



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



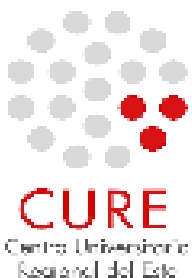
Descomposición de materia orgánica como potencial herramienta de biomonitoreo en arroyos en cuencas forestadas de Uruguay

Autor de la tesis: Maite Burwood (maiteburwood@gmail.com)
Tutor: Dr. Franco Teixeira de Mello (CURE) (frantei@fcien.edu.uy)
Co- tutora: Dr. Verónica Ferreira (MARE) (veronica@ci.uc.pt)

Miembros del tribunal:
Dra. Cecilia Alonso (calonso@cure.edu.uy)
Dr. Enrique Morelli (emorelli@fcien.edu.uy)
Dr. Alejandro Brazeiro (brazeiro@fcien.edu.uy)

2019

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales



Resumen

La tasa a la cual los ecosistemas acuáticos descomponen la materia orgánica particulada gruesa (MOPG) ha sido utilizada como una herramienta útil para evaluar efectos de las presiones antrópicas a nivel funcional en los ecosistemas acuáticos. Las plantaciones forestales de *Eucalyptus* podrían modificar las condiciones del medio acuático, lo que generaría cambios en el funcionamiento de dichos ecosistemas. El presente trabajo plantea tres hipótesis: 1- Las plantaciones de eucaliptus causan cambios en el funcionamiento de los ecosistemas, debido a cambios en la entrada de materia orgánica y en la hidrología del sistema. 2- La modificación del medio acuático adyacente a plantaciones forestales, cambia tanto la comunidad de los descomponedores (bacterias y hongos) como la de los detritívoros (invertebrados) encargados de procesar la materia orgánica, modificando así el proceso y la tasa a la cual ocurre la descomposición de la MOPG. 3- La composición química de la materia orgánica que ingresa a los sistemas acuáticos determina su tasa de descomposición y la capacidad de generar una respuesta diferencial frente a cambios en el uso del suelo. La metodología consistió en el análisis del proceso de descomposición de dos sustratos nativos, *Schoenoplectus californicus* y *Eryngium pandanifolium*, y un exótico, *Eucalyptus globulus* en 3 sistemas acuáticos asociados a plantaciones de *Eucalyptus* y 3 asociados a pastizales modificados por ganadería extensiva. Los resultados obtenidos muestran que los arroyos asociados a plantaciones forestales tuvieron menor cantidad y calidad de agua, mientras que no se encontraron efectos en cantidad y diversidad de ingreso de MOPG. La tasa de descomposición de la MOPG fue significativamente menor dentro de los arroyos asociados a plantaciones forestales. El sustrato nativo *S. californicus* con baja calidad nutricional obtuvo menor riqueza, tasa de esporulación y biomasa fúngica (comunidad microbiana) y menor riqueza y densidad de taxones de macroinvertebrados, resultando en bajas tasas de descomposición. Por otro lado, *E. pandanifolium* y *E. globulus* con mayor calidad nutricional y mayor colonización de las comunidades acuáticas, resultó en mayores tasas de descomposición. La utilización de la tasa de descomposición como una herramienta de biomonitoreo podría ser efectiva ya que se observaron respuestas diferenciales en los dos tipos de usos del suelo analizados. El uso de un sustrato para analizar este proceso ecosistémico deberá cumplir con ciertas condiciones. Un sustrato de alta calidad, permite una mayor colonización disminuyendo el tiempo de descomposición y la ventana temporal para observar y detectar cambios en la tasa de descomposición. En términos ecológicos, se deberá tener en cuenta en la gestión de los sistemas forestales, trabajar con el efecto de la disminución de la tasa de descomposición de la MOPG, ya que la acumulación de la misma en los arroyos podría tener efectos negativos en el ecosistema.

Palabras claves: Descomposición, Macroinvertebrados, Hongos hifomicetos.

Agradecimientos

En primera instancia quiero agradecer a mis tutores Franco Teixeira de Mello y Verónica Ferreira por toda la enseñanza académica y personal que me brindaron en todo momento, gracias por todo el esfuerzo y dedicación que tuvieron para que pueda lograr éste trabajo.

Por otro lado, agradecer al Proyecto desafíos “Indicadores ambientales multiescala de la forestación en Uruguay” y a su responsable Jimena Alonso por permitirme formar parte del equipo y por la financiación brindada para realizar el análisis de laboratorio en Coimbra, Portugal.

