murphy & Riley, 1962), nitrato (NO_3 ; Müller & Widemann, 1955), nitrito (NO_2 ; Bendschneider & Robinson, 1952) y amonio (NH_4 ; Koroleff, 1970).

Además se calculó el nitrógeno inorgánico disuelto (NID), como la suma de las formas disueltas de N (NO_3 , NO_2 y NH_4). En los filtros utilizados se determinaron sólidos en suspensión (SS; American Public Health Association, 1985). La carga para cada variable se estimó como el producto del valor de la concentración y del volumen de escorrentía simulado. Debido a que es un experimento muy corto, se la considera como una carga instantánea. Cada variable relacionada a la escorrentía simulada contó con 54 muestras ($n=9$). De las 54 observaciones totales se eliminó la repetición del sitio 1 de BC (repetición 2) porque no generó escurrimiento, por lo tanto no se cuenta con información de concentración y carga de nutrientes en agua.

3.5 Análisis estadístico

Se realizó un análisis exploratorio y descriptivo de las variables de toda la base de datos, en primer lugar mediante diagramas de cajas para cada variable individual (box plots) donde se representan la mediana, el primer y tercer cuartil de los valores, el rango intercuartil (línea vertical) y los outliers. Para entender la relación entre variables de interés se realizaron análisis de correlación de Spearman, gráficos de pares de variables y se exploraron ajustes lineales.

Para determinar si las diferencias entre tratamientos en las variables de interés son significativas se realizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA), donde el factor analizado fue el tratamiento (uso del suelo). Para validar el ajuste de los ANOVA se realizó el análisis de los residuales de los modelos ajustados (Anexos 3). Se realizaron test de Tukey para comparar todos los pares de tratamientos y ver si existen diferencias significativas entre ellos. Además se utilizó el método de Matriz de Contrastes Ortogonales ("orthogonal contrasts"), para esto se crearon tres vectores cuyos coeficientes indican los niveles del factor uso del suelo a comparar en cada contraste (Bretz et al. 2011; Inchausti 2023), con el fin de realizar comparaciones específicas entre tratamientos y determinar si existe significancia estadística entre el promedio de los tres bosques nativos (BC y BBD y BEI) contra AF, AGR y CN.

Se utilizó la técnica de agrupamiento PAM (Partition Around Medoids) que divide un conjunto de datos en una cantidad (k) de grupos. Para agrupar las observaciones esta técnica utiliza a los "individuos representativos" (o medoides) y asigna cada observación al grupo del medoide más cercano. El objetivo de la función es minimizar la suma de las disimilaridades al resto de los integrantes. El algoritmo primero calcula el punto central de todos los puntos de datos en un solo grupo y el medoide se desplaza a ese punto. Luego, se recalculan las distancias de todos los puntos al medoide más cercano y los puntos de datos se reasignan a sus medoides más cercanos. Estos pasos continúan realizándose hasta que los medoides dejan de moverse y los puntos de datos permanecen igual (Ribón y Varela, 2022; Montoya, 2023). Para realizar el análisis PAM es necesario seleccionar el número de grupos en que se va a agrupar el cluster. Para ello se utilizó el número de silueta promedio (average silhouette method), el cual mide la calidad del agrupamiento, un ancho de silueta promedio alto indica que la calidad de la agrupación es buena, este valor ayuda a definir la cantidad de grupos que se van a elegir para realizar el cluster (Ribón y Varela, 2022). Para realizar el gráfico del cluster se utiliza una función que agrupa las variables en dos ejes principales para visualizar los datos agrupados (Montoya, 2023).

Para el análisis PAM primero se escalaron y centraron las variables. Por un lado se analizaron todas las variables de agua (concentración y carga de nutrientes en agua de escurrimiento) y por otro lado se analizaron todas las variables asociadas a las propiedades del suelo (P Bray, NT, Corg, Dap, % de arcilla y humedad del suelo, en las profundidades analizadas).

Para el análisis estadístico de datos se cuenta con 54 observaciones (n=9) para los tres sitios, para todos los análisis de agua que incluyen concentración y carga de nutrientes, y sólidos en suspensión. Por otro lado, para el resto de los análisis de suelos se cuenta con 18 observaciones, n=3. Todos los análisis exploratorios y estadísticos fueron realizados con el software libre R y el entorno de desarrollo integrado RStudio (versión 4.2).

4. RESULTADOS

4.1 Descripción de los sitios y cobertura del suelo

En las zonas del país 1 y 2 la simulación de escorrentía se realizó dentro de un período sin lluvias de varias semanas, mientras que en el caso de la zona 3 se realizó unos días después de una lluvia moderada. El contenido de humedad de los suelos fue de bajo a moderado en todos los casos, con un mínimo de 8.8 % y un máximo de 36.5 %.

En las zonas 1 y 2, los tratamientos de AGR, CN y la mayor parte de los bosques nativos se ubicaron en sitios muy cercanos y/o adyacentes entre sí, con distancias entre ellos de entre 0.4 km como mínimo y 3.8 km como máximo; mientras que el BEI se ubicó un poco más lejos, a una distancia entre 6 a 12 km. Sin embargo, en la zona 3 los tratamientos estuvieron ubicados a mayor distancia entre sí, la distancia mínima entre tratamientos fue de 1.4 km y la máxima de 9.3 km. En el caso de la forestación con *Eucalyptus*, en la zona 2 en Flores se seleccionó un sitio muy cercano a los demás usos del suelo, sin embargo en las zonas 1 y 3 no se registraron predios aforestados con las características requeridas, por lo tanto se eligieron dos sitios en el departamento de Florida que sí cumplían con esas características. Los tratamientos de CN seguramente no representaron sitios de buen estado de conservación, ni necesariamente bien manejados, sino que fueron los más cercanos al resto de los tratamientos y en algunos casos los únicos existentes en la zona (en Colonia fue prácticamente el único sitio de CN que se encontró en la zona). Las chacras con AGR de las zonas 1 y 2 presentaron pasturas de más de un año, mientras que la zona 3 presentó una pastura de 1er año en crecimiento, en suelos de mayor pendiente que las restantes, debido a la imposibilidad de acceder al sitio preseleccionado en un principio.

El CN de las zonas 1 y 2 presentó una cobertura del suelo relativamente baja y una altura de pasto menor a 5 cm, mientras que en la zona 3 se observó una alta densidad de *Cynodon dactylon* que debió ser recortada para alcanzar una altura de 5 cm para llevar a cabo la simulación de lluvia. Los bosques con exóticas invasoras estuvieron dominados principalmente por ligustro (*Ligustrum lucidum*), con invasión elevada a muy severa, en estas zonas el ligustro estaba en muy alta densidad y la luz solar tenía poca penetración en el bosque. En AF el suelo se encontraba principalmente bajo sombra y con una cubierta de

hojas secas y duras que cubrían el suelo casi en su totalidad, no dejando muchos espacios ni recursos para que puedan crecer otras plantas (Fig. 3).



Figura 3. Cobertura de suelo en las parcelas de simulación de escorrentía por zona (S) y tratamiento.

El porcentaje de suelo desnudo fue mayor en AGR con un promedio de 42 %, mientras que en los demás usos del suelo fue considerablemente menor, en general en torno a 10 % (Fig. 4). La cobertura del suelo en los bosques de alta densidad estuvo caracterizada por la hojarasca, mientras que en el CN y el BBD por gramíneas (Poaceas) y otras especies de diferente porte. La hojarasca fue diferente en los tres bosques de alta densidad, mientras que en el BC estaba compuesto por pequeñas hojas quebradizas que se incorporaban gradualmente al suelo, en el BEI y la AF las hojas y cortezas y ramas en el caso de AF eran de gran tamaño, muy coriáceas y no se desintegraban hasta incorporarse al suelo.

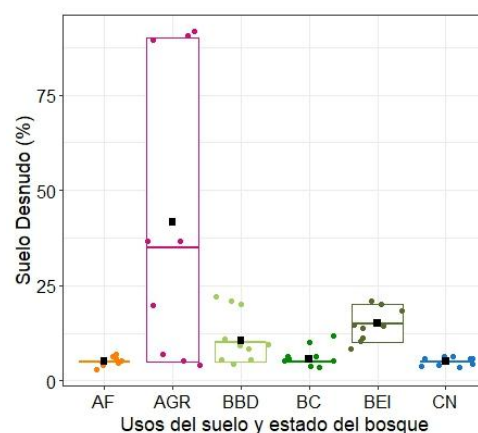


Figura 4. Porcentaje de suelo desnudo y tratamientos.

4.2 Descripción de los suelos en los tratamientos

Para las zonas con CN y AGR se verificó en campo el tipo de suelo predominante, de acuerdo a las unidades de suelos seleccionadas. En los sitios con AGR se encontró una degradación importante de las propiedades físicas, lo cual se tradujo en horizontes A de poca profundidad y colores claros con aumento de la densidad aparente en los horizontes subsuperficiales y bajo contenido de Corg. En el CN no se encontraron niveles importantes de degradación. Para los distintos bosques los tipos de suelos fueron más variados, en algunos casos se encontraron suelos de tipo fluvial (Fluvisol), esta situación se observó en BC y BEI de la zona 1 y en BC de la zona 2. Esto claramente estuvo asociado a la posición topográfica y a la cercanía a los cursos de agua. En la Tabla 4 se pueden ver los análisis estadísticos realizados para la sección de suelos. En el anexo 1 se presentan las principales características descriptivas de todos los suelos como ser unidad, profundidad de los horizontes, color y clase textural. En el anexo 2 se puede ver una imagen del suelo modal (o más representativo) de cada tratamiento. A continuación se presentan las principales características físico-químicas de los suelos de cada tratamiento.

Tabla 4. Análisis estadísticos realizados, transformación requerida y p-valor según factor uso del suelo (AF, AGR, BC, BBD, BEI, CN). Todos los ANOVA fueron de una vía. MCO: matriz de contrastes ortogonales. bosques: promedio de BBD y BC y BEI. ns: no significativo. Códigos de significancia: '****' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05. Las celdas vacías indican que no hay significancia.

Variable de respuesta	Análisis y transformación	Factor Uso del suelo (p-valor)	MCO p<0.05 AGR vs bosques AF vs bosques CN vs bosques	Test de Tukey Diferencias significativas de los contrastes entre pares p<0.05
Densidad aparente 0-5 cm	ANOVA	0.0001889 ***	AGR vs bosques ** AF vs bosques **	AF tiene diferencias con BBD, BEI y CN AGR tiene diferencias con BBD, BEI y CN BC tiene diferencias con BBD Y BEI
Densidad aparente 5-10 cm	ANOVA	0.005711 **	AGR vs bosques **	AF tiene diferencias con BBD AGR tiene diferencias con BBD
P Bray 0-2.5 cm	ANOVA log10	0.0462 *	AF vs bosques *	AF tiene diferencias con AGR y BC
NT 0-2.5 cm	ANOVA	0.0459 *	AGR vs bosques * AF vs bosques *	
CO 0-5 cm	ANOVA	0.6249 ns		
Porcentaje de arcilla 0-10 cm	ANOVA log10	0.2339 ns		

4.2.1 Propiedades físicas

Textura

En su mayoría los suelos presentaron texturas de tipo arcillosas a francas. Para AF y AGR la arcilla varió entre 17.9 y 26.4%, en los bosques entre 19.2 y 52.5% y en CN entre 19.2 y 47.7%. Sin embargo, en suelos de bosque nativo en el sitio 3 se encontraron fracciones más gruesas siendo en algunos casos clases de tipo franco arenosa. En la tabla 3 se presenta el análisis granulométrico (0 - 10 cm) y la clase textural correspondiente.

Tabla 3. Textura para los primeros 10 cm del suelo según zona y tratamiento

Zona	Tratamiento	TEXTURA %			Clase Textural
		Arcilla	Arena	Limo	
1	AF	22.7	38	39.3	Franca
	AGR	26.4	47.1	26.5	Franco arcillo arenosa
	BBD	50.1	7.3	42.6	Arcillo Limosa
	BC	52.5	9.1	38.4	Arcillosa
	BEI	32.3	32.6	35.1	Franco Arcillosa
	CN	47.7	4.5	47.8	Arcillo Limosa
2	AF	17.9	51.7	30.4	Franca
	AGR	23.9	47	29.1	Franca
	BBD	51.3	3.7	45	Arcillosa
	BC	41.9	24	34.1	Arcillosa
	BEI	49.1	6	44.9	Arcillo Limosa
	CN	19.2	50	30.8	Franca
3	AF	24	39.8	36.2	Franca
	AGR	23.9	49.9	26.2	Franco Arcillo Arenosa
	BBD	29.9	25.4	44.7	Franco Arcillosa
	BC	23.9	53.5	22.6	Franco Arcillo Arenosa
	BEI	19.2	61	19.8	Franco Arenosa
	CN	27.5	30.3	42.2	Franco Arcillosa

En los bosques nativos se encontraron valores más altos de contenido de arcilla en los primeros 10 cm (Fig. 5), aunque las diferencias entre tratamientos no fueron estadísticamente significativas.

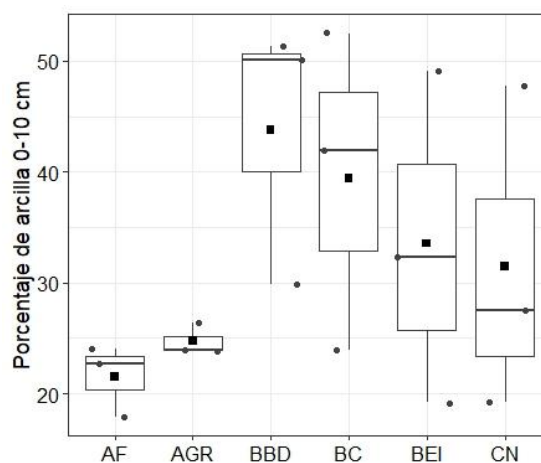


Figura 5. Porcentaje de arcilla según tratamiento

Densidad Aparente

En promedio los tratamientos con bosque nativo tuvieron una Dap menor que los tratamientos con AGR y AF, asociado a un mayor contenido de materia orgánica y a una mejor estructura general en los primeros 10 cm del suelo, lo cual aumenta la macroporosidad del suelo. Estos valores elevados de Dap en AGR y AF en contraste con los tratamientos con coberturas de suelo de bosque nativo y CN y especialmente en los primeros 0 - 5 cm, puede estar relacionado con efectos de compactación asociados a los sistemas de siembra de los cultivos.

La DAP del suelo de todos los tratamientos con bosque nativo (BC, BBD y BEI) fue en promedio de 1.28 g/cm³ a 0 - 5 cm de profundidad y fue significativamente menor que en AGR (1.51 g/cm³) y AF (1.47 g/cm³). En la profundidad de 5 - 10 cm la Dap de los bosques nativos en promedio fue de 1.37 g/cm³ y fue significativamente menor que en AGR (1.58 g/cm³) y AF (1.50 g/cm³). CN presentó valores similares de Dap a los 3 tipos de bosques (Fig. 6). Dentro de los bosques nativos, a nivel superficial (0 - 5 cm) BC fue significativamente mayor que BEI y BBD, y en la profundidad de 5 a 10 cm no se encontraron diferencias significativas entre estos (Tabla 4). Estos resultados coinciden con una investigación realizada en Uruguay en la cuenca del embalse de Paso Severino, en donde los autores encontraron valores similares de Dap en cultivos agrícolas y al compararlos con la Dap de las zonas buffer linderas, estas tuvieron valores significativamente menores (Rodríguez-Gallego et al., 2020).

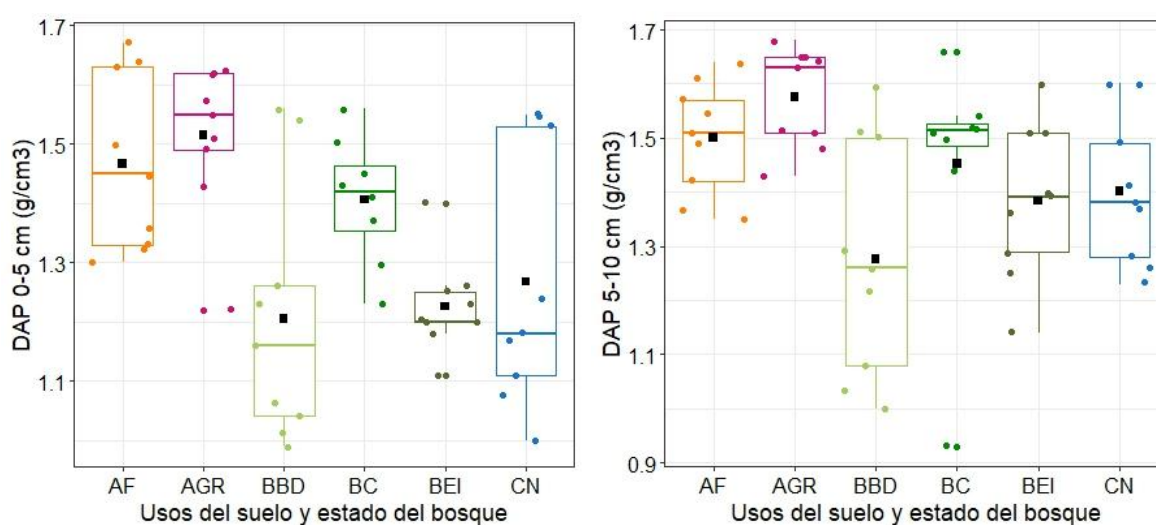


Figura 6. Densidad aparente del suelo (Dap) según tratamiento y profundidad

4.2.2 Propiedades químicas

Contenido de Fósforo Bray en suelos

El contenido de P Bray en suelos fue similar entre los bosques nativos y AGR, siendo más bajo en AF y CN, con diferencias más marcadas a nivel superficial. En los primeros 0 - 2.5 cm AF fue significativamente menor que AGR y BC; los bosques nativos no se diferenciaron entre ellos (Tabla 4). A profundidades del suelo mayores, las diferencias fueron menos marcadas, aunque AGR presentó valores levemente mayores. En AGR el valor promedio de P Bray para los primeros 0 - 2.5 cm fue de $28.7 \text{ ppm} \pm 4.6$, AF presentó el valor más bajo $6.0 \text{ ppm} \pm 1.0$ y el CN $14.3 \text{ ppm} \pm 5.5$. En los bosques, BC presentó los valores más altos $31.7 \text{ ppm} \pm 19.7$ al igual que en las otras profundidades, seguido de BEI con $27.7 \text{ ppm} \pm 29.9$ y por último BBD con $22.3 \text{ ppm} \pm 6.7$ (Fig. 7). Los bosques presentaron mayor variabilidad en el contenido de P Bray, a nivel superficial, posiblemente debido a una distribución espacial más heterogénea de los nutrientes en el suelo. La correlación entre el contenido de P Bray superficial de 0 a 2.5 cm con P Bray de 2.5 a 7.5 cm y de 7.5 a 15 cm fue de 0.74 y 0.70 respectivamente ($p < 0.05$).

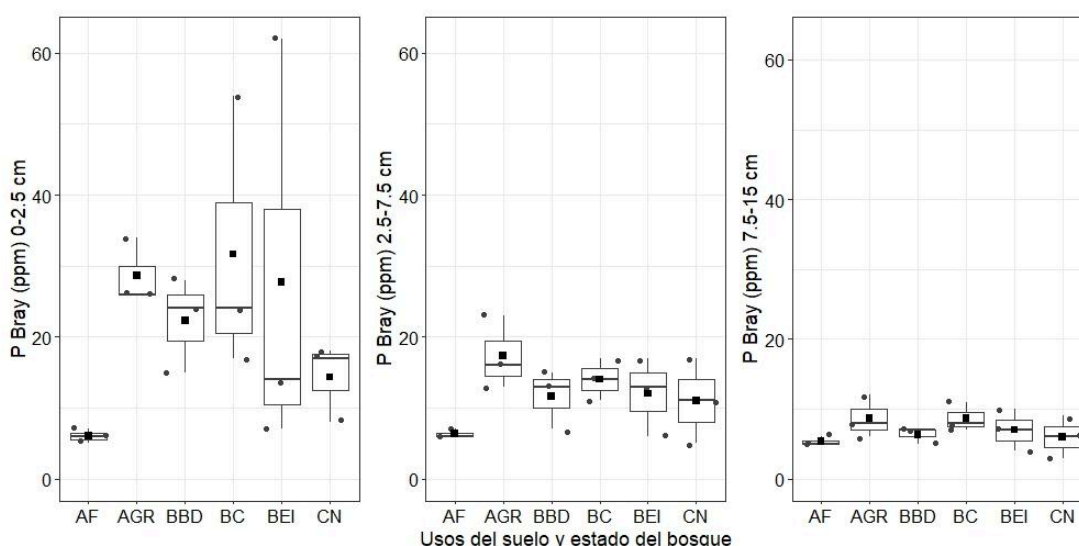


Figura 7. Concentración de P Bray en suelo, según tratamiento y profundidad.

Contenido de Nitrógeno total en suelos

El contenido de NT (%) en suelo (NTs) en AGR y AF fue significativamente menor al compararlo con el promedio de los bosques nativos, a nivel superficial (0 - 2.5 cm) (Tabla 4). Siendo en AGR y AF prácticamente la mitad que en CN y los tres tipos de bosques analizados en las tres profundidades. El contenido en superficie de NTs en AGR, fue $0.23 \% \pm 0.09$; en AF fue $0.23 \% \pm 0.05$, mientras que en CN fue de $0.52 \% \pm 0.22$. El bosque que presentó el mayor valor promedio de NTs superficial fue BBD con $0.64 \% \pm 0.13$, seguido de BEI con $0.56 \% \pm 0.21$ y por último el menor valor de los tipos de bosques se observó en BC con $0.44 \% \pm 0.21$ (Fig. 8). El mismo patrón se observó en las otras profundidades del suelo, aunque a mayor profundidad el contenido de NTs fue muy similar entre todas las coberturas

y usos del suelo. El contenido de NTs estuvo correlacionado de forma positiva y significativa entre las tres profundidades (NTs de 0 a 2.5 cm y de 2.5 a 7.5 cm: $r=0.94$; NT de 0 a 2.5 cm y de 7.5 a 15 cm: $r=0.52$, $p<0.05$).

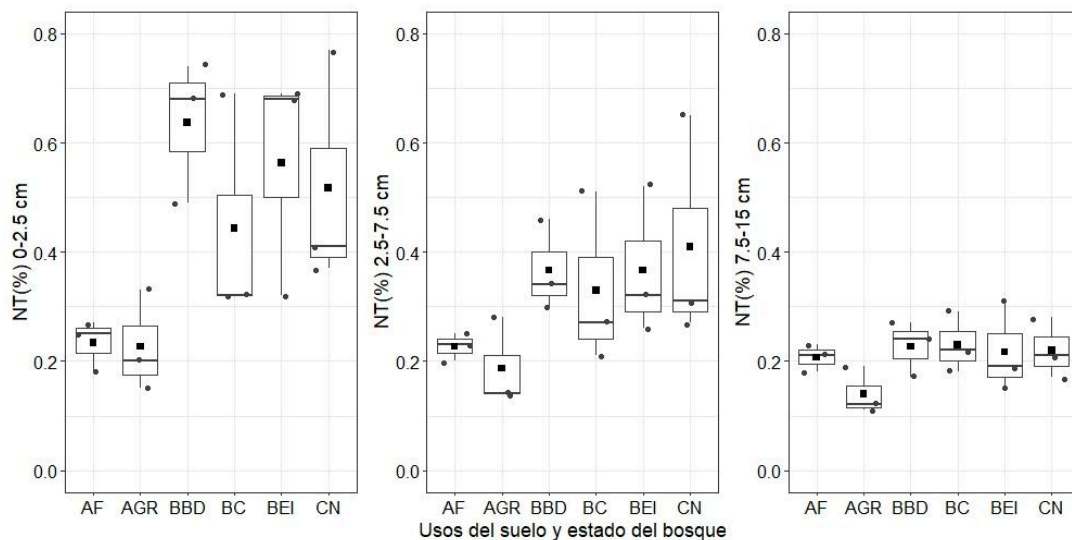


Figura 8. Concentración de Nitrógeno total (NT) en suelo, según tratamiento y profundidad.

Contenido de carbono orgánico

El contenido de Corg en suelo mostró un patrón muy similar al NTs, siendo prácticamente el doble en CN y los bosques que en AGR y AF en el suelo superficial (0 - 2.5 cm) y siendo muy similar en los bosques y CN (Fig. 9), de todas formas, a diferencia de NTs, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos. A mayor profundidad el contenido de Corg fue similar entre tratamientos. Además, el contenido de Corg en superficie estuvo fuertemente correlacionado con el NTs de 0 a 2.5 ($r=0.72$, $p<0.05$), pero no hubo correlación con P Bray a la misma profundidad.

Otra investigación en Uruguay encontró mayores contenidos de Corg en suelo a nivel superficial en zonas buffer con vegetación riparia que en cultivos con pasturas implantadas (Rodríguez-Gallego et al., 2020). Resultados similares fueron encontrados por Borin et al. (2010), en donde al comparar suelos de zonas buffer con suelos con cultivos agrícolas, observaron que las zonas buffer acumularon Corg en el suelo en el período de estudio a diferencia de las zonas agrícolas que emitieron Corg, posiblemente debido a la oxidación de la materia orgánica por los procesos más intensivos en el uso del suelo.

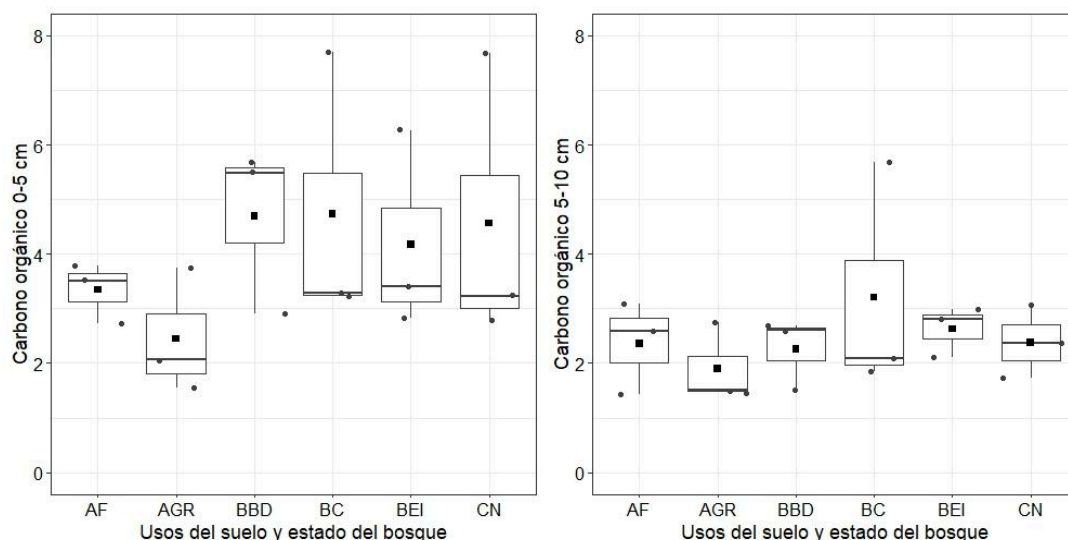


Figura 9. Porcentaje de Carbono orgánico según tratamiento y profundidad.

El análisis de agrupamiento PAM (Fig. 10) realizado con todas las variables de suelos analizadas (P Bray, NT, Corg, Dap, % de arcilla y humedad del suelo, en las profundidades analizadas) mostró diferenciación entre los suelos de AGR y AF que fueron asignados al grupo 1, con los demás tratamientos. La mayoría de los tratamientos con bosques nativos y CN fueron asignados al grupo 2; excepto por el CN de la zona 2 y los tres bosques de la zona 3 que quedaron en el grupo 1. El análisis PAM explica el 73.5 % de la variabilidad de los puntos a partir de los dos componentes analizados.

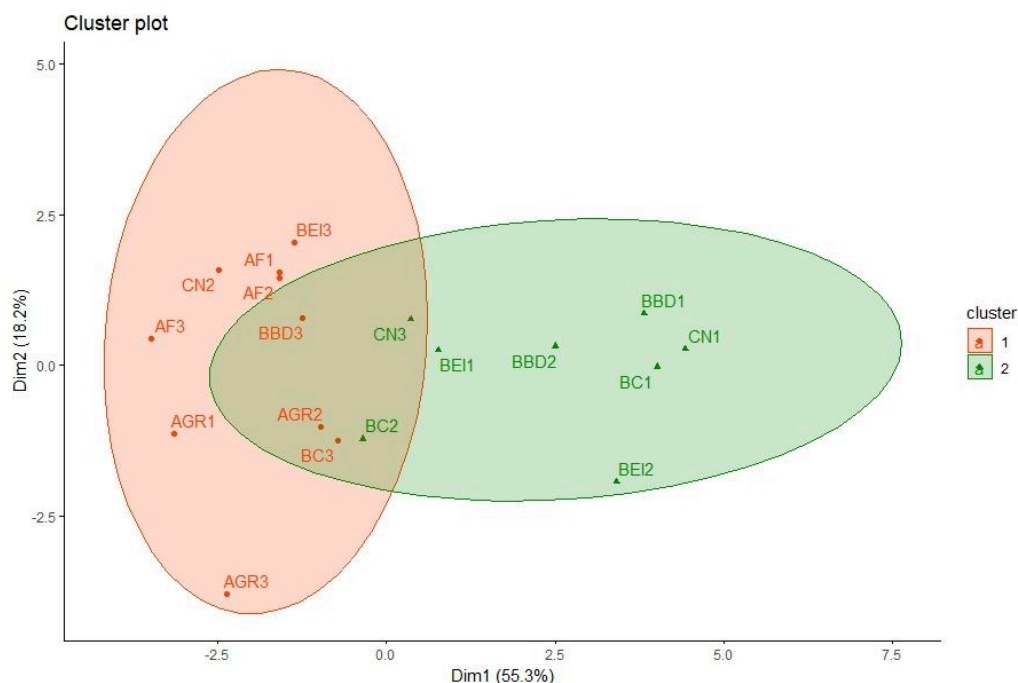


Figura 10. Análisis de agrupamiento PAM de las muestras de suelo según propiedades del suelo. Se indican los tipos de cobertura del suelo y los números refieren a la zona de referencia.

4.3 Simulación de escorrentía

La simulación de escorrentía presentó diferencias bien marcadas en las distintas coberturas del suelo. Los tratamientos se pueden agrupar en tres según el comportamiento que tienen: 1) AGR y AF, 2) BBD y CN, 3) bosques de alta densidad (BC y BEI) (Fig. 11 A). En AGR la media del coeficiente de escurrimiento fue el más alto (51.7 %), seguido por AF (37.7 %); en BBD y CN fue escurrida el 31.9 y 33.8 % del agua precipitada; y en los bosques de alta densidad BC y BEI el promedio del coeficiente de escurrimiento fue de 11.9 y 4.3 %. BC y BEI tomaron los valores más bajos, infiltrando en el suelo alrededor del 90 % del agua precipitada en forma de lluvia simulada.

El promedio del porcentaje de escurrimiento de los bosques nativos (BC, BBD y BEI) tuvo diferencias significativas al compararlo con AGR, AF y CN por separado. Estos datos demuestran que los bosques nativos tienen una alta capacidad de infiltración de agua en el suelo y que se diferencian de los cultivos artificiales en lo que refiere a los procesos de infiltración del agua en el suelo y escurrimiento superficial (Fig. 11 A). Otros trabajos también han reportado que las fajas de vegetación situadas en las zonas buffer tienen efecto en la reducción de la escorrentía y mejoran la capacidad de infiltración del agua en el suelo (Lee et al., 2000; Otto et al., 2008; Otto et al., 2012).

El tiempo promedio que demoró en iniciar el escurrimiento superficial luego de iniciada la precipitación simulada fue mínimo en AF y AGR con 28 y 40 segundos (s) respectivamente, seguido por BBD y CN con 84 y 100 s. Los bosques de alta densidad demoraron más en iniciar el escurrimiento, BC y BEI comenzaron a escurrir el agua en el suelo a los 116 y 461 s respectivamente. BEI fue el tratamiento que demoró más en escurrir agua superficial en suelo y el que tuvo mayor variabilidad debido a que la hojarasca presentó una textura muy gruesa (hojas de ligustro enteras) generando alta heterogeneidad entre sitios, lo que puede generar un efecto relevante en una parcela pequeña como la del simulador (25 x 25 cm) (Fig. 11 B).

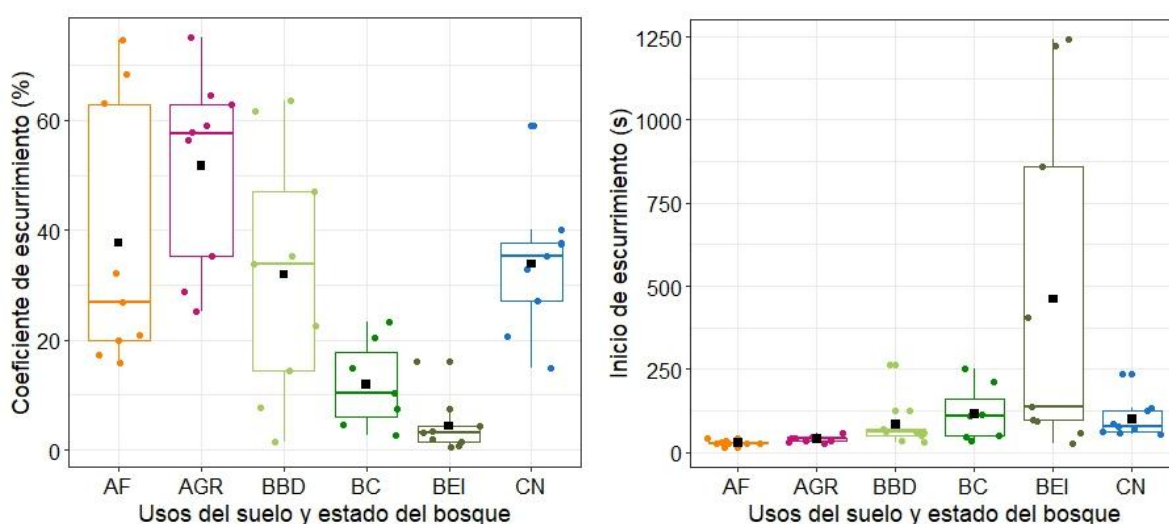


Figura 11. A) Coeficiente de escurrimiento según tratamiento. B) Tiempo de inicio de escurrimiento según tratamiento.

4.4 Nutrientes y sólidos en suspensión en agua de escorrentía simulada, comparación entre la concentración en agua y la carga exportada

La concentración de nutrientes en el agua de escorrentía mostró elevada variabilidad entre usos y coberturas del suelo. En general, se observó una tendencia a una mayor concentración de PO₄, PT, NT y SS en AGR, menores valores en bosques de alta densidad y valores intermedios en CN y BBD, aunque el nitrógeno inorgánico disuelto (NID, suma de las formas disueltas de N) fue mayor en los sitios con bosque. Debido a que el NO₃, NH₄ y el NO₂ se comportaron de forma similar, se muestran los resultados únicamente de NID. En general, los valores de concentración de nutrientes disueltos y particulados estuvieron correlacionados de manera positiva entre sí y con los SS. Los valores de ajuste significativos de dichas correlaciones en general superaron valores de $r=0.50$. Esto indica que el agua de escorrentía superficial en general aporta simultáneamente diferentes formas de nutrientes, aunque puedan predominar algunas de éstas en algunos sitios o momentos. No se observó correlación entre la concentración de nutrientes y el volumen de escorrentía.

La carga de nutrientes y sólidos suspendidos estuvo fuertemente determinada por el volumen escurrido, por lo que sus valores mostraron un resultado similar al del volumen de escorrentía (Fig. 15), aunque con algunas diferencias debido al efecto de las concentraciones. Los máximos valores de carga para los nutrientes y SS se observaron en AGR, seguido de CN y BBD, luego BC y BEI y por último AF fue el que tuvo los menores valores de carga (Figs. 12, 13 y 14). Aunque los distintos tipos de bosque nativo y CN en algunos casos mostraron comportamientos similares. Para la carga de PT, NT y SS, los tratamientos con AGR se diferenciaron significativamente del resto de los tratamientos (Tabla 5). Para los nutrientes disueltos (PO₄ y NID) se identificaron diferencias significativas entre AGR con el promedio de los bosques nativos ($p \leq 0.05$). De los tres bosques nativos, en general fue BEI el que obtuvo los menores valores de carga, seguido de BC (Figs. 12, 13 y 14). Las menores cargas exportadas de BEI estuvieron más influenciadas por el valor de menor escorrentía en este tipo de bosque que por las concentraciones en agua, las que en general fueron levemente mayores en BEI que en BC para NT, PT y SS.

Tabla 5. Análisis estadísticos realizados, transformación requerida y p-valor según factor uso del suelo (AF, AGR, BC, BBD, BEI, CN). Todos los ANOVA fueron de una vía. MCO: matriz de contrastes ortogonales. bosques: promedio de BBD y BC y BEI. ns: no significativo. Códigos de significancia: '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05. Las celdas vacías indican que no hay significancia.

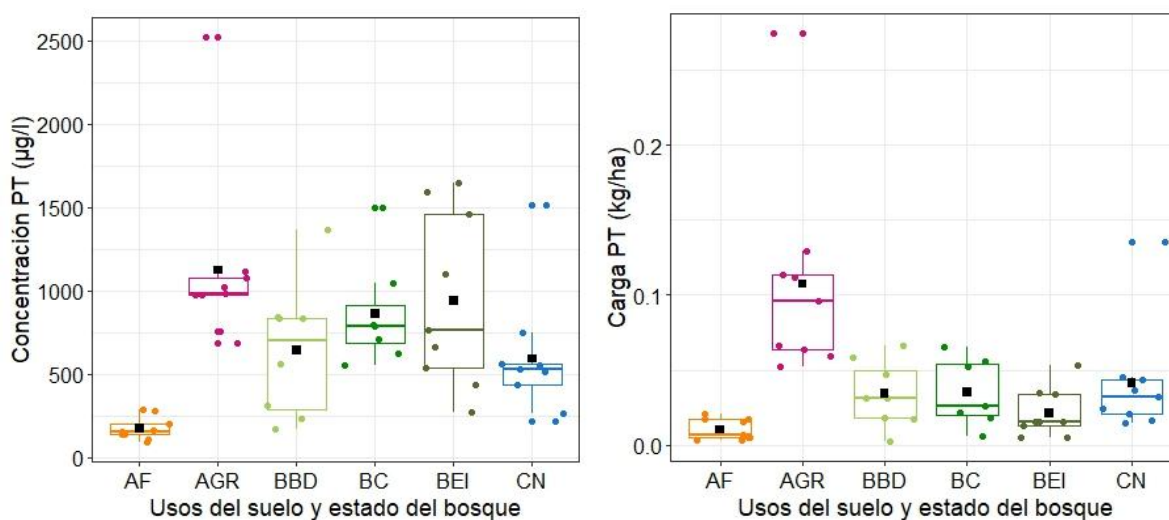
Variable de respuesta	Análisis y transformación	Factor Uso del suelo (p-valor)	MCO p<0.05 AGR vs bosques AF vs bosques CN vs bosques	Test de Tukey Diferencias significativas de los contrastes entre pares p<0.05
Porcentaje de escurrimiento	ANOVA log10	7.656e-09 ***	AGR vs bosques *** AF vs bosques *** CN vs bosques ***	AGR tiene diferencias con BC y BEI AF tiene diferencias con BC y BEI BEI tiene diferencias con todos CN tiene diferencias con BC y BEI
Concentración PT (µg/L)	ANOVA log10	1.358e-08 ***	AF vs bosques ***	AF tiene diferencias con todos AGR tiene diferencias con BBD y CN
Carga PT (kg/ha)	ANOVA log10	2.518e-06 ***	AGR vs bosques *** AF vs bosques **	AGR tiene diferencias con todos AF tiene diferencias con AGR, BBD y BC
Concentración PO4 (ug/L)	ANOVA log10	0.005848 **	AF vs bosques ***	AF tiene diferencias con todos
Carga PO4 (kg/ha)	ANOVA log10	0.0004671 ***	AGR vs bosques ***	AF tiene diferencias con AGR, BBD y CN BEI tiene diferencias con AGR, BBD y CN
Concentración SS (mg/l)	ANOVA log10	9.79e-07 ***	AGR vs bosques *** AF vs bosques ***	AF tiene dif con todos AGR tiene diferencias con BC, BBD y CN
Carga SS (kg/ha)	ANOVA log10	8.31e-08 ***	AGR vs bosques *** AF vs bosques *	AGR tiene diferencias con todos AF tiene diferencias con AGR, BBD y CN
Concentración NT (ug/L)	ANOVA log10	3.08e-11 ***	AF vs bosques ***	AF tiene diferencias con todos AGR tiene diferencias con BBD
Carga NT (kg/ha)	ANOVA log10	3.531e-08 ***	AGR vs bosques *** AF vs bosques ** CN vs bosques *	AGR tiene diferencias con todos AF tiene diferencias con todos CN tiene diferencias con BEI
Concentración NID (µg/l)	ANOVA log10	0.0661 ns		
Carga NID (kg/ha)	ANOVA	9.842e-05 ***	AGR vs bosques ***	AGR tiene diferencias con todos
Concentración NO3 (µg/l)	ANOVA log10	0.3454 ns		
Carga NO3 (kg/ha)	ANOVA	0.01011 *	AGR vs bosques **	AGR tiene diferencias con AF, BC, BEI y CN
Concentración Nh4 (µg/l)	ANOVA log10	0.09921 ns		
Carga Nh4 (kg/ha)	ANOVA	0.0006993 ***	AGR vs bosques ***	AGR tiene diferencias con BBD, BC y BEI AF tiene diferencias con AGR y CN
Concentración NO2 (µg/l)	ANOVA log10	0.1082 ns		
Carga NO2 (kg/ha)	ANOVA log10	0.0006104 ***	AGR vs bosques *** CN vs bosques **	AGR tiene diferencias con BBD, BC y BEI BEI tiene diferencias con AF y CN

4.4.1 Concentración y carga de P y SS en agua de escurrimiento según cobertura

La concentración promedio de PT fue máxima en AGR (1123 $\mu\text{g/l}$) y mínima en AF (173 $\mu\text{g/l}$). Los bosques de alta densidad, BEI y BC también presentaron valores elevados de PT, sin embargo la carga (variable que también considera el escurrimiento) presentó el valor más alto en AGR debido a la alta tasa de escurrimiento y fue mayor y significativamente diferente que el promedio de los tres bosques nativos, siendo también mínima en AF. Para el caso de la concentración de fosfato en agua (PO_4), no se observaron diferencias importantes, sin embargo AF tuvo una menor concentración y fue significativamente distinta a los demás tratamientos. La carga de PO_4 fue mayor en AGR y fue significativamente diferente al promedio de los bosques nativos (Fig. 12).

La concentración promedio de SS fue superior en AGR (3390 mg/l) y los menores valores registrados fueron en AF (140 mg/l), así como la carga que fue una de las variables que mayor diferencia presentó en relación a los usos y coberturas del suelo (Fig. 13). Para estas variables se encontraron valores mayores en AGR y significativamente menores que el promedio de los bosques nativos.

Estos resultados indican que la carga de SS que pueden estar exportando los bosques nativos es menor que los demás usos del suelo analizados.