Quisiera agradecer a todo el departamento de Ecología y Gestión Ambiental, del Centro Universitario Regional Este- Maldonado. En particular a Claudia Fosalba, por su ayuda en el laboratorio de química, a Lucía Ziegler por su ayuda en el análisis de contenido calórico, Lucia Urtado por su ayuda en el campo y en el análisis de la materia orgánica alóctona, a Lucia Cabrera y Natalie Villegas (Universidad de Wisconsin) por su ayuda en el campo, y Clementina Calvo por su ayuda en el laboratorio.

Agradezco a la Fundación Portuguesa para la Ciencia y Tecnología (FCT) que a través del proyecto UID/MAR/04292/2019 llevado a cabo por el Marine and Environmental Science Centre (MARE) y el proyecto IF/00129/2014 llevado a cabo por Veronica Ferreira, me han brindado herramientas para el análisis de la comunidad de hongos. A los integrantes del MARE que me recibieron con los brazos abiertos.

A la Agencia Nacional de Investigación por la beca de posgrado, que me permitió el correcto desarrollo del trabajo de tesis.

Al programa de Movilidad e Intercambio Académico de la Comisión Sectorial de Investigación Científica, por brindarme apoyo financiero en la estadía, durante la pasantía realizada en Coimbra, Portugal.

A mi familia, agradecerles por todo su apoyo y por estar presentes en todo este camino. A mis amigas, por los momentos que me preguntan cómo van mis cosas y hacen el intento de entender lo que hago. A Leo por acompañarme y apoyarme en esta etapa.

Finalmente, agradecerles a Alejandro Brazeiro, Enrique Morelli, Guillermo Chalar y Cecilia Alonso por aceptar ser miembros del tribunal, por sus correcciones y comentarios.

Índice

Introducción	4
Objetivos	9
Hipótesis	10
Estrategia de investigación	12
Caracterización del ambiente .	
Metodología	16
Resultados	18
Experimento descomposición de materia orgánica particulada gruesa	
Metodología	28
Resultados	34
Discusión	52
Caracterización del ambiente	52
Descomposición de la materia orgánica particulada gruesa y comunidades asociadas	54
Sustratos	57
Conclusiones	59
Referencias bibliográficas	60
Anexo	68

Introducción

Diferentes cambios en los usos del suelo provocan modificaciones en los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas (Foley *et al.*, 2005). A nivel mundial, las plantaciones forestales exóticas, como pinos y eucaliptus, han abarcado más de 264 millones de hectáreas (FAO, 2010). *Eucalyptus* sp. es uno de los géneros más usados, llegando a cubrir más de 20 millones de hectáreas en regiones templadas y tropicales (Forrester & Smith, 2012). Si bien el desarrollo forestal propone herramientas para minimizar su impacto en el ambiente, están reportados diversos impactos derivados de su desarrollo como la degradación de calidad y cantidad de agua de los sistemas fluviales adyacentes a plantaciones (Cordero-Rivera *et al.*, 2017; Mareschal *et al.*, 2013), la influencia sobre el ciclado de carbono en agua (Da Silva *et al.*, 2018), la acidificación (Koutika & Epron, 2014), degradación de suelos (Sarante *et al.*, 2015), efectos en la diversidad de flora ribereña (Tererai *et al.*, 2013), entre otros. Estas consecuencias han preocupado a distintos actores sociales directa o indirectamente, como productores agrícolas, sociedad civil y al sector gubernamental encargado de la protección del medio ambiente, por lo que se ha convertido en un tema de interés para científicos en diferentes partes del mundo.

Para comprender el funcionamiento de los ecosistemas fluviales y conocer su respuesta frente a distintos regímenes de perturbaciones, se debe analizar cuáles son los patrones y procesos que regulan el almacenamiento y transformación (e.g. descomposición) y transporte de materia y energía en los mismos (Humphries *et al.*, 2014). Diversas teorías se han desarrollado para tratar de explicar el funcionamiento de éstos ecosistemas, integrando información espacial y temporal, teniendo en cuenta la productividad y las relaciones tróficas que ocurren allí. El concepto del río continuo (Vannote *et al.*, 1980) fue el primer modelo creado para conceptualizar el flujo de materia y energía, donde existen enlaces longitudinales y las cabeceras de los ríos aportan material alóctono que luego se irá transformando aguas abajo por acción de distintos ensamblajes de macroinvertebrados y peces. En este modelo el mayor aporte alóctono ocurre en las cabeceras de los ríos, donde generalmente la mayor proporción de la comunidad de invertebrados está compuesta por fragmentadores de la materia orgánica. Otro modelo, impulsado por el concepto de pulsos de inundación, propone que la mayor entrada de materia orgánica se da cuando los caudales del río son tan altos que alcanzan las planicies de inundación (Junk *et al.*, 1989), arrastrando materia orgánica particulada principalmente de plantas terrestres, hojarasca, entre otras, que tendrán una importante función en el almacenamiento y transferencia de materia y energía. Por otra parte, el modelo de la productividad ribereña (Thorp *et al.*, 1994) agrega una serie de conceptos que explican la estructura de