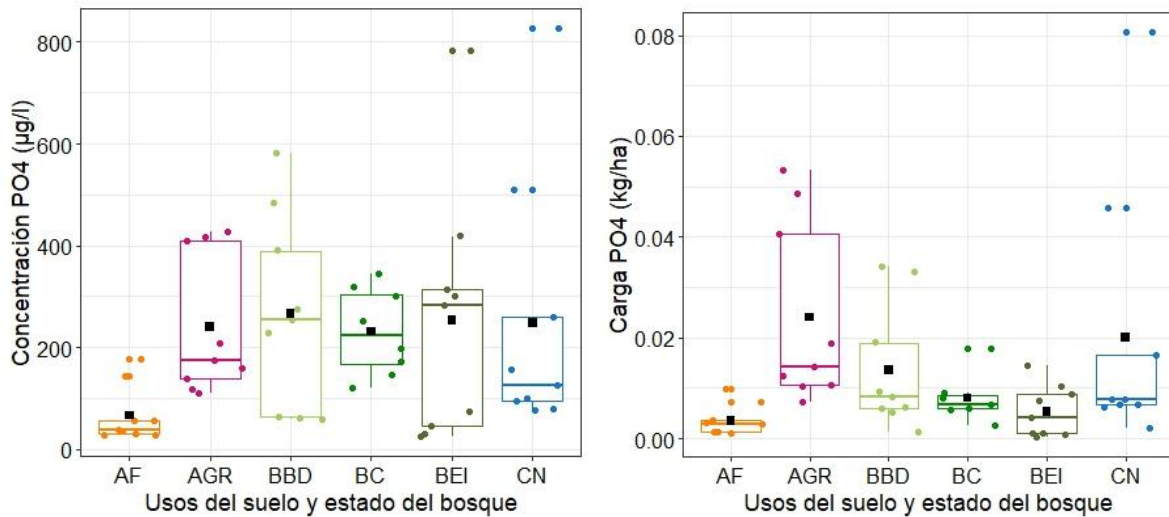


Figura 12. Concentración y carga de PT y PO4 según uso y cobertura del suelo.

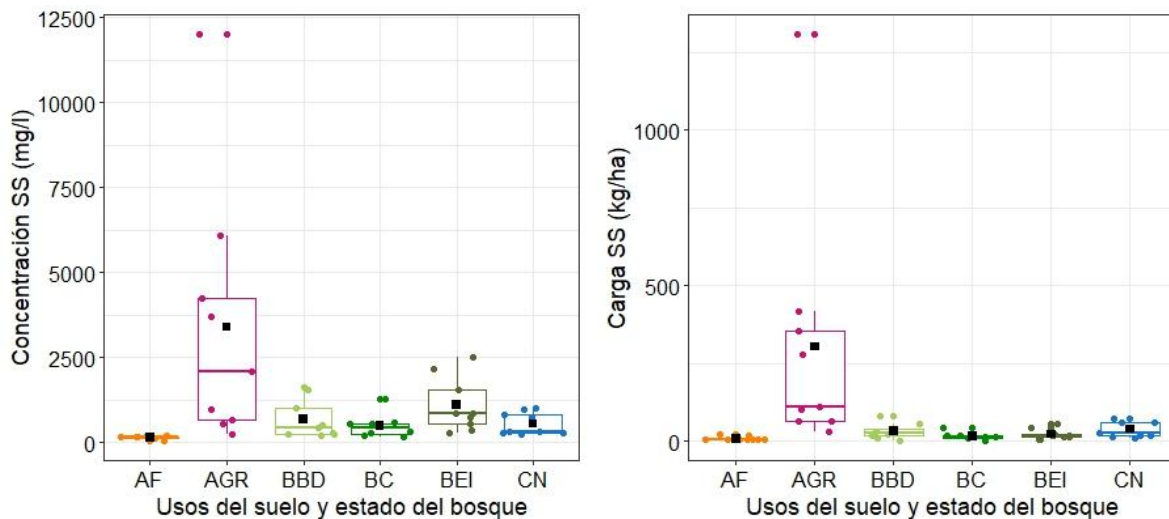


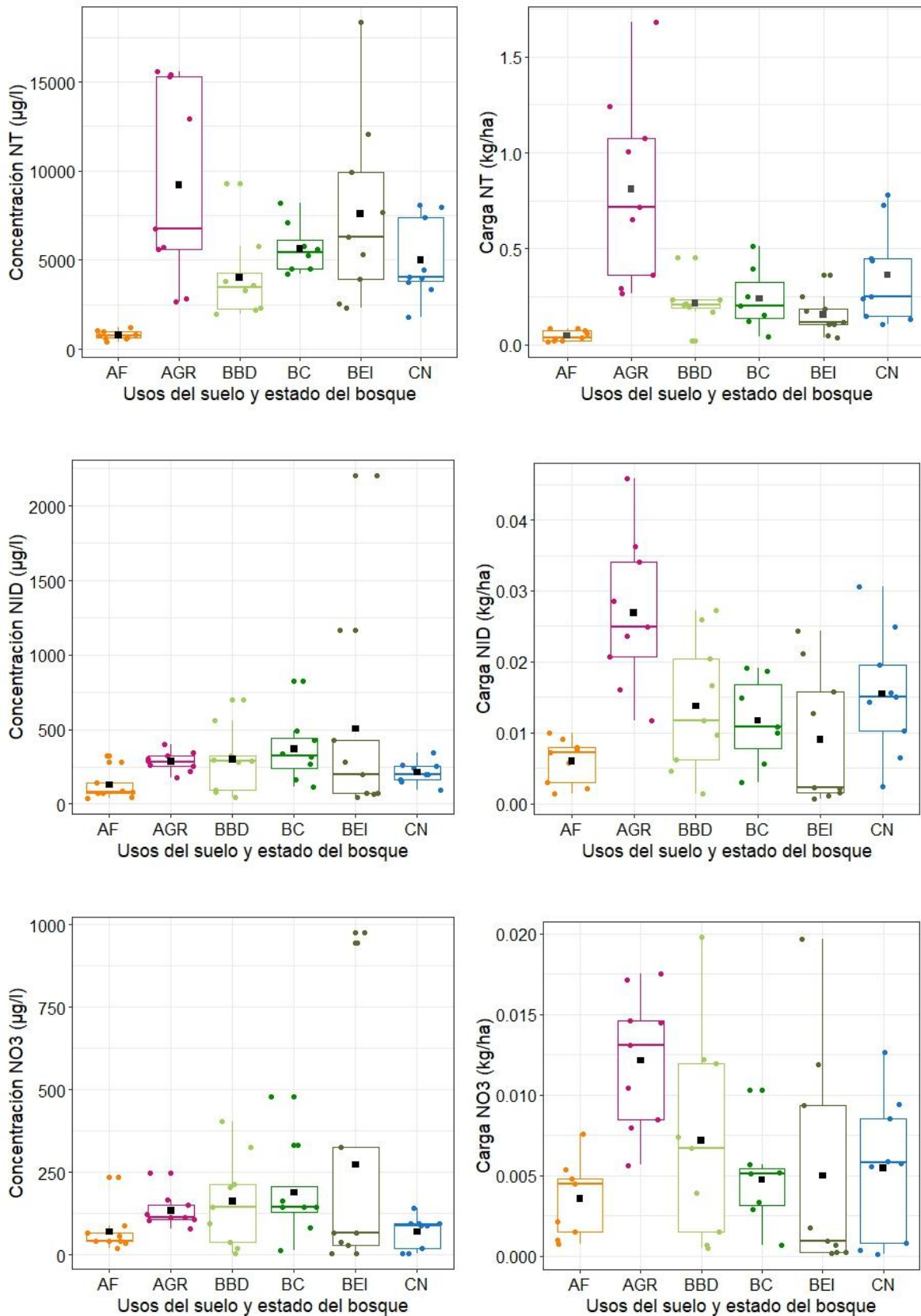
Figura 13. Concentración y carga de sólidos totales suspendidos (SS) según uso y cobertura del suelo.

4.4.2 Concentración y carga de N en agua de escurrimiento según cobertura

Tanto la concentración como la carga de NT fueron superiores en AGR (9208 $\mu\text{g/l}$ y 0.81 kg/ha, respectivamente). En el caso de la carga de NO_3 , fue significativamente mayor en AGR; sin embargo para la concentración de NO_3 no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. La concentración de NH_4 fue similar entre coberturas y la concentración promedio de NO_2 fue superior en AGR (9.68 $\mu\text{g/l}$) pero no se encontraron diferencias significativas para estas variables. La carga fue superior en AGR para todas las formas de N principalmente asociado a los mayores volúmenes de escorrentía y se diferenció estadísticamente del promedio de los bosques nativos (Fig. 14).

La concentración de NID en agua fue bastante similar entre las distintas coberturas del suelo y no presentó diferencias significativas entre estas. La carga de NID en agua de escorrentía

presentó diferencias significativas y fue mayor en AGR y fue significativamente diferente que el promedio de los bosques nativos (Fig. 14).



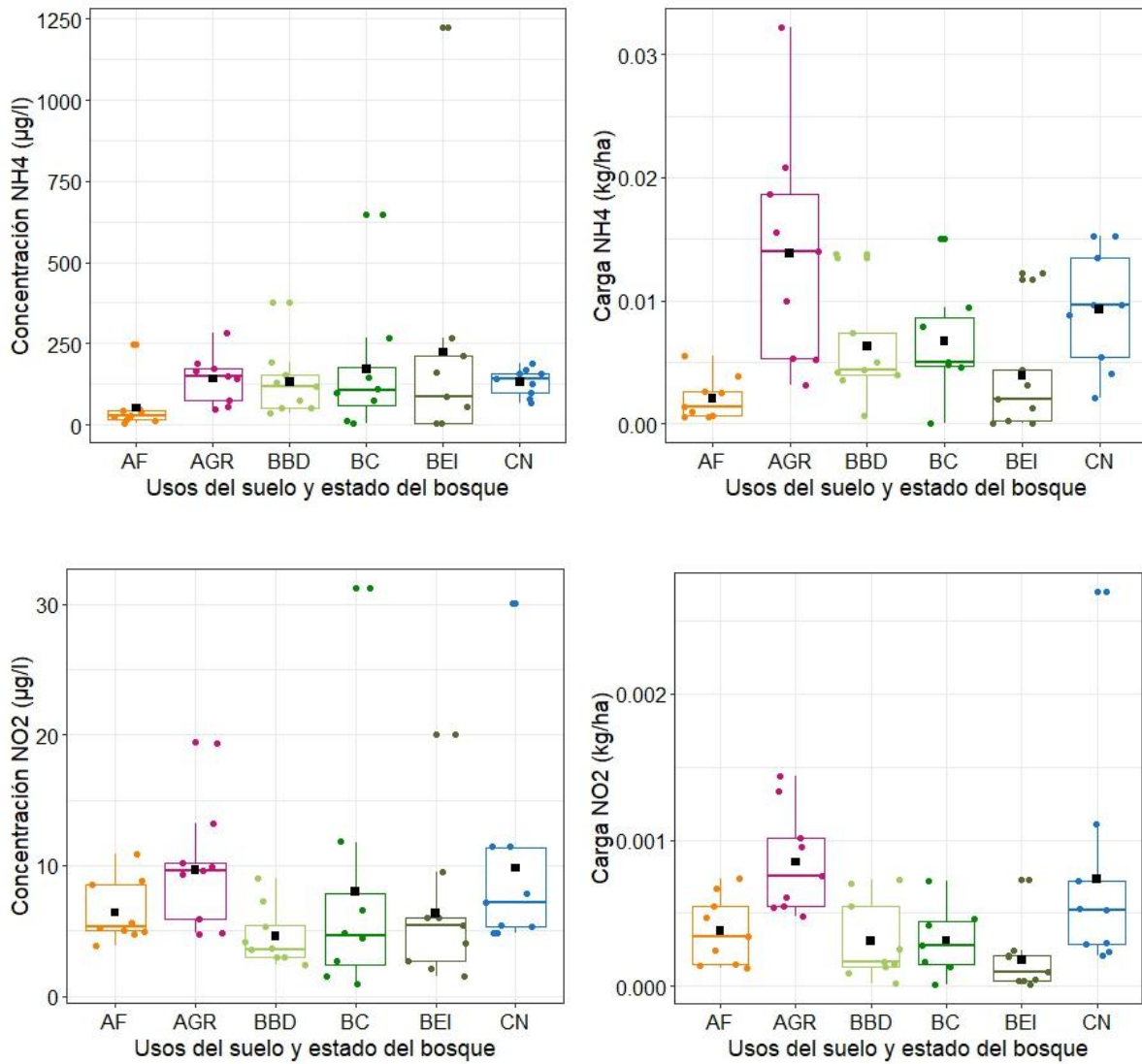


Figura 14. Concentración y carga de NT, NID, NO₃, NH₄ y NO₂ según uso y cobertura del suelo.

La relación entre la carga de PT, NT y nutrientes disueltos con el volumen de agua de escorrentía simulada fue significativa y positiva ($r = 0.55$ y 0.53 , respectivamente, $p \leq 0.05$) (Fig. 15).

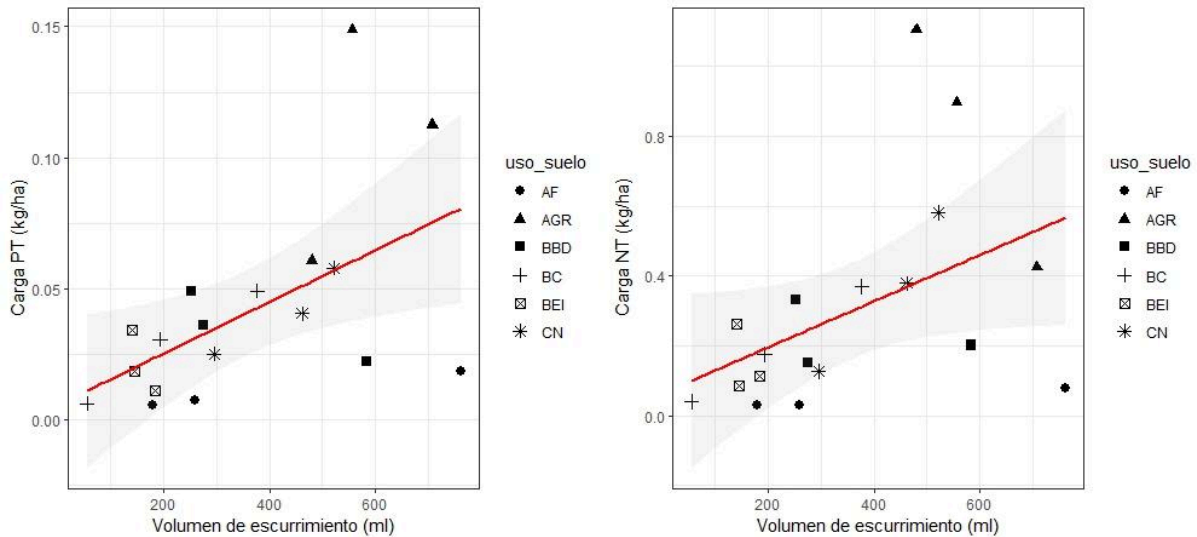


Figura 15. Carga de PT (izquierda) y NT (derecha) según volumen de escurrimiento.

Si bien la estimación de la carga exportada se determina a partir del volumen de escorrentía simulado, es importante destacar que el volumen de lluvia artificial necesario para generar escorrentía en los tratamientos de bosque de alta densidad fue hasta 4 y 5 veces mayor. Pese a esto el volumen de agua de escorrentía colectada siguió siendo muy bajo en dichos bosques (BC y BEI).

4.5 Relación entre variables analizadas

4.5.1 Relación entre variables en el agua de escurrimiento

Al igual que con la concentración, los valores de carga de nutrientes disueltos, particulados y SS estuvieron altamente correlacionados entre sí. La carga de NID y PO₄ estuvieron fuertemente correlacionados entre sí ($r = 0.85$) y con la carga de NT y PT respectivamente ($r = 0.85$ y 0.92). La carga de PT y NT estuvieron muy correlacionados entre sí ($r = 0.95$) y con la carga de SS ($r = 0.84$ y 0.88 , respectivamente). Las relaciones fueron significativas, lo cual podría indicar que es posible que a mayor carga exportada de un nutriente también se estaría exportando en similar proporción del otro, para el caso del N y P. La figura 16 muestra los mejores ajustes entre algunas de las variables mencionadas.

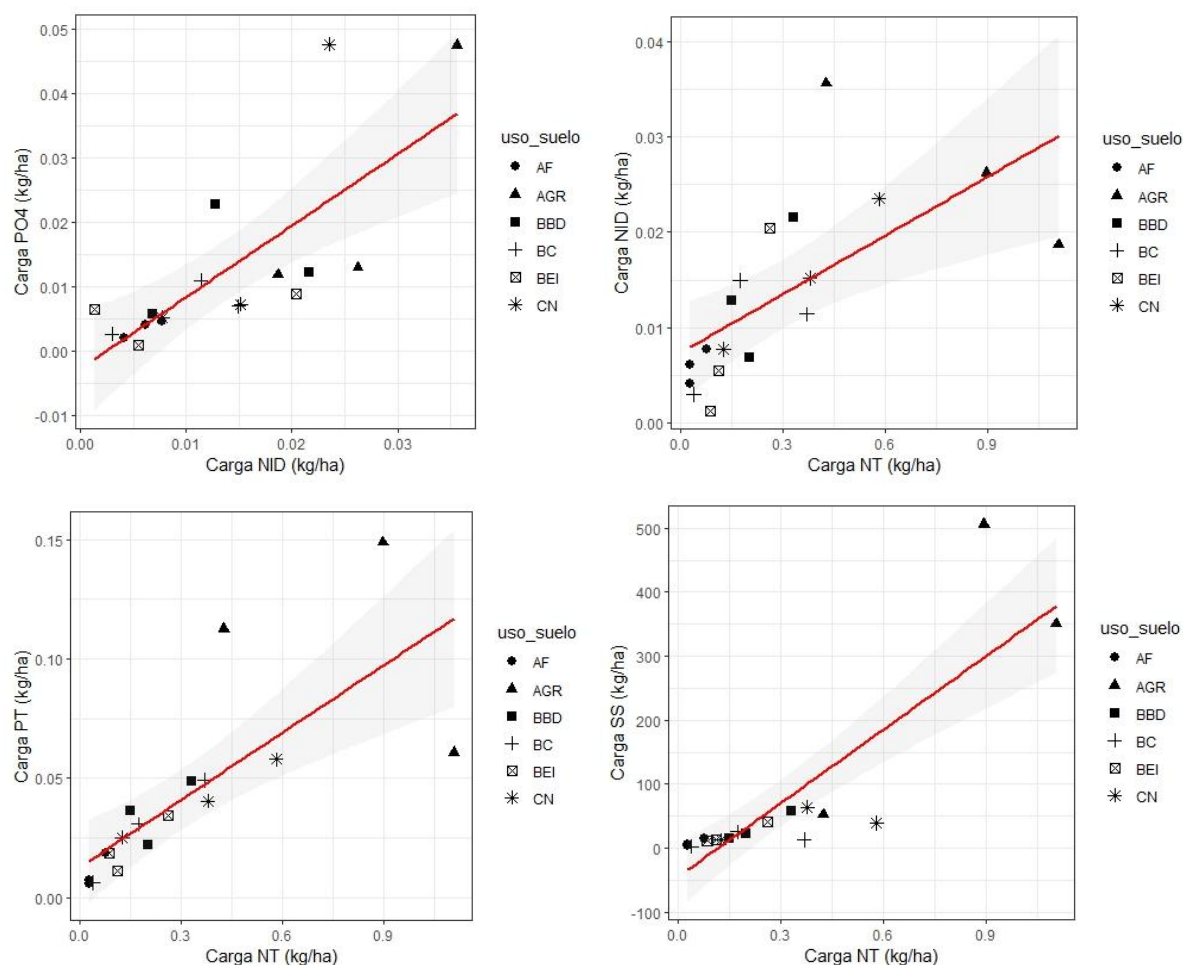


Figura 16. Relación y ajuste entre cargas de PO₄ y NID (arriba izq.), NID y NT (arriba der.), PT y NT (abajo izq.) y SS y NT (abajo der.)

El análisis de agrupamiento PAM (Fig. 17) realizado con los datos de concentración y carga de nutrientes (NT, NID, PT, PO₄) y SS en agua de escorrentía refleja las diferencias que fueron descritas anteriormente. Los tratamientos con AGR son los que se diferencian más del resto de los tratamientos, donde las zonas 1 y 3 (departamentos de San José y Colonia) se separan claramente del resto de los tratamientos y quedaron asignados en el grupo 2, mientras que AGR de la zona 2 y CN de la zona 3 se asignaron al grupo 3. Para el caso de AF quedaron representadas las tres zonas juntas en el extremo izquierdo del grupo 1. Para los casos de los tres bosques nativos de la zona 2 y BBD de la zona 1 fueron asignados al grupo 4. Y los demás bosques nativos y CN quedaron en el grupo 1 al igual que AF. Los dos componentes del análisis explicaron el 76.2 % de la variabilidad de los datos.

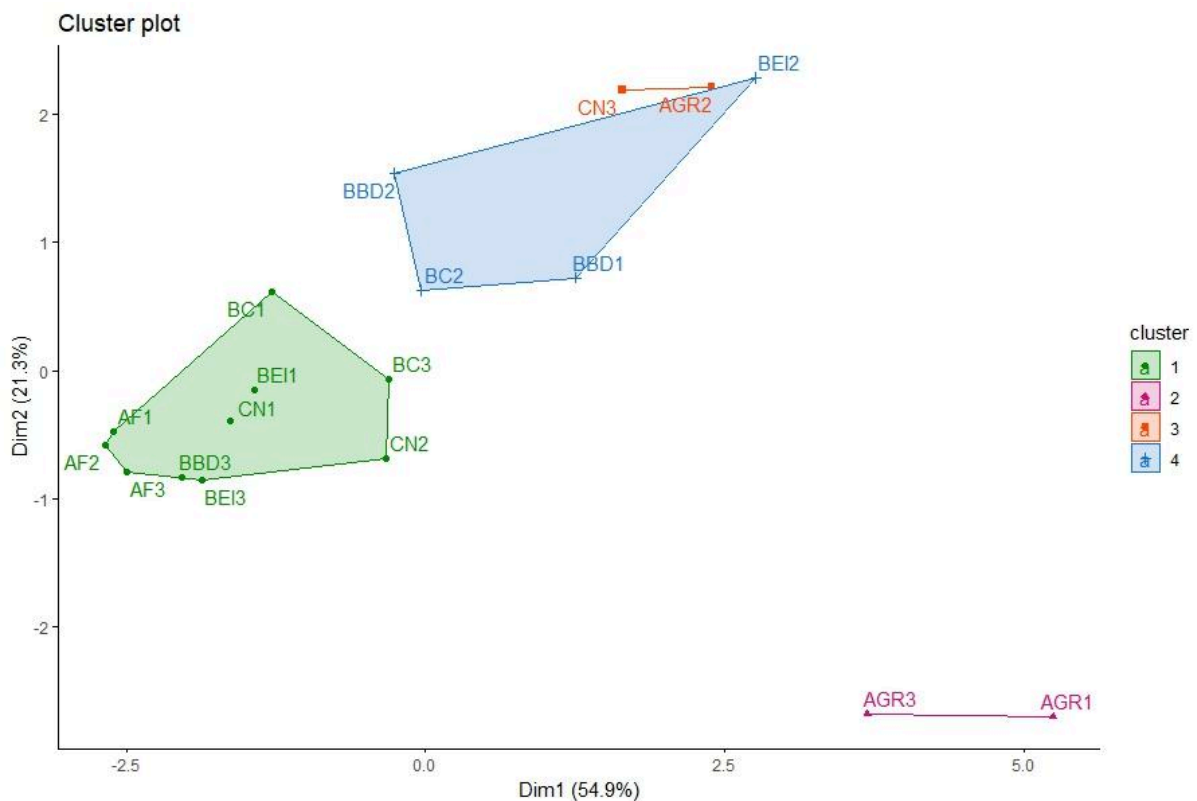


Figura 17. Análisis de agrupamiento PAM de los tratamientos en función de los datos de concentración y carga de nutrientes en el agua de escorrentía.

4.5.2 Relación entre variables en el agua de escurrimiento y del suelo

La concentración de PT y PO₄ en agua de escorrentía simulada se relacionaron positivamente con el P Bray en los 2.5 cm superficiales del suelo ($r=0.82$ y $r=0.7$, respectivamente) y fueron significativas. La relación entre concentración de PT y PO₄ con P Bray superficial mostró una tendencia de aumento hasta valores de P Bray cercanos a 30 ppm, con valores muy extremos de concentración de PO₄ y PT en las zonas 1 y 3 de AGR (Fig. 18). Estas zonas de AGR introdujeron mucha dispersión debido a valores elevados de SS y nutrientes totales en el agua de escorrentía. Estas correlaciones positivas entre la concentración de P Bray en suelo a nivel superficial y la concentración de fósforo en agua de escurrimiento indican que coberturas del suelo con mayores contenidos de P Bray, en eventos con precipitaciones que superan la capacidad de infiltración de agua del suelo, podrían exportar agua de escurrimiento con mayores niveles de concentración de fósforo.

Por otro lado, a partir de valores de P Bray mayores a 30 ppm se observan muestras de bosques de alta densidad (BC y BEI) con valores muy elevados de P en suelo pero baja exportación de PO₄ y PT (Fig. 18), indicando posiblemente que existen mecanismos en los bosques para evitar la pérdida de nutrientes.

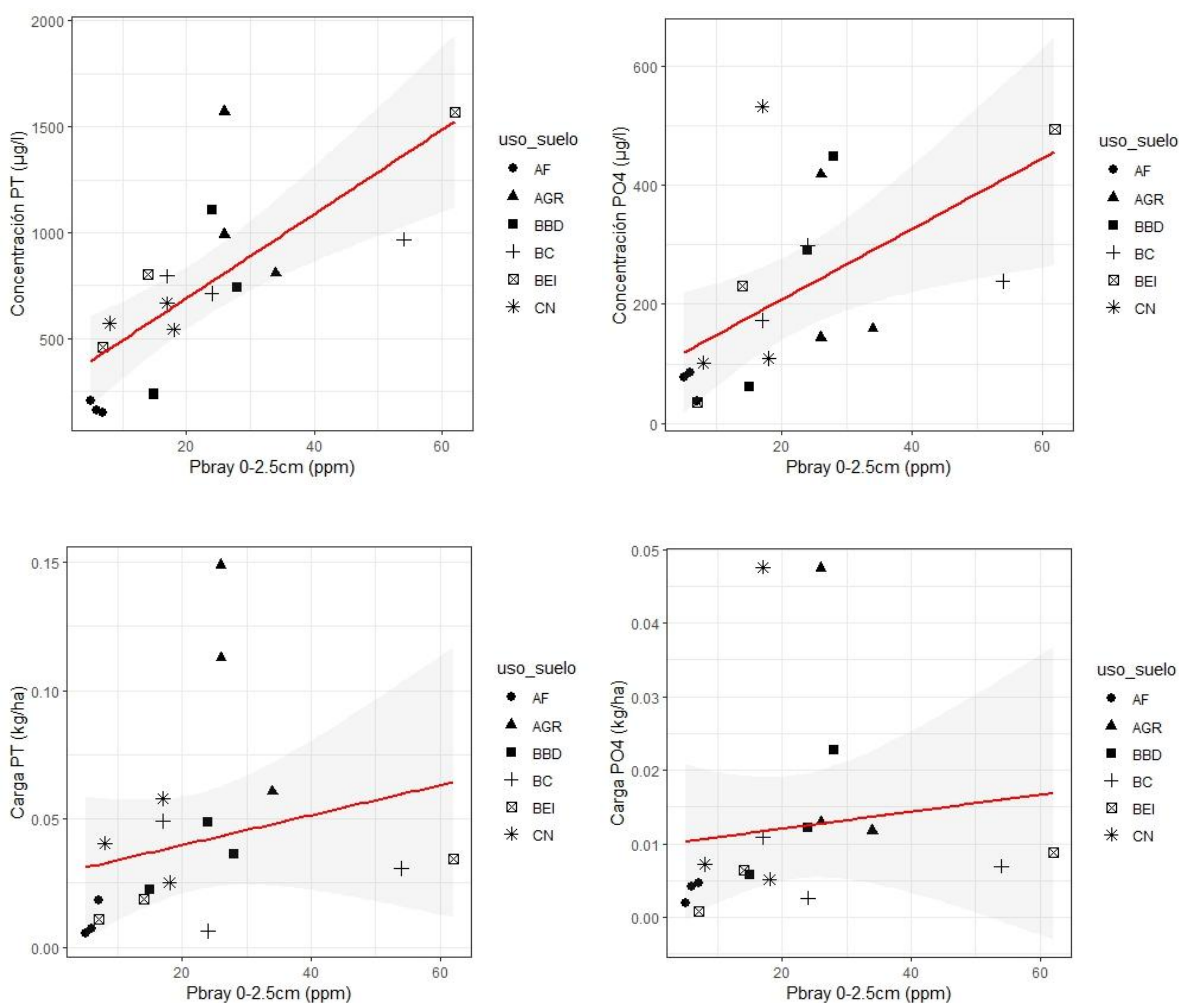


Figura 18. P Bray superficial (0-2.5 cm) en relación con concentración de fósforo total (PT) y fósforo soluble (PO4) (arriba). P Bray superficial (0-2.5 cm) en relación con carga de fósforo total (PT) y fósforo soluble (PO4) (abajo).

Pese a la dispersión en los datos, parece existir una relación entre la carga de PT y el Corg del suelo en los primeros 5 cm, donde algunos tratamientos con BBD, BC y BEI tienen los mayores valores de Corg y menores de carga exportada de PT en agua de escorrentía (Fig. 19), aunque la correlación no es muy fuerte ($r = -0.37$). Por último, se observó una relación creciente entre la carga de PT y Dap de 0 a 5 cm (Fig.19), pero dicha relación estuvo fundamentalmente determinada por los tres sitios de AGR ($r = 0.17$), pese a la tendencia las relaciones no fueron significativas.

Asimismo la concentración de NID ($r=0.76$, $p\leq 0.05$) en agua de escorrentía simulada mostró un aumento significativo con el P Bray superficial, debido principalmente a que la concentración de NO_3 y NH_4 estuvo correlacionada con dicha variable ($r=0.7$ y $r=0.55$ respectivamente, $p\leq 0.05$). Además, la relación entre concentración de PO_4 con contenido de NT y Corg en suelo a nivel superficial, fue positiva, aunque no significativa ($r=0.45$ y 0.41 , respectivamente). Por el contrario, no se encontraron relaciones claras entre concentración de nitrógeno en agua y en suelo, aunque si bien no fueron significativas las tendencias fueron negativas en varios casos, es decir a mayor contenido Corg y de NT en suelo menor exportación de nutrientes nitrogenados.

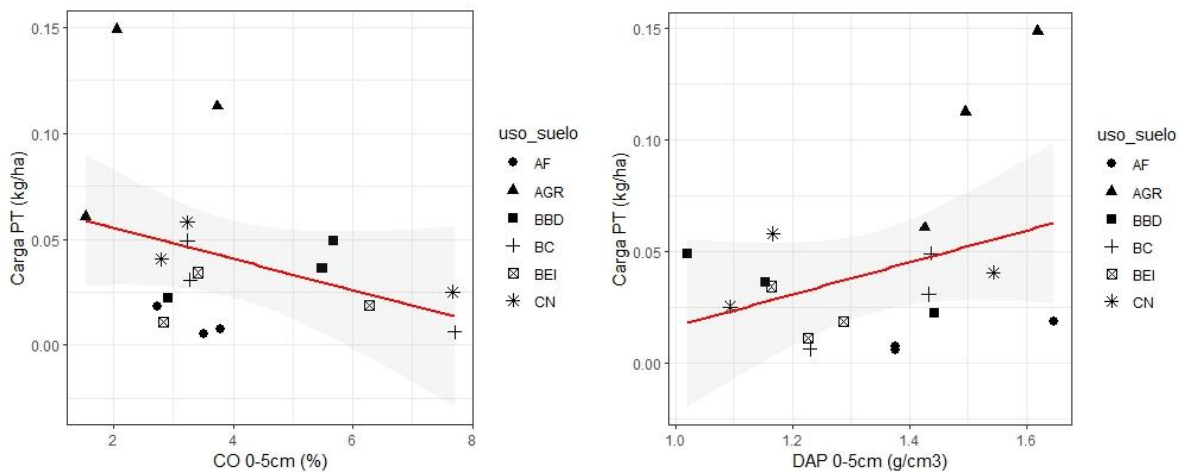


Figura 19. Corg y DAP (0 - 5 cm) en relación con carga de fósforo total (PT).

La carga de nutrientes y SS en agua de escorrentía simulada muestran relaciones más claras con las propiedades del suelo (Figs. 19 y 20), algunas similares a las observadas para concentración. La carga exportada de NT y NID estuvo inversamente relacionada con el contenido de Corg de los primeros 5 cm del suelo ($r = -0.5$ y $r = -0.36$, respectivamente), siendo más clara esta relación que para la carga del PT con esta misma variable ($r = -0.37$) (Figs. 19 y 20). Esto estaría indicando que los suelos con mayor contenido de corg posiblemente retienen mejor los nutrientes, debido a la mayor cobertura del suelo ya sea por mantillo o biomasa, y a que las coberturas con mayor Corg y menor exportación de nitrógeno fueron los bosques nativos y CN, mientras que en sentido inverso se ubican las coberturas de AGR. Esto puede indicar que los suelos más ricos en nutrientes nitrogenados y Corg tienen mecanismos y atributos para evitar la pérdida de nutrientes, además la mejora de la estructura del suelo por la materia orgánica, puede explicar el menor escurrimiento de agua, lo cual disminuye la carga exportada de nutrientes (Fig. 20). La carga exportada de NT y SS tuvieron una relación positiva con Dap 0-5 cm ($r = 0.21$ y $r = 0.3$, respectivamente), aunque estas relaciones no son significativas. La carga de NT y el contenido de NTs a nivel superficial (0-2.5 cm) tuvieron una correlación negativa y muy débil ($r = -0.1$) y no significativa.

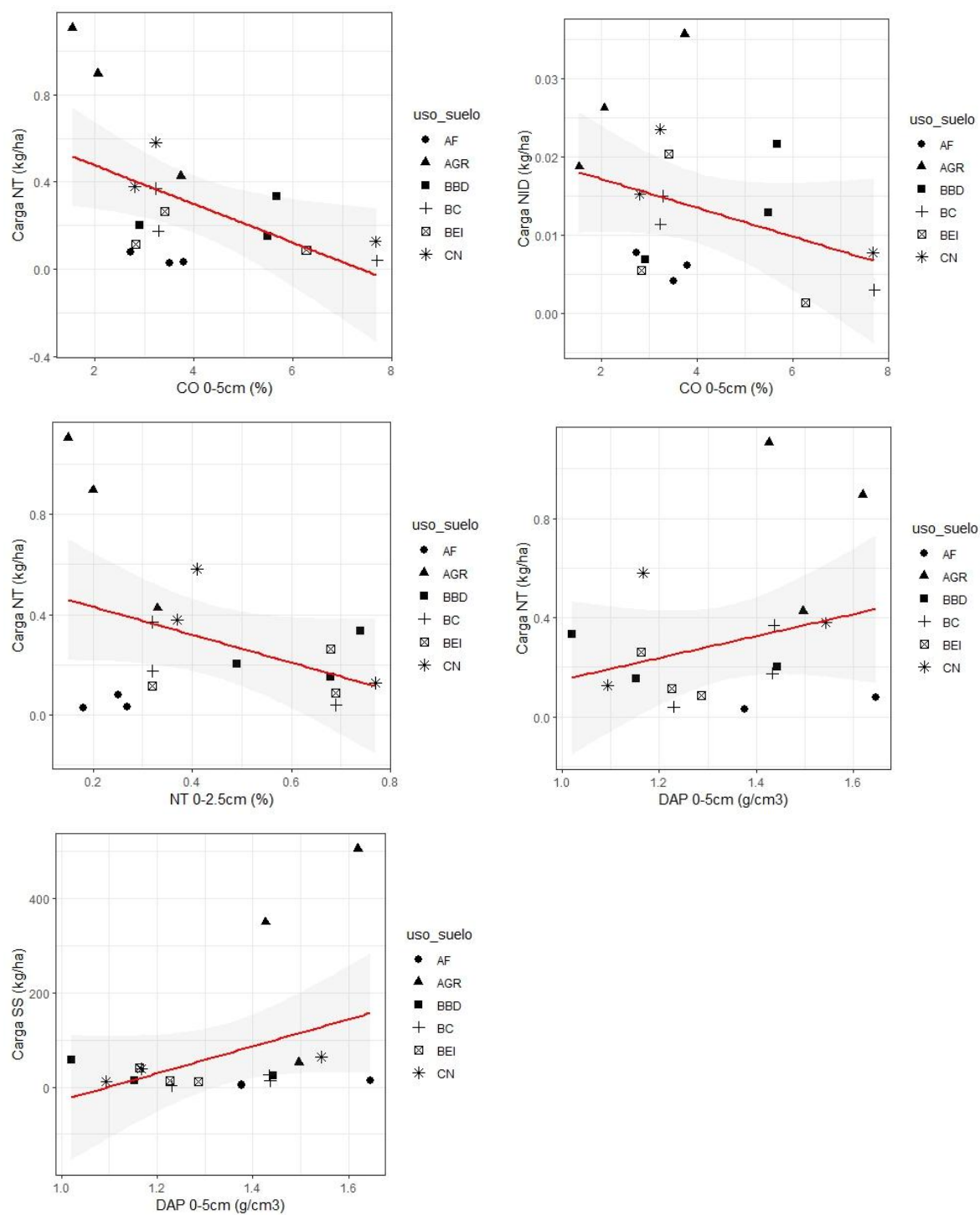


Figura 20. Variables de suelo en relación con carga de nitrógeno total (NT), nitrógeno disuelto (NID) y sólidos suspendidos (SS).

5. Discusión

Este trabajo realiza una comparación simultánea de la exportación de nutrientes y SS en agua de escorrentía superficial simulada experimentalmente en bosques nativos en diferente estado de conservación, cultivos agrícolas, forestación artificial y campo natural. Los resultados indican que los bosques de alta densidad son los que generan menor volumen de escorrentía y exportan menor carga de nutrientes, seguidos de los BBD y el CN, y por último AF que si bien tuvo un coeficiente de escurrimiento alto, las cargas exportadas de nutrientes fueron bajas. La AGR es el uso del suelo que presenta mayor exportación de nutrientes, SS y produce el mayor volumen de agua de escorrentía.

La menor cobertura del suelo en los cultivos, su mayor Dap y menor contenido de Corg determinan un sistema con poca capacidad de infiltrar y retener agua y nutrientes, en contraposición con otros tipos de vegetación como el bosque nativo y el CN que desarrollan coberturas densas al ras del suelo, ya sea de gramíneas o mantillo y presentan mayor porosidad en el suelo. Resultados similares fueron encontrados en otros trabajos en donde los suelos de zonas buffer con bosques nativos, tuvieron valores más bajos de Dap en comparación con zonas con cultivos agrícolas (Nóbrega et al., 2020; Rodríguez-Gallego et al., 2020). Los bosques de alta densidad y con invasión severa de especies exóticas invasoras analizados en este trabajo, cumplen una función similar en la reducción de la escorrentía superficial y carga exportada que los bosques nativos en buen estado de conservación, esto se puede atribuir a que los mecanismos de reducción de escorrentía y nutrientes en el ecosistema boscoso están más relacionados a los efectos de la densidad de árboles, las mejores propiedades físicas del suelo y a la cobertura predominante de mantillo denso y no a la diversidad de especies que los componen.

Con respecto al menor contenido de Corg en AGR, se puede atribuir a que los cultivos tuvieron menor cobertura del suelo y a que los sistemas de siembra y cosecha generan compactación y el Corg disminuye por diversos procesos, resultados similares fueron encontrados por Rodríguez-Gallego et al. (2020) y Borin et al. (2010). El menor contenido de NT en los suelos con AGR puede explicarse por un menor porcentaje de Corg y de la cobertura del suelo que disminuyen la capacidad de retención de nutrientes aparte de que los mismos son consumidos por el propio cultivo. En el caso particular de AF, los nutrientes (N y P) en suelos fueron muy bajos, seguramente debido a que son montes maduros que ya estaban cercanos a su cosecha y no fueron fertilizados en los últimos años.

La menor Dap, así como la mayor cobertura del suelo podría estar explicando la mayor infiltración de agua en el suelo en los bosques nativos densos y en segundo lugar BBD y CN. Mientras que la menor porosidad del suelo encontrada en AGR junto con una menor cobertura del suelo podría explicar el mayor volumen de agua escurrida y el menor tiempo en iniciar el escurrimiento. AF luego de AGR fue la cobertura del suelo que escurrió mayor volumen de agua y esto se podría explicar por una Dap alta y una cobertura del suelo que se caracteriza por tener hojas grandes y cáscaras duras de los árboles de *Eucalyptus* lo que disminuye el contacto del agua precipitada con el suelo y la conduce pendiente abajo, dentro de la parcela de simulación (Fig. 3). En el caso de AF también puede deberse al efecto de la hidrofobicidad del suelo en los bosques artificiales de *Eucalyptus* sp., lo que genera que estos suelos infiltren y retengan menor volumen de agua en los primeros centímetros de

suelo (0 - 6 cm), como ha sido reportado por Hernández (2016) en investigaciones realizadas en Uruguay.

Para esta investigación se seleccionaron suelos similares y comparables, para que el diseño experimental permitiera detectar diferencias entre los usos y coberturas del suelo principalmente. En este sentido, los análisis de suelos mostraron que fueron muy similares entre sí, a nivel del tipo de suelo, textura y contenido de P Bray. Las principales diferencias se encontraron en la Dap que fue mayor en AGR y AF, y en el contenido de NT y Corg que fueron menores en AGR y AF, ambas variables muy sensibles a los cambios en el uso del suelo. El análisis PAM realizado incluyendo todas las variables de suelo analizadas, aglomeró las coberturas en dos grupos, en los cuales los tratamientos con AGR y AF quedaron juntos en el primer grupo, y en el segundo grupo se pudo observar la mayoría de los tratamientos que incluyen bosques nativos y CN, excepto por algún caso que quedó en el primer grupo.

En una investigación realizada en la cuenca del Río Santa Lucía, en el embalse de Paso Severino en Uruguay, se encontraron diferencias similares en el volumen de escorrentía simulada con este mismo equipo de simulación; en suelos con similares coberturas que las de este estudio, los autores encontraron mayor volumen de escorrentía en AGR, seguidos de CN y bosque nativo (Rodríguez-Gallego et al., 2020). Otros trabajos también han reportado que las fajas de vegetación situadas en las zonas buffer tienen efecto en la reducción de la escorrentía y mejoran la capacidad de infiltración del agua en el suelo (Lee et al., 2000, Otto et al., 2008, Otto et al., 2012). Y al comparar distintos tipos de vegetación, otros autores han encontrado que en zonas buffer con bosque la infiltración de agua en el suelo fue mayor, seguidas por la vegetación de arbustal y luego por las herbáceas (Aguiar et al., 2015a; Lee et al., 2000).

Los volúmenes de escorrentía en AGR observados en este estudio fueron similares a los registrados por Castagna et al. (2019), que además encontró tiempos de inicio de la escorrentía similares para pasturas implantadas de diferentes tipos. Estos resultados demuestran la importancia de mantener el suelo cubierto para disminuir las pérdidas de nutrientes por escurrimiento. En este sentido Hart y Cornish (2012) encontraron la misma relación y recomiendan una cobertura de suelo mayor al 90% como el primer paso para reducir las pérdidas de fósforo desde sitios con pasturas. Coincidente con esto, otros autores también han encontrado mayores retenciones de fósforo a mayores porcentaje de cobertura de suelo (Abu-Zreig et al., 2003), y mayores retenciones de fósforo y herbicida (atrazina) cuanto mejores propiedades y menor disturbio tiene el horizonte O (horizonte orgánico superficial) en suelos de bosques (Pinho et al., 2008).

La concentración de nutrientes y SS en agua simulada fue muy variable. En general se observó mayor concentración de PT, NT y SS en AGR, la menor concentración fue en AF, y los bosques nativos y CN tuvieron valores intermedios. La concentración de PO₄ fue menor en AF y los demás tratamientos se comportaron de forma similar y el NID no presentó diferencias significativas entre los tratamientos. Estos resultados fueron similares a los reportados por Rodríguez-Gallego et al. (2020), donde la concentración de SS y nutrientes particulados (N y P) fue mayor en AGR y la concentración de NID fue claramente mayor en bosque nativo. Los valores de concentración obtenidos en este estudio se ubican dentro del mismo rango de valores obtenidos en nuestro país en estudios previos utilizando el mismo

simulador de escorrentía. En general los valores promedio reportados por Castagna (2019), obtenidos en praderas artificiales fueron mayores a los reportados por este estudio, excepto para NT que fueron mayores en este estudio y para SS que fue mayor sólo en AGR. Los mayores valores de NT se deben fundamentalmente a los bosques de alta densidad y en el caso de la AGR a que en los otros dos estudios se trataba de pasturas en sitios de muy baja pendiente y en este trabajo correspondieron a suelos agrícolas, en algunos casos de mayor pendiente. En el caso del PT los valores de este trabajo superaron la concentración establecida por el decreto de calidad del agua ($\leq 25 \mu\text{g P/L}$, Decreto 253/979), la que se utiliza ante la ausencia de otros valores de referencia. Para el NT sólo superaron el valor de 10 mg/L (Decreto 253/979) en algunos casos en AGR y BEI. El análisis PAM realizado con las variables de concentración y carga de nutrientes en agua de escorrentía, separó principalmente a la AGR de las demás coberturas del suelo, lo que concuerda con los demás resultados hallados en esta investigación.

Las correlaciones halladas entre concentración de P Bray en suelo a nivel superficial y la concentración de fósforo en agua de escurrimiento indican que coberturas del suelo con mayores contenidos de P Bray, en eventos con precipitaciones que superan la capacidad de infiltración de agua del suelo, podrían exportar agua de escurrimiento con mayores niveles de concentración de fósforo. Por otro lado, a partir de valores de P Bray mayores a 30 ppm se observan muestras de bosques de alta densidad (BC y BEI) con valores muy elevados de P en suelo pero baja exportación de PO_4 y PT, algo similar ocurre en suelos con altos contenidos de NTs, en el caso de los bosques nativos y con menor exportación de NT en agua, indicando que pueden existir mecanismos en los bosques nativos para evitar la pérdida de nutrientes en el agua de escorrentía.

La metodología propuesta mostró resultados claros y fue muy útil para comparar los distintos tratamientos, el mini simulador de lluvia es una herramienta práctica y es sencillo de trasladar entre los sitios, lo que facilita el trabajo de campo y permite el movimiento para la toma de réplicas dentro de los sitios. El equipo fue empleado por numerosas investigaciones internacionales (Sulaiman et al., 1990; Jordán & Martínez-Zavala 2008; Palese et al., 2015; Drgoňová et al., 2016; Hejduk et al., 2017) y nacionales (Castagna et al., 2022, Rodríguez-Gallego et al., 2021 y 2020).

Si bien los resultados encontrados permitieron definir coeficientes de exportación de carga de nutrientes, estos no son extrapolables a escalas más grandes a nivel de chacras o potreros, debido a que los valores de exportación calculados son en una mini parcela que no tiene en cuenta otros aspectos de la topografía, del micro relieve y de procesos que se dan a escalas mayores. Para tener en cuenta estos procesos y características a nivel de potreros, para poder calcular coeficientes de exportación de nutrientes a una escala mayor, se necesita de experimentos que utilicen simuladores de lluvia con parcelas más grandes. Igualmente, Castagna et al. (2022) realizó diferentes ensayos de extrapolación a una carga anual o coeficiente de exportación, multiplicando el valor instantáneo promedio de todas las simulaciones de lluvia por un volumen de escorrentía anual y obtuvo resultados en el orden de magnitud de estimaciones realizadas en parcelas y de coeficientes de exportación de la bibliografía, indicando que nuevos estudios deberían explorar el uso de estas mediciones como insumo para determinar coeficientes de exportación de diferentes usos del suelo en nuestro país.

Los bosques nativos riparios son ecosistemas que cumplen el rol de amortiguar y filtrar el agua que se mueve en los procesos de escorrentía y brindan servicios ecosistémicos importantes, como la prevención de la eutrofización, ayudando a reducir la llegada de nutrientes y sedimentos a los cursos de agua. A su vez, estos ecosistemas cumplen un rol clave en el control de las inundaciones, ya que protegen y fijan el suelo en las márgenes de los cursos de agua, disminuyendo la erosión del suelo y favoreciendo procesos como la infiltración y retención de agua. Las zonas buffer son una herramienta útil y beneficiosa en la gestión de los recursos hídricos, en este sentido, toma importancia la conservación y un manejo adecuado de estos ecosistemas naturales.

6. Conclusiones

Esta investigación genera un aporte de información e insumos para conocer los mecanismos que tienen los bosques nativos en distintos estados de conservación y algunas de las principales coberturas del suelo presentes en Uruguay, en relación a los servicios ecosistémicos de prevención de la eutrofización, y a funciones como la infiltración de agua en el suelo y la retención de sedimentos.

Las coberturas del suelo con bosques nativos estudiadas tuvieron características distintas en cuanto a las propiedades físicas del suelo que estuvieron asociadas a una mayor infiltración de agua en el suelo y a una menor carga exportada de nutrientes y sedimentos. En los cultivos se encontró una menor infiltración de agua en el suelo y un mayor escurrimiento, lo que en conjunto con la concentración de nutrientes en suelo y las propiedades físicas del suelo determinaron una mayor exportación de nutrientes en agua.

El simulador de lluvia es una herramienta que resultó útil para realizar esta investigación y que en conjunto con las otras investigaciones realizadas para Uruguay utilizando la misma metodología, permite tener valores de concentración y carga de nutrientes en agua de escurrimiento, así como valores de infiltración de agua y coeficientes de escurrimiento. Este trabajo es un insumo importante para tener valores de concentración y carga exportada de nutrientes y sedimentos en agua de escorrentía para bosques nativos en diferente estado de conservación y algunos de los principales usos productivos en Uruguay.

Agradecimientos

Quiero agradecer a mis tutores Gastón De León y Lorena Rodríguez Gallego por motivarme a emprender este trabajo, por su gran apoyo y dedicación y por estar presentes en los momentos que necesite su ayuda.

A los integrantes del tribunal Patricia Barreto, Guillermina Cantou y Gastón De León por corregir este trabajo y colaborar para enriquecerlo gracias a sus comentarios y sugerencias.

A las compañeras y compañeros del equipo de trabajo del CURE, que gracias a ellas y ellos fue posible realizar el trabajo en equipo, en especial a Soledad Pasquariello, Cesar Rodríguez, William Pérez y Andrés Castagna. A Soledad Costa y Carolina Lescano por su colaboración en el análisis de las muestras de agua y en las salidas de campo. Y a Andrea Cardoso por su gran ayuda con el análisis estadístico y siempre darme para adelante.

A Rosina y su padre Oscar por su gran ayuda para realizar los muestreos en Florida y acompañarnos en el trabajo de campo.

A Pablo Inchausti por sus cursos de estadística y por brindarme su ayuda.

A los productores y propietarios que permitieron realizar el trabajo de campo y nos dejaron ingresar a sus predios para realizar los muestreos.

A los amigos y compañeros que estuvieron presentes a lo largo de este camino.

Y a mi familia por acompañarme y brindarme su apoyo incondicional.

BIBLIOGRAFÍA

- Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N. y Kaushik, N.K., 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. En: *Journal of Environmental Quality*, 32(2), pp.613-619.
- Aguiar, T. R., Rasera, K., Parron, L. M., Brito, A. G., & Ferreira, M. T. 2015(a). Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. *Agricultural Water Management*, 149, 74-80.
- Aguiar Jr., T. R., Bortolozzo, F. R., Hansel, F. A., Rasera, K., & Ferreira, M. T. 2015(b). Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14), 10618–10626.
- American Public Health Association (APHA). 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16. Washington: APHA.
- Barreto, P., Ernst, O., Bidegáin, P.M. y Perdomo, C., 2014. Cuantificación de la pérdida de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay [En línea]. En: Congreso Uruguayo de Suelos. Colonia, Uruguay (6-8 de agosto de 2014). Disponible en: <http://www.suelos.com.uy/pdf/58.pdf>
- Barreto P, Dogliotti S, Perdomo C. 2017. Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*. 10: 1-8.
- Bendschneider, K. y Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric method for determination of nitrite in the sea water. En: *Journal Marine Research*, 11: 87-96.
- Bentrup, G. 2008. Conservation Buffers-Design guidelines for buffers, corridors, and greenways. Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 pp.
- Borin, M., Passoni, M., Thiene, M., & Tempesta, T. 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy*, 32(1), 103-111.
- Bretz, F., Hothorn, T., and Westfall, P. 2011. Multiple Comparisons Using R. CRC Press / Chapman and Hall, New York.
- 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.
- Carpenter, S., Stanley, E. & Vander Zanden, M. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. En: *Annual Review of Environment and Resources*, 36, 75-99.
- Castagna Du Pré A., Rodríguez-Gallego L., Lescano Fiorenza C., Blumetto Velazco O. 2022. Evaluación mediante simulación de lluvias de la pérdida de nutrientes en pasturas sembradas. *Agronomía y ambiente. Revista de Facultad de Agronomía UBA*, 42 (1) 60-75, 2022.
- Castagna, A. 2019. Modelación del uso del suelo en una cuenca lechera para minimizar la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales. Tesis de maestría. Universidad de la República. Uruguay. Facultad de Agronomía.
- Decreto 253/979. Decreto reglamentario del Código de aguas de 1979.
- Dillaha, T. A., Reneau, R. B., Mostaghimi, S., & Lee, D. 1989. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2), 513-519.
- Dodds W.K. & R.M. Oakes. 2006. Controls on nutrients across a prairie stream watershed: land use and riparian cover effects. *Environmental Management*, 37(5), 634-646.

- Drgoňová, K., Novotná, B., & Antal, J. 2016. The impact of the soil additives application on the rainwater surface runoff. *Journal of Ecological Engineering*, 17(5).
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53(4), 341-356.
- Gene, S., Hoekstra, P., Hannam, C., White, M., Hanson, M., Prosser, R. 2019. The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States. *J. Environ. Manag.* 243, 12-21.
- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., . . . Toulmin, C. 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327(5967), 812-818.
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-De Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E. y Kronvang, B., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. En: *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, pp.4099-4111.
- 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 jul-dic), e558.
- Guillén J.P. 2021. Rol de las zonas buffer en la provisión y regulación de servicios ecosistémicos en Uruguay. Trabajo final de grado: Monografía. Licenciatura en gestión ambiental. Universidad de la República. Uruguay. Centro Universitario Regional del Este. Disponible en: <https://drive.google.com/drive/folders/1CSJpk0QlaSEqIGKJKVTQWIJhslGBV4f>
- Haycock, N. E., Pinay, G., & Walker, C. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio*, 22(6), 340-346.
- Hart, MR. y Cornish, PS., 2012. Available soil phosphorus, phosphorus buffering and soil cover determine most variation in phosphorus concentration in runoff from pastoral sites. En: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93(2), pp.227-244.
- Hejduk, L., Hejduk, A., Baryła, A., & Hewelke, E. 2017. Influence of selected factors on erodibility in catchment scale on the basis of field investigation. *Journal of Ecological Engineering*, 18(1).
- Hernández Legnazzi J. 2016. Dinámica de los nutrientes y la materia orgánica del suelo en los sistemas forestales. Tesis de doctorado. Universidad de la República. Uruguay. Facultad de Agronomía.
- Hill, A. R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 743-755.
- Inchausti P. 2023. *Statistical Modeling With R*. Oxford University Press.
- Iserloh T., Ries J., Cerdà A., Echeverría M., Fister W., Geisharpler C., Kuhn N., León F., Peters P. & Schindewolf M. 2013. Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land. *Z. Geomorphol (Supplementary Issues 57)*, 11-26.
- Jordán, A., & Martínez-Zavala, L. 2008. Soil loss and runoff rates on unpaved forest roads in southern Spain after simulated rainfall. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 913-919.
- Kamphorst A. 1987. A small rainfall simulator for the determination of soil erodibility. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 35, 407-415.
- Koroleff, F., 1970. Direct determination of ammonia in natural water as indophenol-blue. En: *ICES. International Conference in the Exploration of the Sea. Information on*

- techniques and methods for sea water analysis. C.M. 1969/ C9. Copenhagen: ICES. (Interlaboratory Reports 3). pp.19–22.
- Kruk C., Suárez C., Ríos M., Zaldúa N., Martino D. 2013. Ficha: Análisis calidad de agua en Uruguay. Informe final de Agua. Vida Silvestre Uruguay y Asesoramiento Ambiental Estratégico.
- Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., ... & 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*.
- Lee, K. -, Isenhardt, T. M., Schultz, R. C., & Mickelson, S. K. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29(4), 1200-1205.
- Lescano, C., 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.
- Lowrance, R.R, RL. Todd, J. Fail, Jr., O. Hendrickson, Jr., R Leonard, and L. Asmussen. 1984. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34, 374-377.
- Luke, S. H., Slade, E. M., Gray, C. L., Annammala, K. V., Drewer, J., Williamson, J., Struebig, M. J. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*, 56(1), 85-92.
- McKergow L.A., D.M. Weaver, I.P Prosser, R.B. Grayson & A.E.G. Reed. 2003. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270, 253-272.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP). 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (CRS). Escala: 1:1.000.000.
- Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP). 2018. *Estrategia Nacional de Bosque Nativo*.
- Montoya M., 2023. Chapter 5: K-Medoids Sitio Rpubs by RStudio. Disponible en: <https://rpubs.com/maribiu/1042001>. Fecha: noviembre 2023.
- Müller, R. & Widemann, O., 1955. Die bestimmung des nitrations in Wasser. En: VonWasser, 22, pp.247-271.
- Murphy, J. & Riley, JP., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. En: *Analytica Chimica Acta*, 27, pp.31-36.
- Nin, M., Soutullo, A., Rodríguez-Gallego, L., & Di Minin, E. 2016. Ecosystem services-based land planning for environmental impact avoidance. *Ecosystem Services*, 17, 172-184.
- Nóbrega, R. L. B., Ziembowicz, T., Torres, G. N., Guzha, A. C., Amorim, R. S. S., Cardoso, D., . . . Gerold, G. 2020. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. *Global Ecology and Conservation*, 21.
- Observatorio Ambiental Nacional. Disponible en: <https://www.ambiente.gub.uy/oan/>
- Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G., Di Guardo, A. 2008. Effect of a fullgrown vegetative filter strip on herbicide runoff: maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71, 74–82.
- Otto, S., Cardinali, A., Marotta, E., Paradisi, C., & Zanin, G. 2012. Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere*, 88(1), 113-119.

- Palese, A. M., Ringersma, J., Baartman, J. E. M., Peters, P., & Xiloyannis, C. 2015. Runoff and sediment yield of tilled and spontaneous grass-covered olive groves grown on sloping land. *Soil Research*, 53(5), 542-552.
- Peterjohn, W.T. and Correll D.L. 1984. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed: Observations on the Role of a Riparian Forest. *Ecology*, 65(5), 1466-1475.
- Pinho, Alexandra P., Lawrence A. Morris, C. Rhett Jackson, W. James White, Parshall B. Bush, and Antonio T. Matos. 2008. Contaminant Retention Potential of Forested Filter Strips Established as SMZs in the Piedmont of Georgia. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 44(6):1564-1577.
- Piñeiro V. 2021. Pérdidas de fósforo por escurrimiento superficial en la cuenca del río Santa Lucía. Tesis de maestría. Universidad de la República. Uruguay. Facultad de Agronomía.
- Ribón D. y Varela P. 2022. Informe 4. Part II Partitioning Clustering. Capítulo 4: K-Means Clustering. Sitio Rpubs by RStudio. Disponible en: <https://rpubs.com/PaulaVarelaPascuales/973653>. Fecha: noviembre 2023.
- Risser, P. G. 1990. The ecological importance of land-water ecotones. p. 7-21. In R.J. Naiman and H. Décamps (ed.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Man and Biosphere Ser. UNESCO, The Partheon Publ. Group, Paris.
- Rodríguez-gallego L., De león, G., Cardoso A., Pérez W. , Castagna, A., Guillén J., Lescano C., Costa S., Pasquariello S., Rodríguez, C., Goyenola, G., Meerhoff M., Chalar, G., Arocena, R., Teixeira de Mello, F., Tessitore G. 2021. Reporte con descripción del rol del bosque nativo y sus características en relación a su capacidad de amortiguamiento de los nutrientes y agroquímicos en diferentes contextos productivos. Producto 4. Proyecto Redd+ Uruguay. Convenio INIA-CURE.
- Rodríguez-Gallego L., Calvo C., G. de León, A. Castagna, L. Cabrera-Lamanna, S. Costa, L. González, & M. Meerhoff. 2020. Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.
- Ruibal M. 2018. Importancia de la vegetación herbácea en la provisión del servicio ecosistémico “prevención de la eutrofización” en un predio agrícola-ganadero, en la cuenca de la Laguna de Rocha. Tesis de Maestría en Manejo Costero Integrado, Maldonado, Uruguay.
- Schmitt, T. J., Dosskey, M. G., & Hoagland, K. D. 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28(5), 1479-1489.
- Sharpley, A. 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*, 73(1), 1-8.
- Sharpley A.N., T. Daniel. T. Sims, J. Lemunyo, R. Stevens & R. Parry. 2003. Agricultural phosphorus and eutrophication. Agricultural Research Service, USA.
- Sulaiman, W., Harun, H., Marsom, I., Mokhtaruddin, M. 1990. Tests on a Small Rainfall Simulator for Evaluating Soil Erodibility. *Pertanika*, 13 (2), 230-246.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., . . . Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281-284.
- Valderrama, JC., 1981. The simultaneous analysis of total N and P in natural waters. En: *Marine Chemistry*, 10, pp.109-122.

ANEXOS

Anexo 1. Descripción de los suelos según tratamiento, unidad de suelos (1:40.000 ó 1:1:000.000 según disponibilidad cartográfica). Color: Munsell y Textura.

Sitio	Trat	Ubicación (grados decimales)		Unidad /escala	Descripción
		Lat	Long		
1	CN	-34.239716°	-56.705833°	Complejo indiferenciado Gaucho Negro; San Ramón (GN;SR) / 1:40.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-20) – B1 (20-49) – B2 (49-66) – BC (66-81) – C (81+) Horizonte (color): A (3/1 10YR) – B1 (2/1 10YR) – B2 (3/1 10YR) – BC (3/2 10YR) – C (4/2 10YR) Textura (0-10 cm): Arcillo limosa
1	AGR	-34.242707°	-56.699602°	Complejo Tala + Rodriguez (TI+Rd e1) / 1:40.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-19) – B (19-34) – BC (34-48) – C (48+) Horizonte (color): A (3/3 10YR) – B (2/1 10YR) – BC (4/4 10YR) – C (3/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arcillo Arenosa
1	BC	-34.233213°	-56.719784°	Complejo indiferenciado Gaucho Negro; Santa Lucía Chico; San Ramón (GN;SLC;SR) / 1:40.000 Desarrollo por procesos locales. FLUVISOL	Horizonte (profundidad en cm): 1 (0-15) – 2 (15-30) – 3 (30-48) – 4(48+) Horizonte (color): 1 (3/1 10YR) – 2 (2/1 10YR) – 3 (2/1 10YR) – 4 (3/2 10YR) Textura (0-10 cm): Arcillosa

1	BBD	-34.234688°	-56.678982°	Complejo indiferenciado Arroyo del Juncal; Canelón Chico; Gaucho Negro (Adj;CCh;GN) / 1:40.000	Horizonte (profundidad en cm): A1 (0-30) – A2 (30-53) – C (53+) Horizonte (color): A1 (2/1 10YR) – A2 (2/1 10YR) – C (3/2 10YR) Textura (0-10cm): Arcillo limosa
1	BEI	-34.285438°	-56.740318°	Complejo indiferenciado Gaucho Negro; Santa Lucía Chico; San Ramón (GN;SLC;SR) / 1:40.000 Desarrollo por procesos locales. FLUVISOL	Horizonte (profundidad en cm): 1 (0-6) – 2 (6-15) – 3 (15-27) – 4 (27+) Horizonte (color): A (2/1 10YR) – AB (2/1 10YR) – B (2/1 10YR) – C (3/2 10YR) Textura (0-10 cm): Franco arcillosa
1	AF (Florida, Casupá)	-33.997971°	-55.520763°	Complejo indiferenciado Guaycurú; Talita / 1:40.000	Textura (0-10 cm): Franca
2	CN	-33.364977°	-56.791989°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A1 (0-20) – A2 (20-35) – B1 (35-56) – B2 (56-75) – BC (75-90) – C (90+) Horizonte (color): A1 (3/3 10YR) – A2 (3/2 10YR) – B1 (3/3 10YR) – B2 (4/3 10YR) – BC (4/6 10YR) – C (5/8 10YR) Textura (0-10 cm): Franca
2	AGR	-33.372689°	-56.794923°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-28) – B1 (28-47) – B2 (47-60) – C (60-80) – R (80+) Horizonte (color): A (3/3 10YR) – B1 (2.5/2 7.5YR) – B2 (4/3 7.5YR) – C (5/4 10YR) – R (6/3 10YR) Textura (0-10 cm): Franca

2	BC	-33.375110°	-56.801673°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000 Desarrollo por procesos locales. FLUVISOL	Horizonte (profundidad en cm): O (0-3) – 1 (3-17) – 2 (17-44) – 3 (44-110) Horizonte (color): 1 (2/2 10YR) – 2 (4/2 10YR) – 3 (2/1 10YR) Textura (0-10 cm): Arcillosa
2	BBD	-33.364590°	-56.797149°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-30) – B1 (30-60) – B2 (60-110+) Horizonte (color): A (3/1 10YR) – B1 (2/2 10YR) – B2 (2/1 10YR) Textura (0-10 cm): Arcillosa
2	BEI	-33.483013°	-56.821329°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-23) – B1 (23-42) – B2 (42-64) – B3 (64-104) – C (104+) Horizonte (color): A (3/1 10YR) – B1 (2/2 10YR) – B2 (2/1 10YR) – B3 (2/1 10YR) – C (3/2 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arenosa
2	AF (Florida, San Pedro)	-33.776205°	-55.661152°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Textura (0-10 cm): Franca
3	CN	-34.083085°	-58.103799°	Libertad / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-30) – B1 (30-48) – B2 (48-60) – C (60+) Horizonte (color): A (2/1 10YR) – B1 (2/1 10YR) – B2 (3/2 10YR) – C (5/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arcillosa

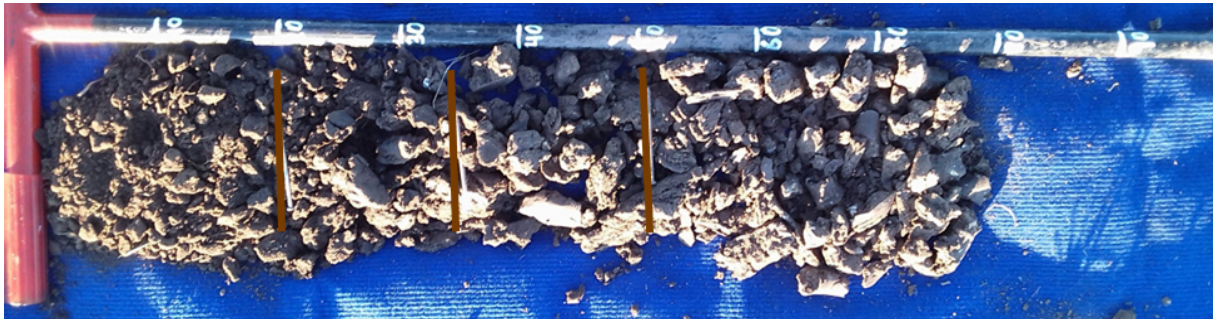
3	AGR	-34.026799°	-58.160698°	Kiyú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-18) – B1 (18-40) – B2 (40-57) – C (57+) Horizonte (color): A (3/1 10YR) – B1 (2/1 10YR) – B2 (2/2 10YR) – C (4/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arcillo Arenosa
3	BC	-34.026795°	-58.177971°	Kiyú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-20) – B1 (20-35) – B2 (35-53) – B3 (53-70) – C (70+) Horizonte (color): A (2/1 10YR) – B1 (2/1 10YR) – B2 (2/2 10YR) – B3 (3/3 10YR) – C (4/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arcillo Arenosa
3	BBD	-34.056500°	-58.123887°	Libertad / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-28) – B (28-48) – C (48+) Horizonte (color): A (2/2 10YR) – B (4/4 10YR) – C (5/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arcillosa
3	BEI	-34.060461°	-58.137836°	Kiyú / 1:1.000.000	Horizonte (profundidad en cm): A (0-30) – B (30-50) – C (50+) Horizonte (color): A (2/2 10YR) – B (2/2 10YR) – C (4/4 10YR) Textura (0-10 cm): Franco Arenosa
3	AF	-33.364539°	-56.788342°	San Gabriel - Guaycurú / 1:1.000.000	Textura (0-10 cm): Franca

Anexo 2. Imágenes de los suelos modales de cada tratamiento descritos en el área circundante a los ensayos de escurrimiento.

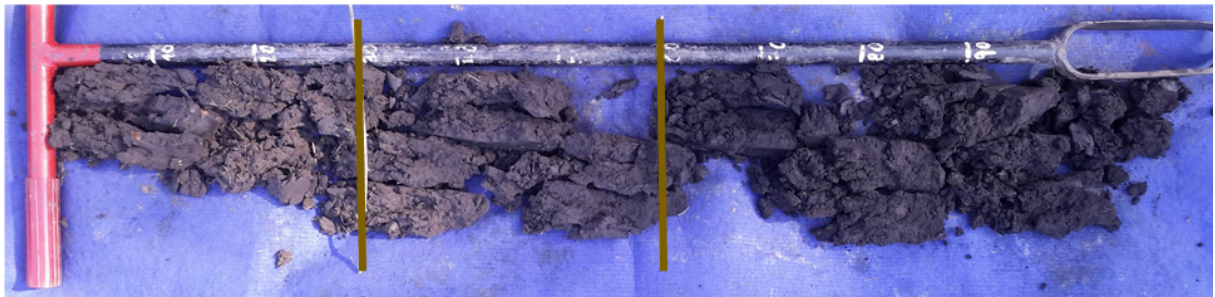
Forestación (AF)



Agricultura (AGR)



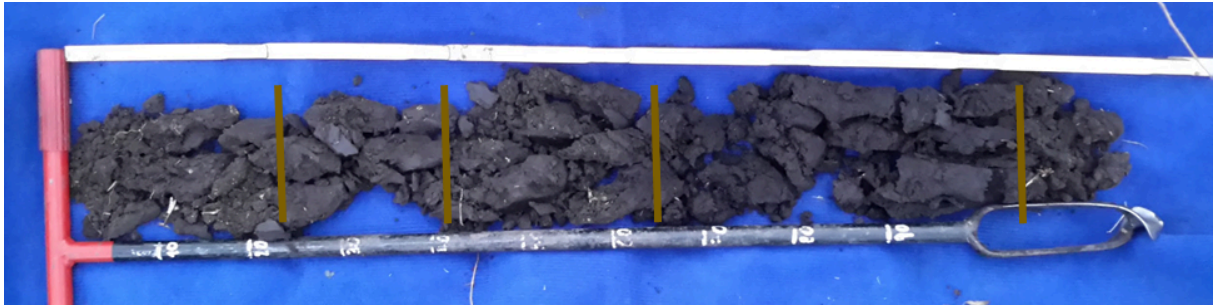
Bosque de baja densidad (BBD)



Bosque conservado (BC)



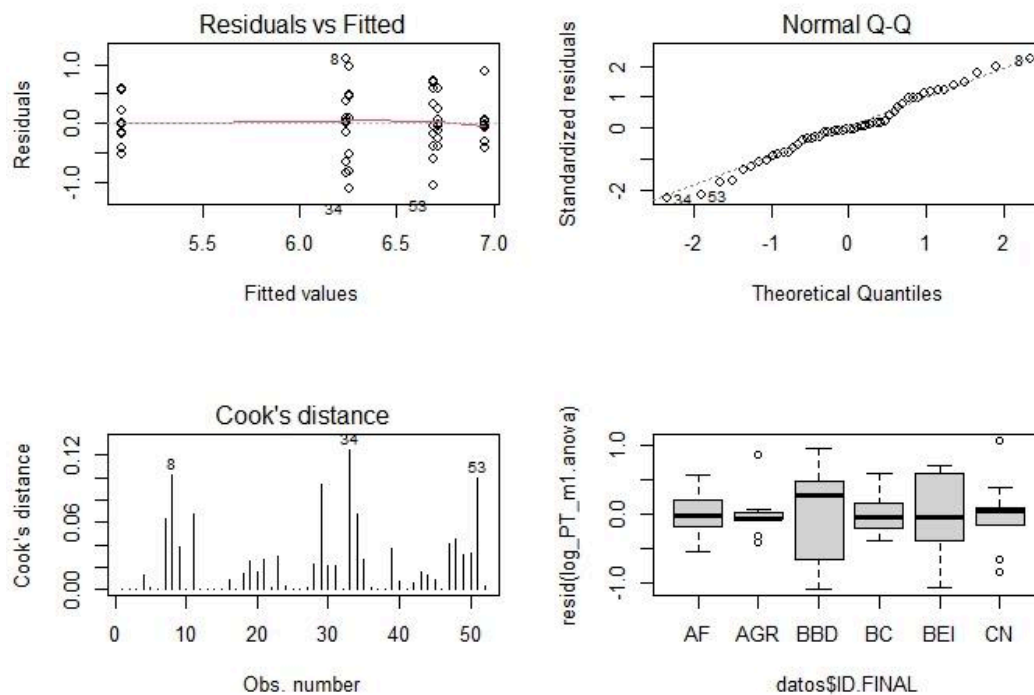
Bosque invadido (BEI)



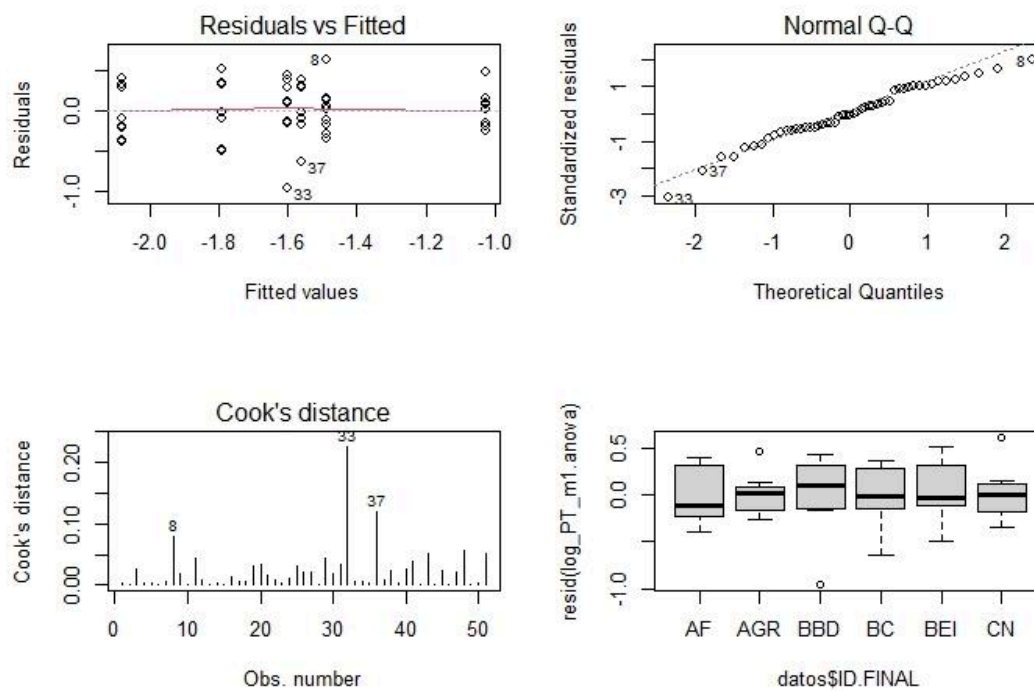
Campo natural (CN)



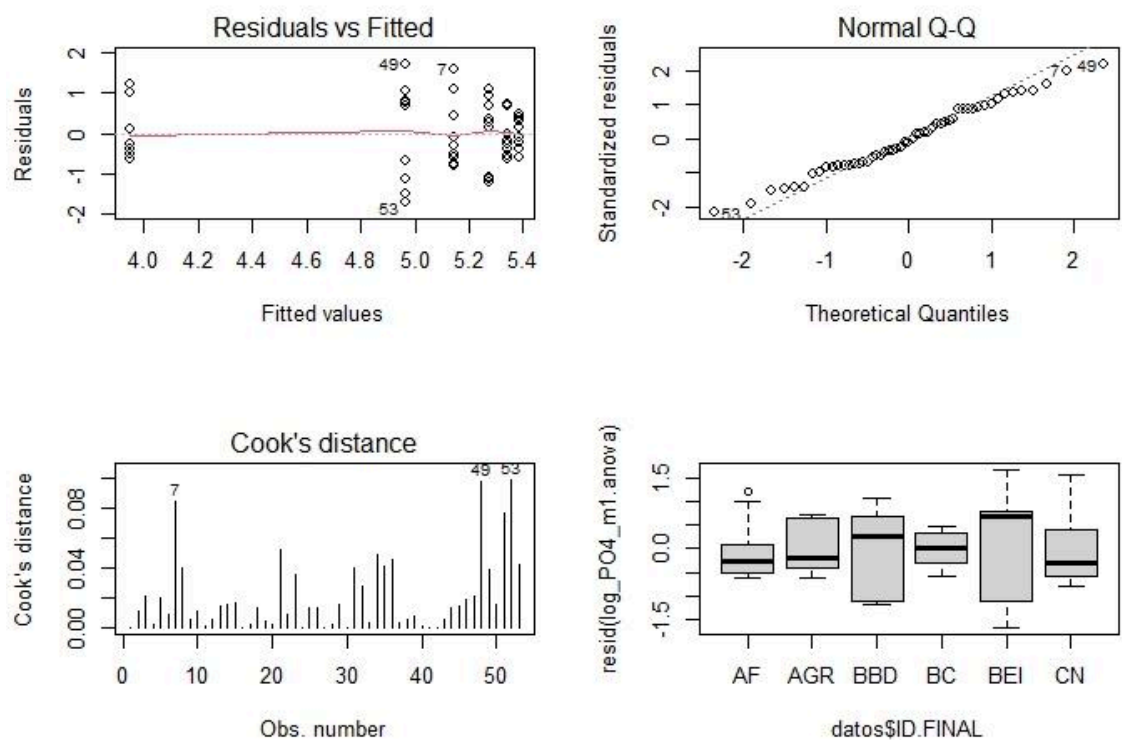
Anexo 3. Gráficos con ajuste de residuales de los modelos de los ANOVA



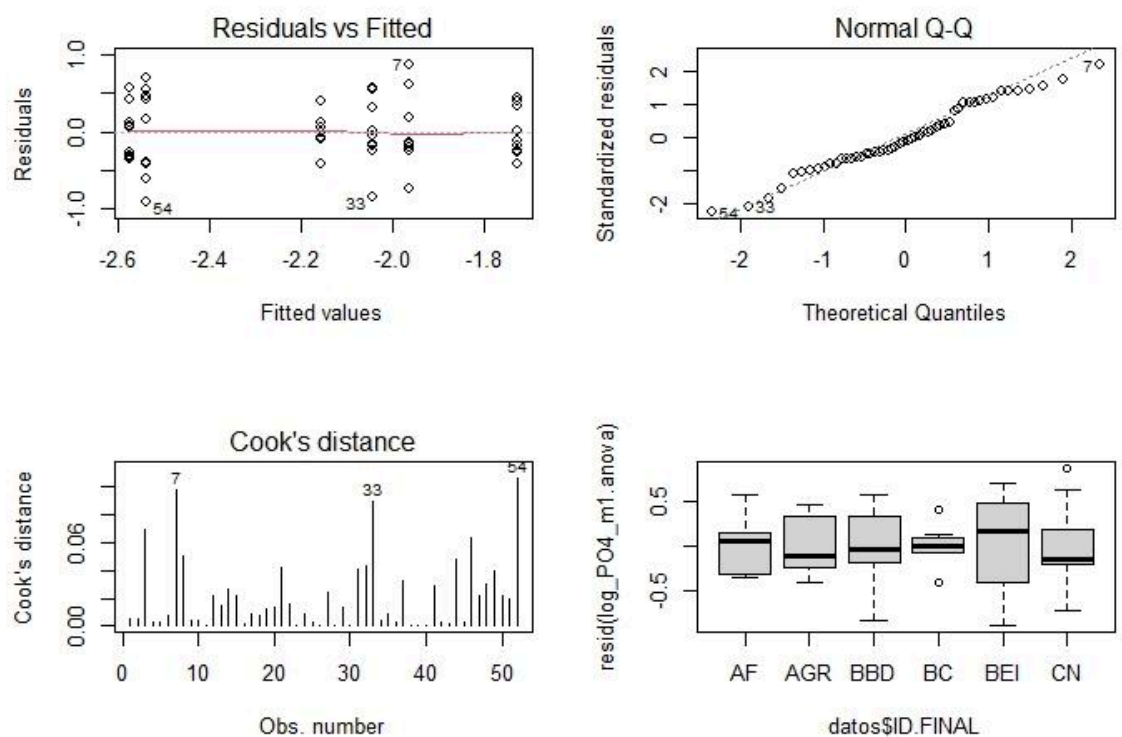
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración PT (ug/l)



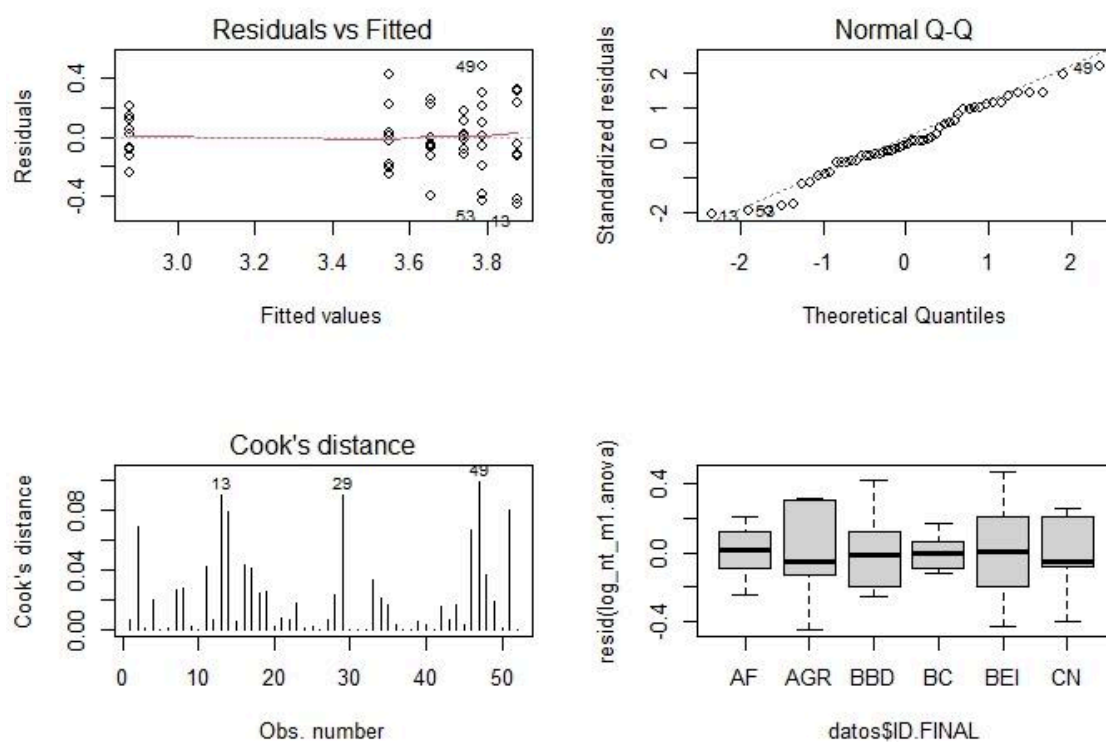
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Carga PT (kg/ha)



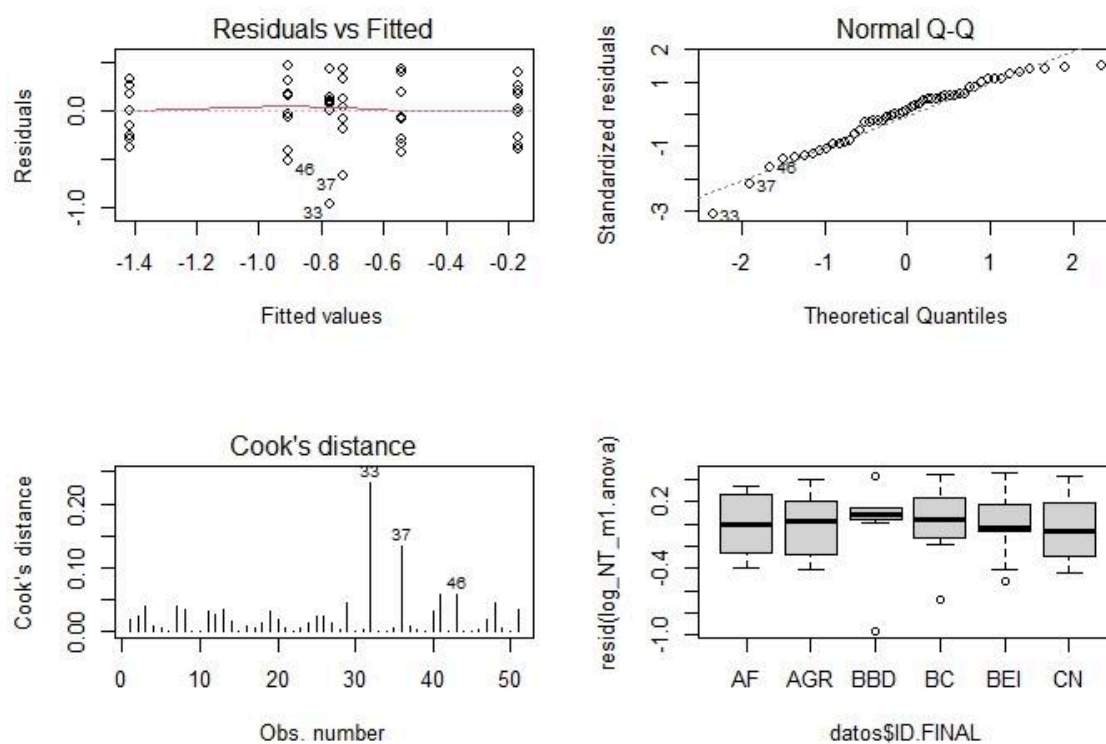
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración PO4 (ug/l)



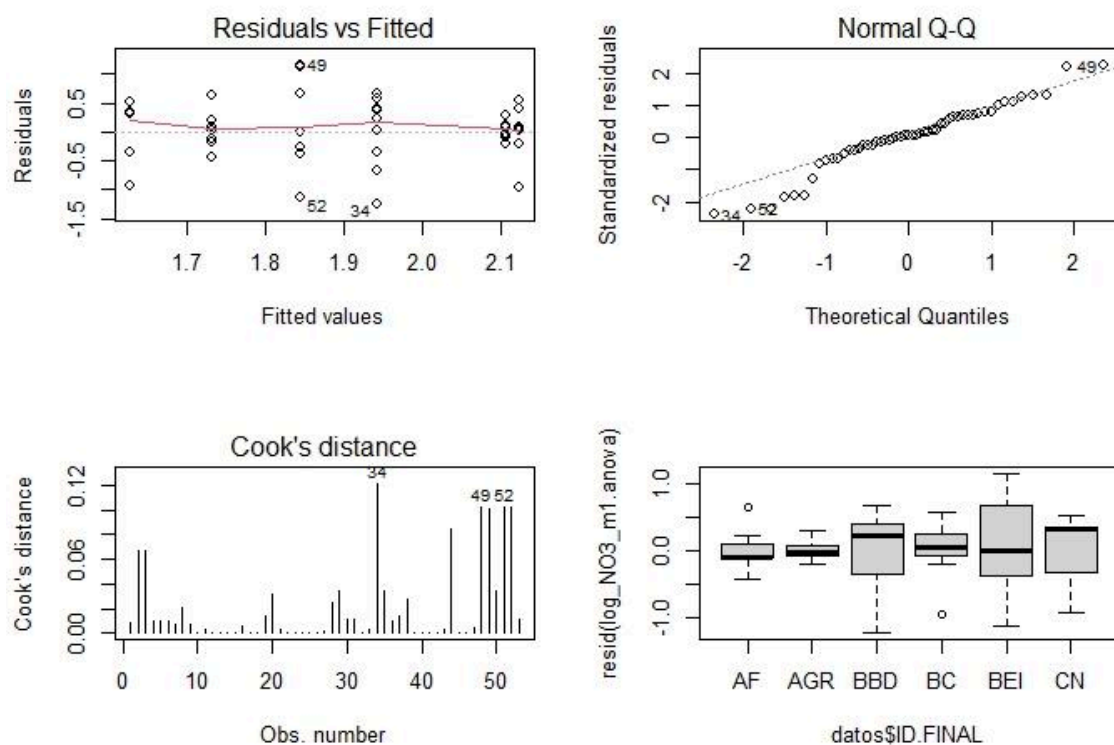
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Carga PO4



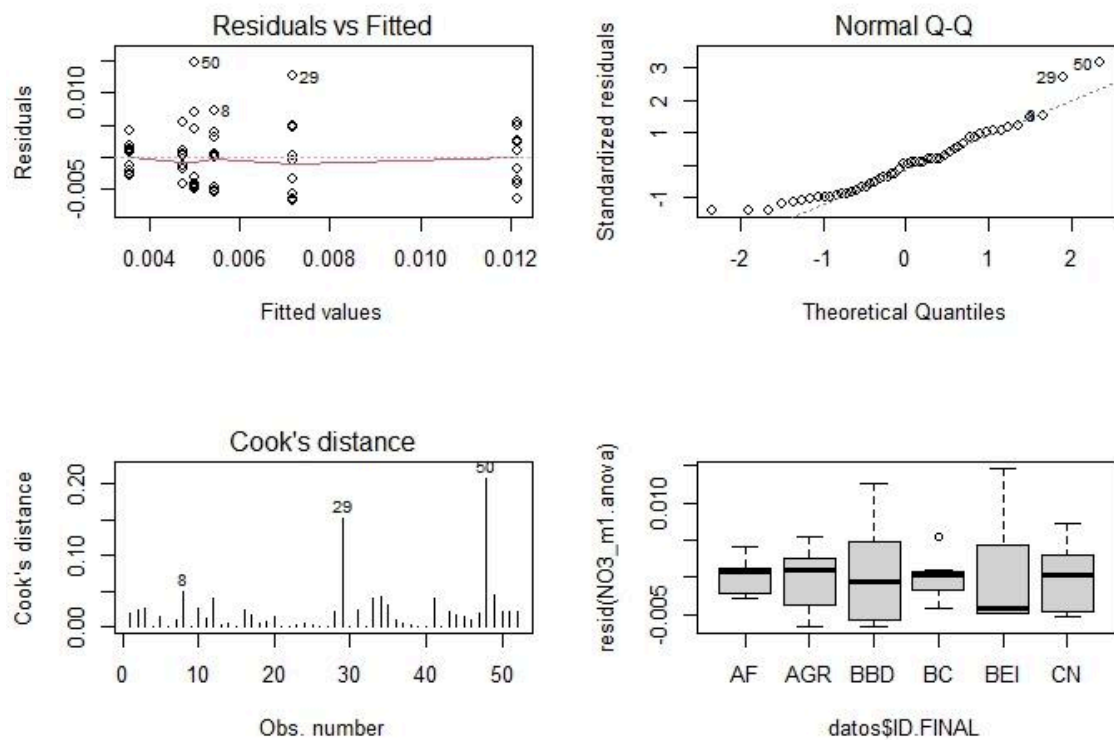
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración NT (ug/l)



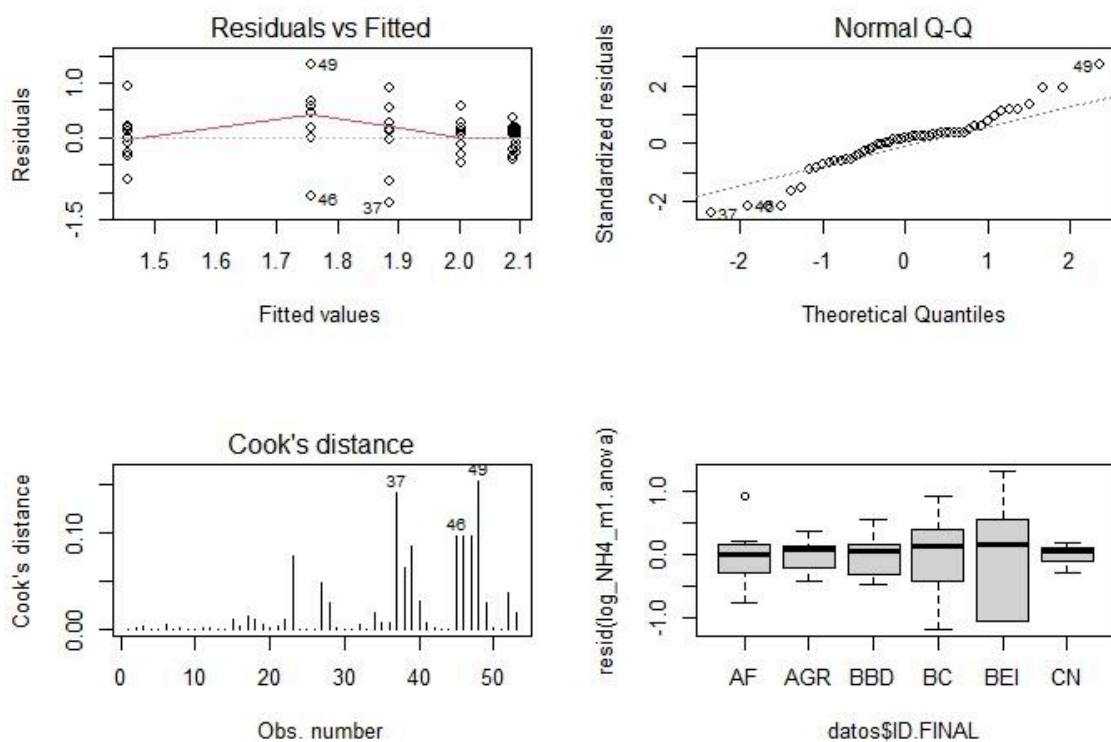
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Carga NT (kg/ha)



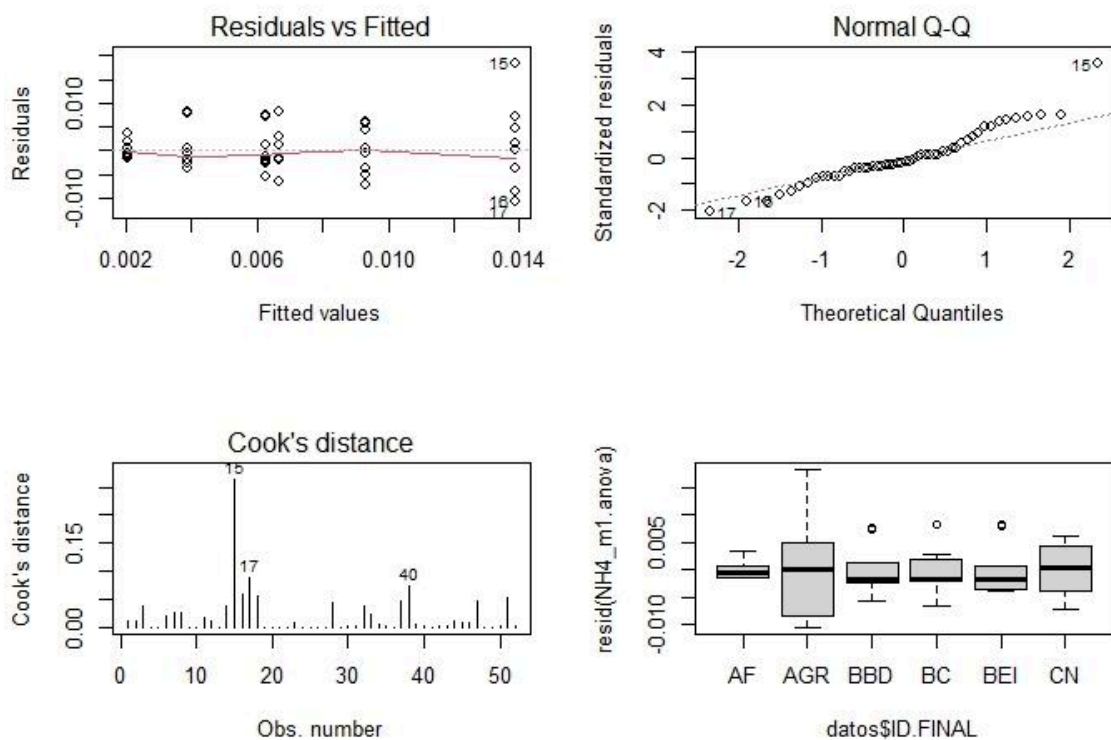
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración NO3 (ug/l)



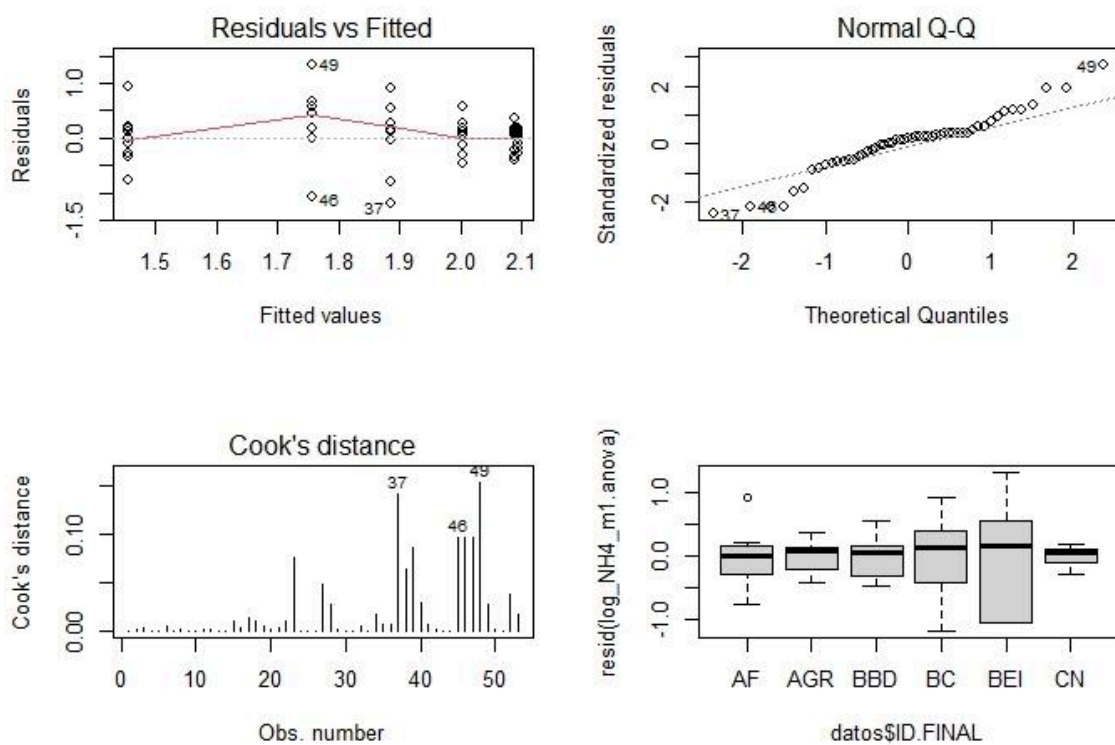
Análisis de residuales de ANOVA Carga NO3 (kg/ha)



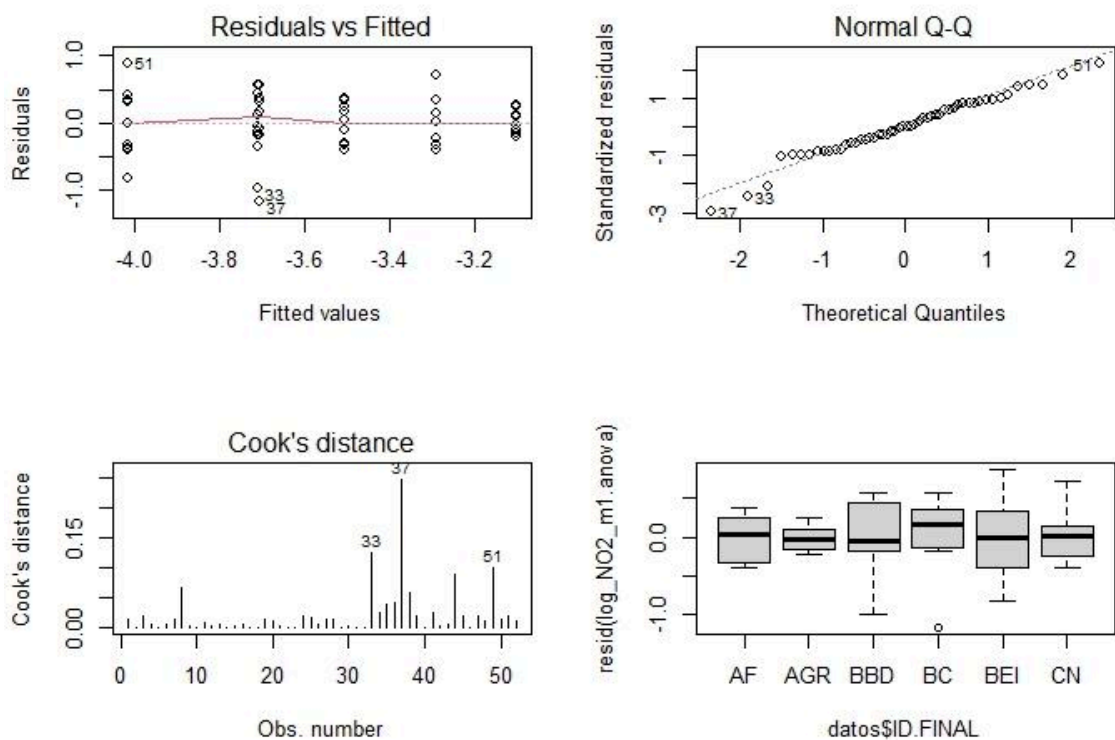
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración NH4 (ug/l)



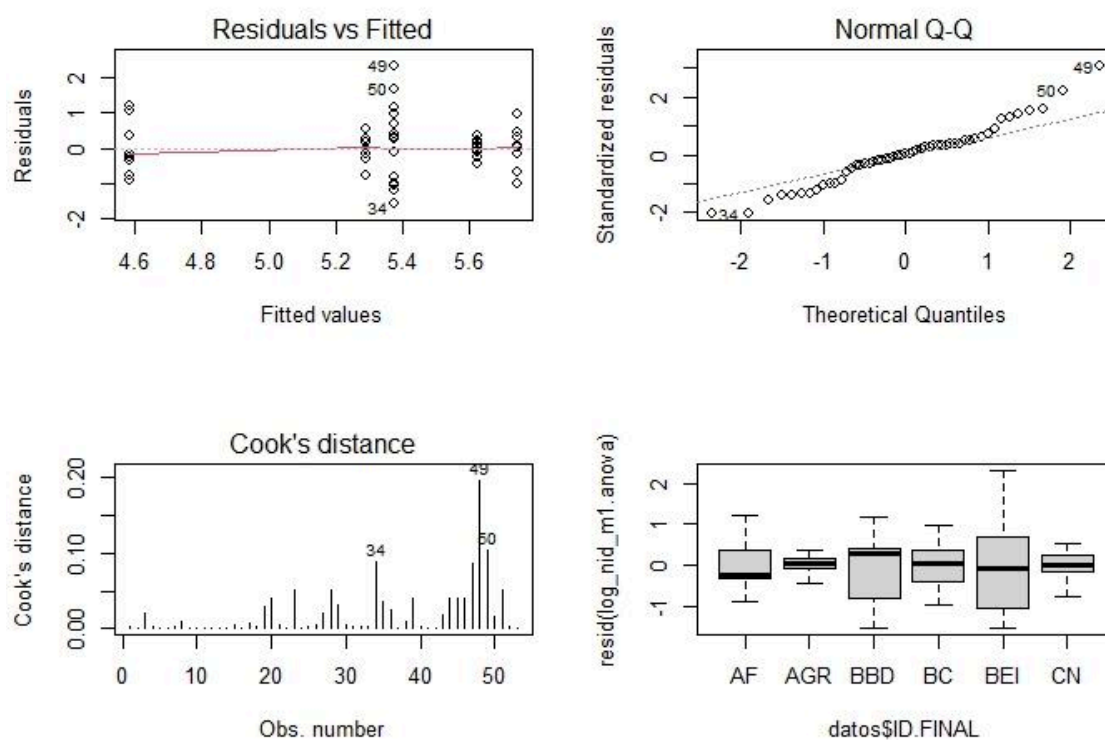
Análisis de residuales de ANOVA Carga NH4 (kg/ha)



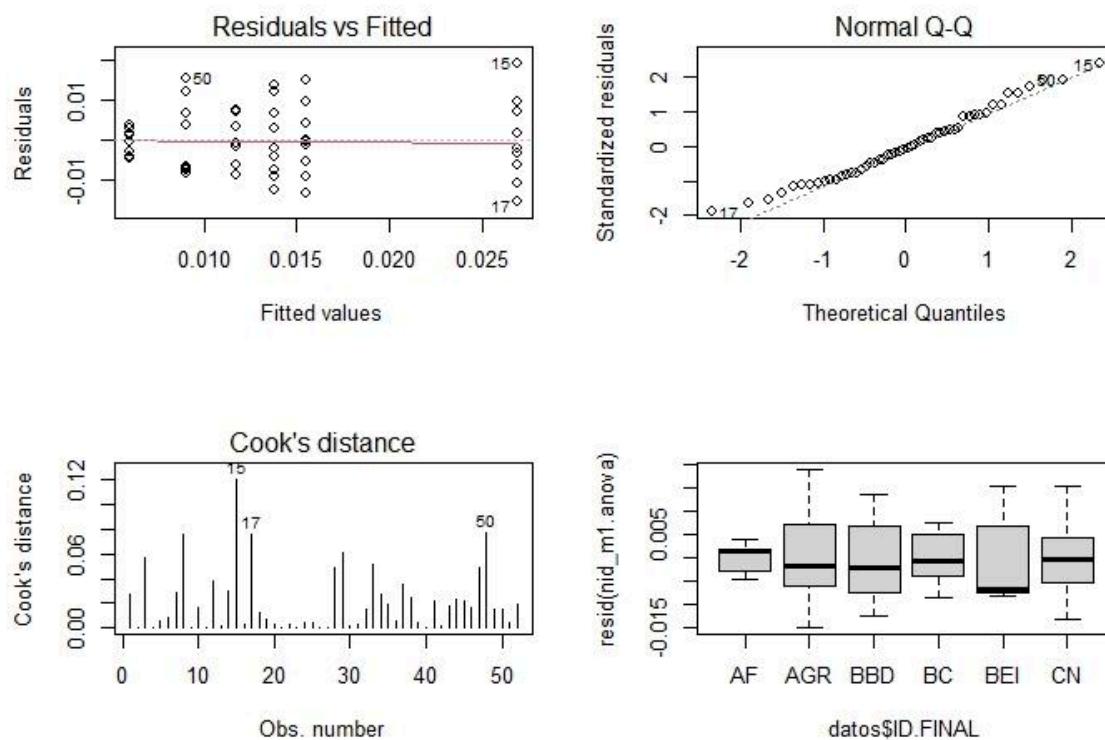
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración NO2 (ug/l)



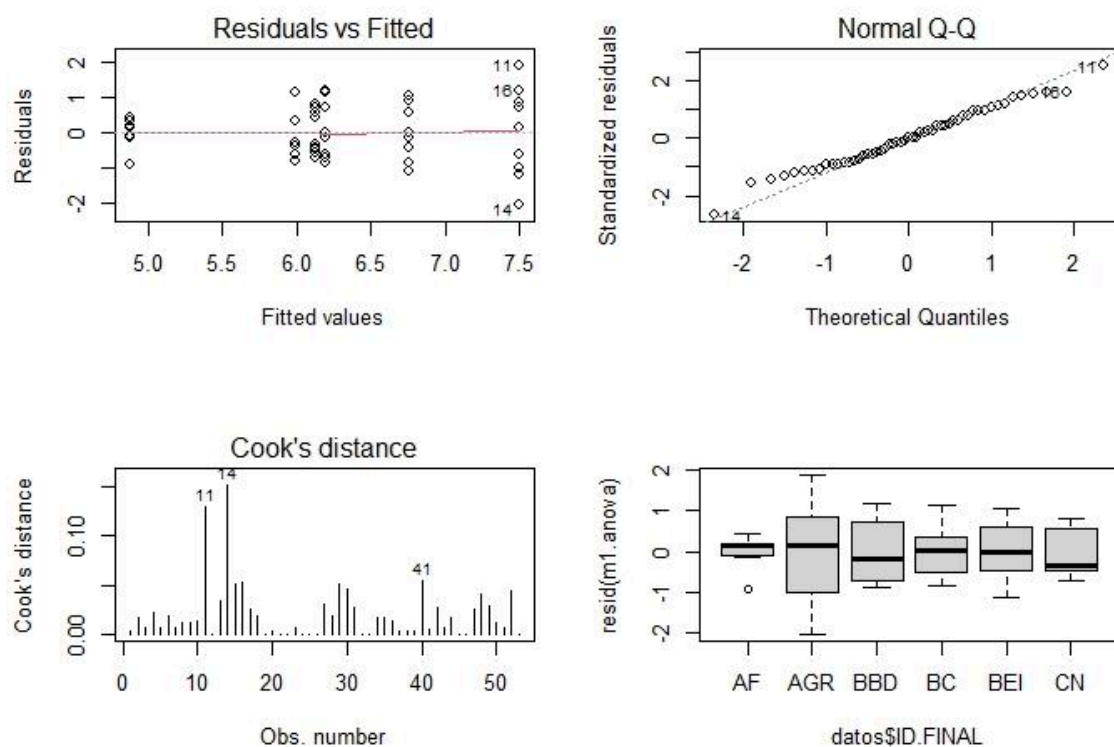
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Carga NO2 (ug/l)



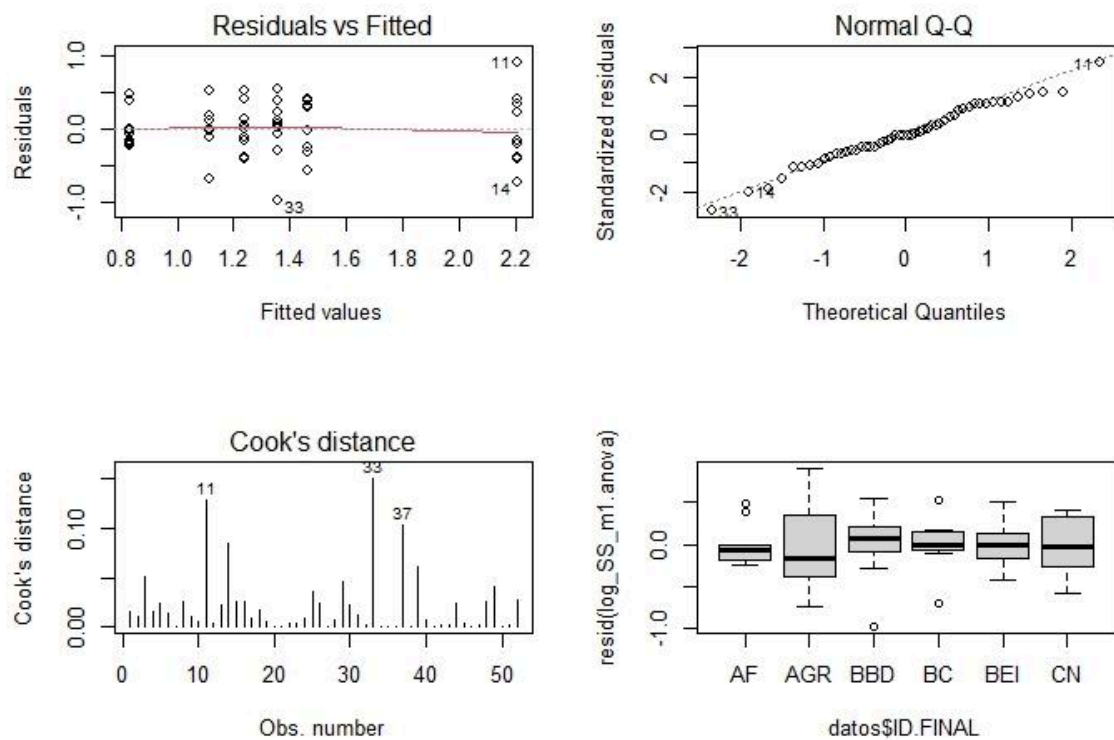
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración NID (ug/l)



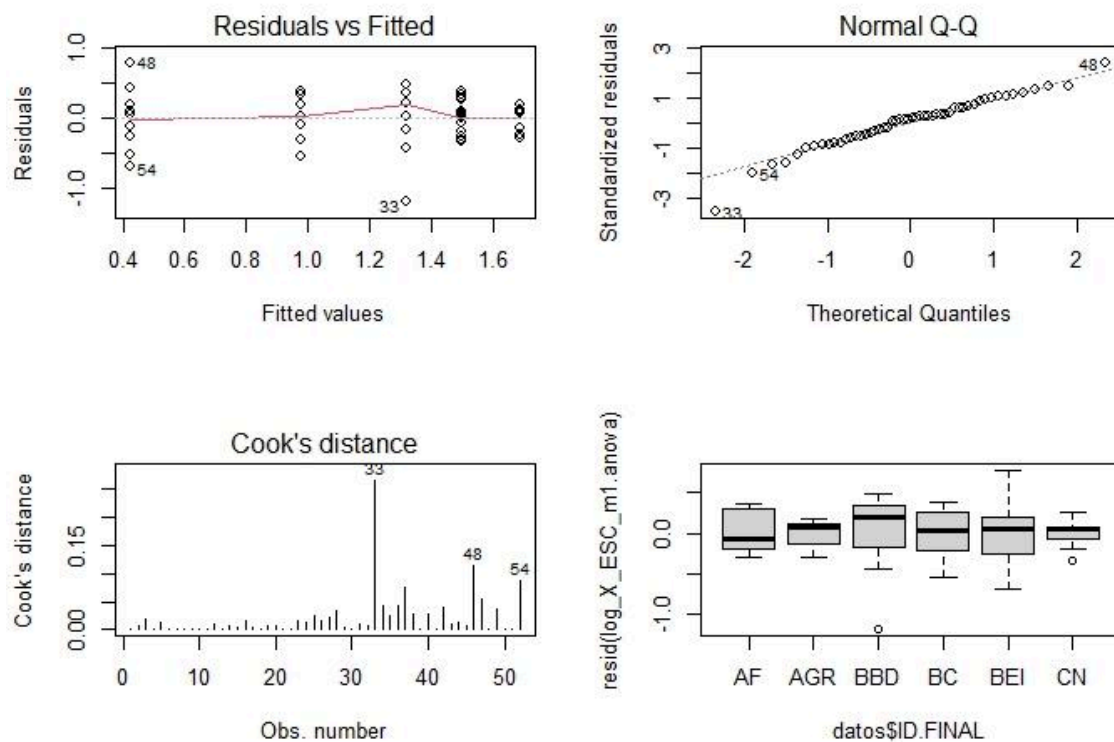
Análisis de residuales de ANOVA Carga NID (kg/ha)



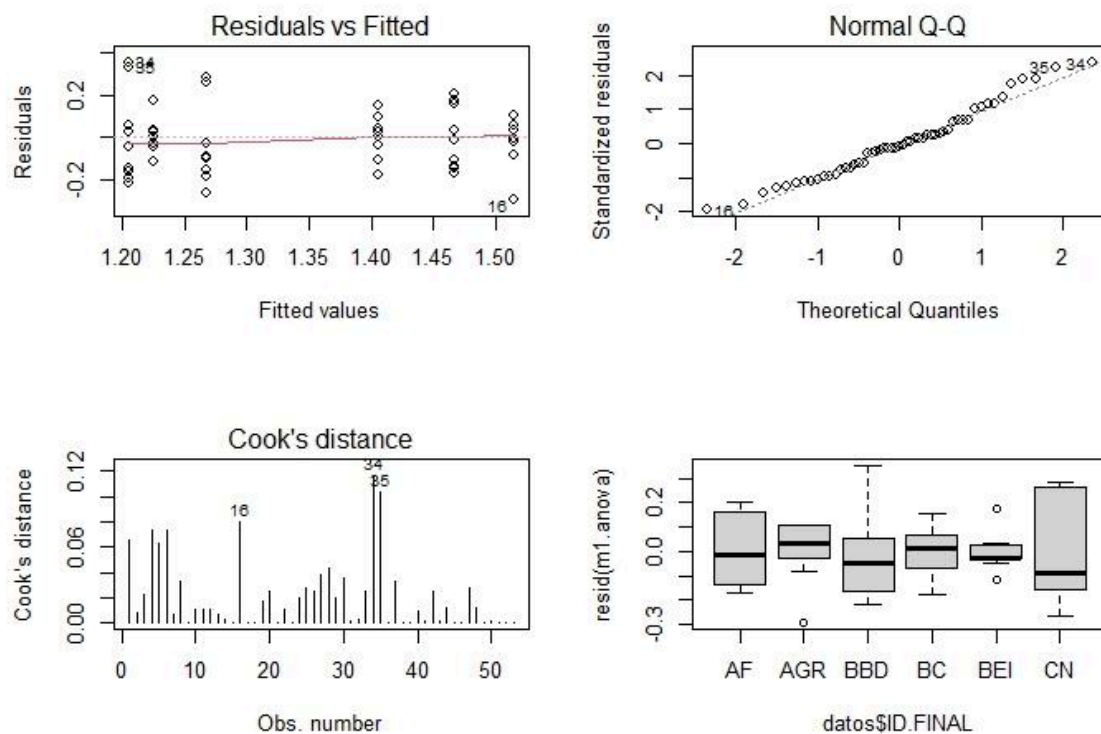
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Concentración SS (mg/l)



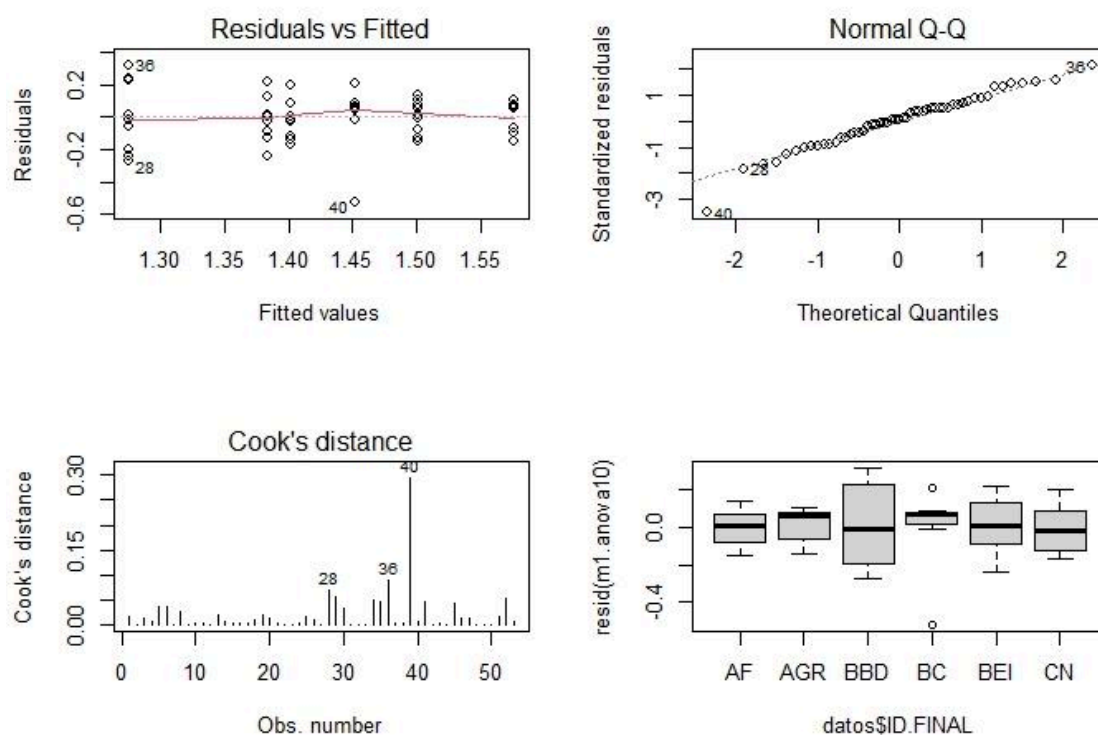
Análisis de residuales de ANOVA Log10 Carga SS (kg/ha)



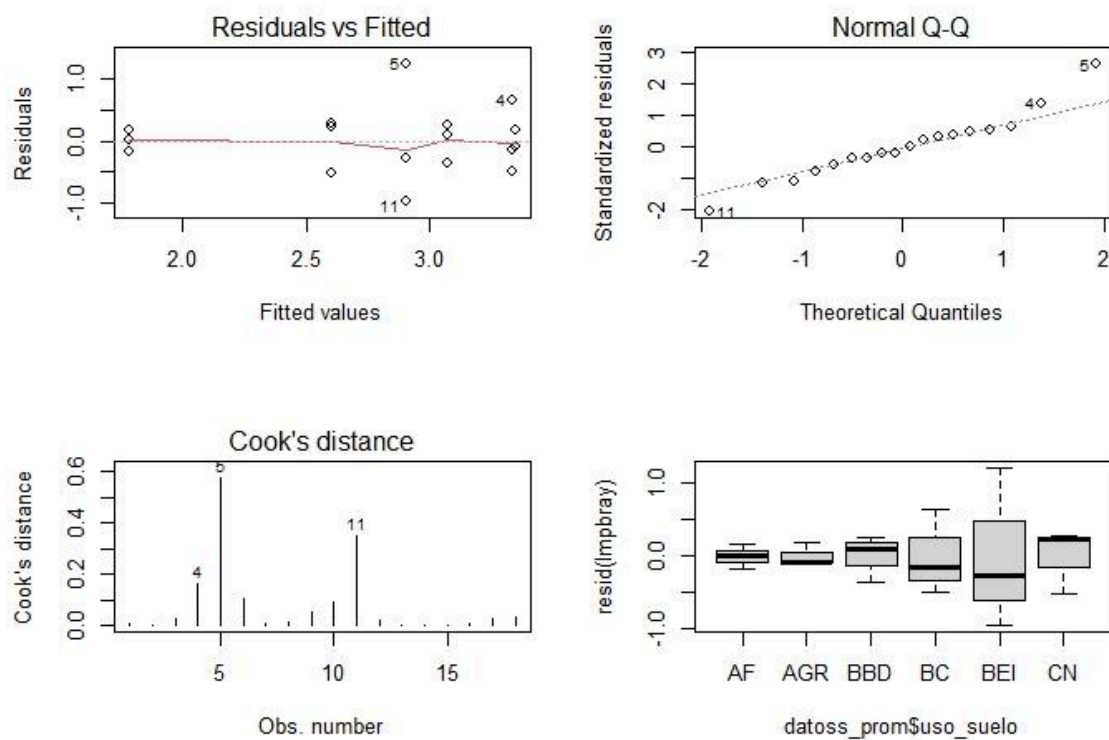
Análisis de residuales de ANOVA log10 Porcentaje de escurrimiento



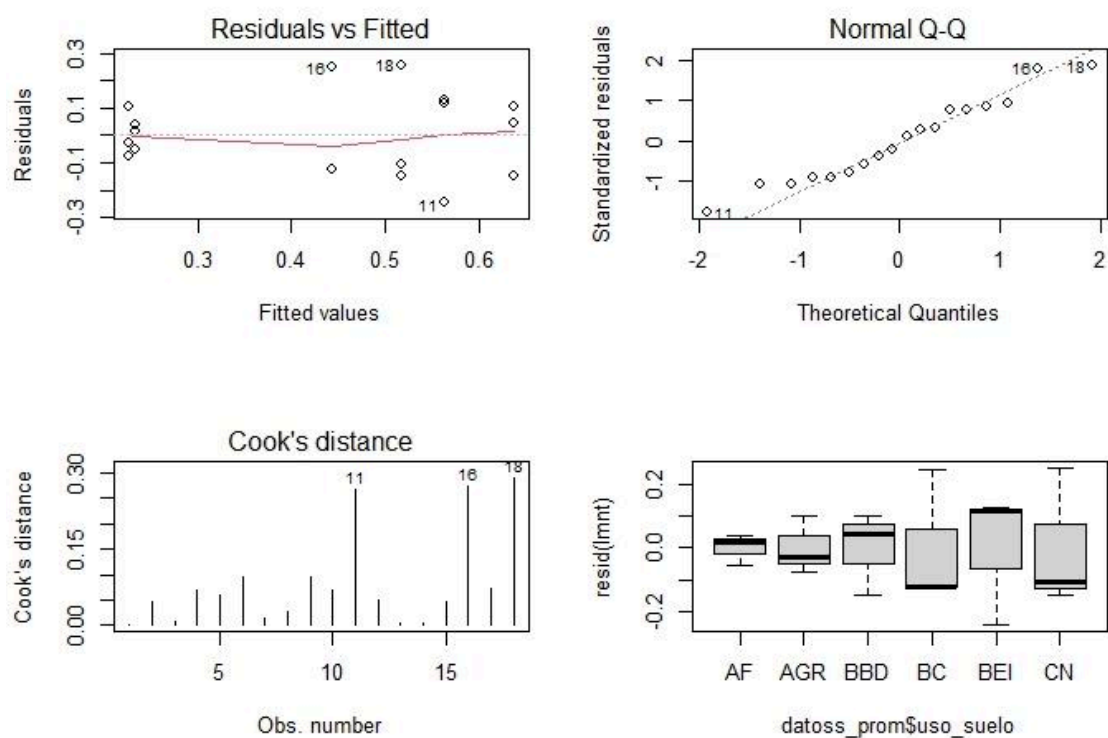
Análisis de residuales de ANOVA Densidad aparente del suelo 0-5 cm



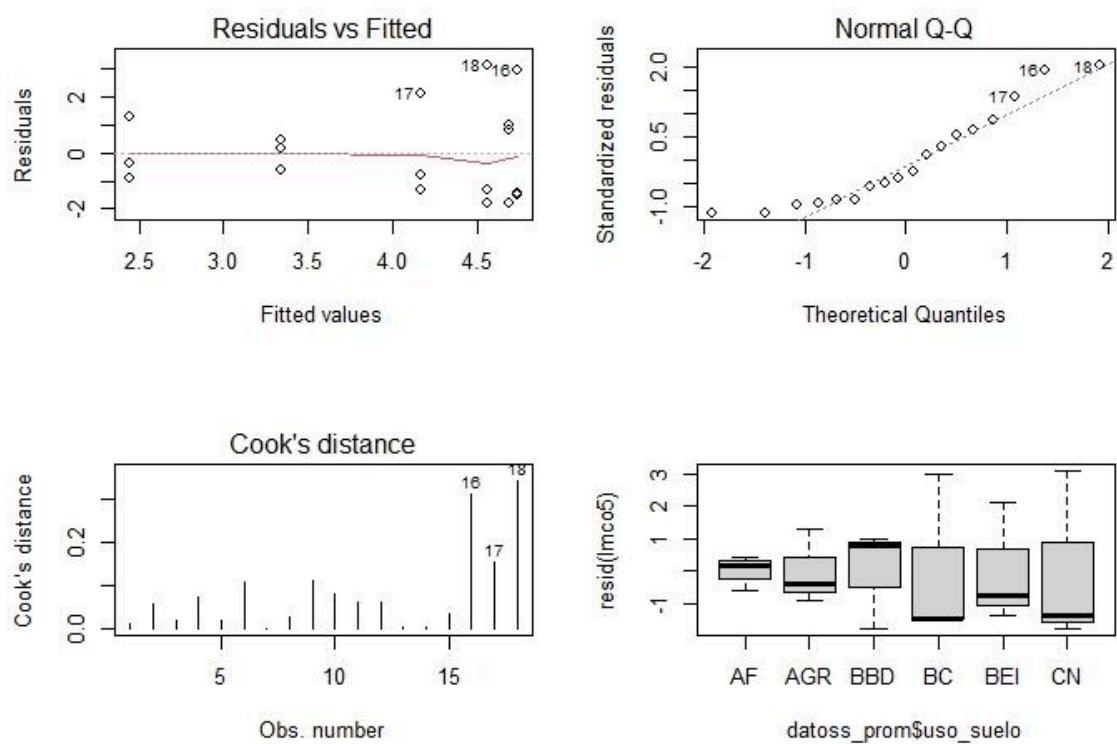
Análisis de residuales de ANOVA Densidad aparente del suelo 5-10 cm



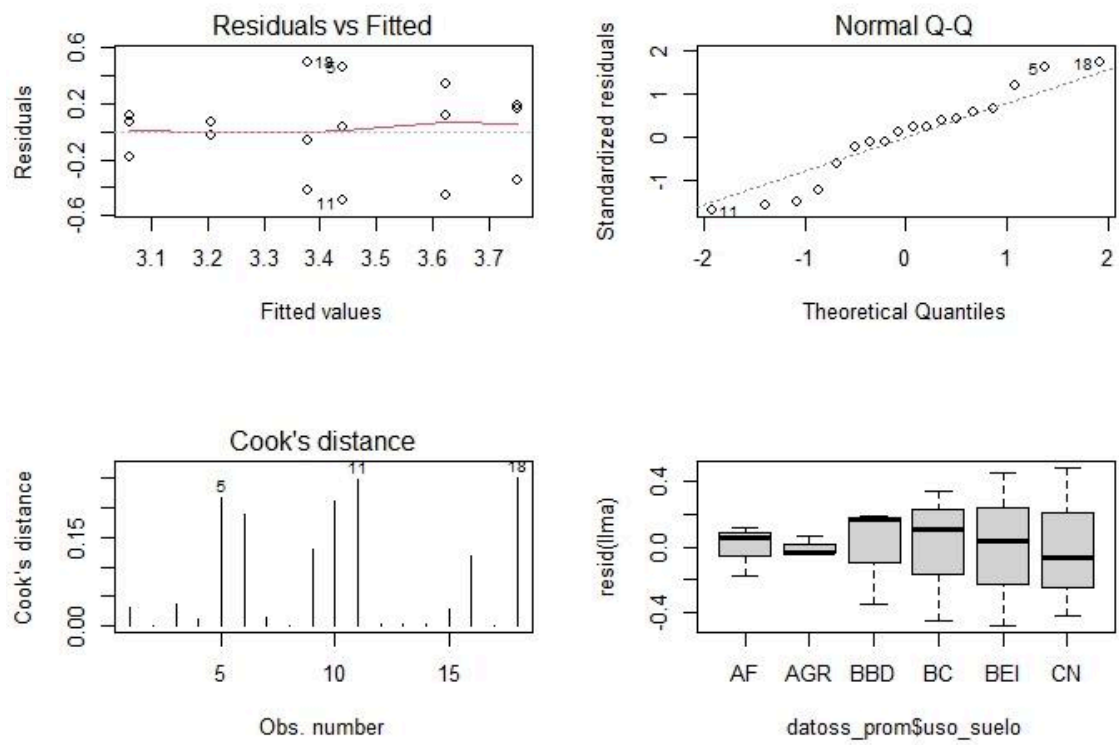
Análisis de residuales de ANOVA log 10 Fósforo Bray (PBray) en suelo 0-2.5 cm



Análisis de residuales de ANOVA Nitrógeno total en suelo 0-2.5 cm



Análisis de residuales de ANOVA Carbono orgánico en suelo 0-5 cm



Análisis de residuales de ANOVA Contenido de arcilla en suelo 0-10 cm