las redes tróficas en ríos de gran alcance, donde postulan que la materia y energía provienen principalmente de producción local de fitoplancton, algas bentónicas y macrófitas que derivan directamente de la zona ribereña. Recientemente Humphries *et al.* (2014) desarrollaron el modelo de onda de río, en donde a través del clásico modelo de onda caracterizado por su forma, amplitud, longitud y frecuencia, describen el flujo de materia y energía. En éste caso, el mayor almacenamiento y transferencia de materia y energía ocurre cuando el flujo de agua se encuentra en un “valle” poco flujo, donde ocurre transformación por descomposición de material alóctono o autóctono, o en una “cresta” donde ocurre alta contribución de las planicies de inundación en material alóctono pudiéndose a través de la descomposición proporcionar una gran fuente de materia y energía. Resulta de estas teorías, la importancia de analizar las fuentes de materia y energía, su calidad, cantidad y frecuencia de ingreso a los sistemas fluviales, con el fin de comprender su funcionamiento y sus cambios que podría sufrir frente a perturbaciones.

La mayoría de las vías de drenaje de las cuencas en zonas templadas, conforman ríos cubiertos de bosques (Allan & Castillo, 2007), donde se ha observado que la sombra producida por el dosel inhibe el crecimiento de productores primarios debido a una disminución de la radiación solar y a un descenso de temperatura, como resultado la fuente de materia alóctona tendría mayor importancia frente a la fuente autóctona (Wallace *et al.*, 1997), como lo previsto según el modelo del río continuo (Vannote *et al.*, 1980). Por otra parte, ríos de bajo orden asociados a praderas, con un dosel muy bajo de plantas, permitirían una entrada mayor de radiación solar, fomentando el crecimiento de productores primarios, como algas y macrofitas que tendrían un mayor aporte en la transferencia de materia y energía (Cummins *et al.*, 1983) apoyando a el modelo de la productividad ribereña (Thorp *et al.*, 1994). En ambos tipos de ríos los eventos extremos, por un lado, de grandes precipitaciones, generarían pulsos de inundación que, según el modelo de pulsos de inundación (Junk *et al.*, 1989), causarían un gran aporte al flujo de materia y energía dependientemente de la diversidad riparia que se encuentre asociada a la planicie de inundación. Mientras que por otro lado eventos de sequías y condiciones de bajo caudal, fomentarían la transformación y almacenamiento de la materia, ya sea de fuentes autóctonas o alóctonas (Humphries *et al.*, 2014).

El presente trabajo compara el funcionamiento ecosistémico acuático de arroyos asociados a plantaciones forestales y arroyos asociados a ganadería extensiva, centrándose en el análisis de la materia orgánica particulada gruesa, nombrada de aquí en más como MOPG. La MOPG que ingresa a los sistemas

fluviales puede ser transportada agua abajo por el flujo de agua y/o almacenarse y ser transferida a lo largo de las cadenas tróficas mediante el proceso de descomposición (Fig. 1) (Tank *et al.*, 2010). El proceso de descomposición puede ser definido como un proceso catabólico (Tank *et al.*, 2010) donde la materia orgánica sufre fragmentación física (fricción del agua y de los sedimentos), es acondicionada por la comunidad microbiana (bacterias y hongos), y fragmentada por la comunidad de invertebrados detritívoros lo que lleva a la mineralización de la materia orgánica (e.g. CO₂, nitrógeno y fósforo inorgánico) (Hieber & Gessner, 2002). En este sentido se suele llamar descomposición de la MOPG a la pérdida de biomasa promovida por los diferentes factores antes mencionados y se suele trabajar refiriendo al porcentaje de la biomasa remanente ya que resulta muy difícil separar el efecto de la abrasión física en la transformación de MOPG a materia orgánica particulada fina (MOPF). La tasa a la cual ocurre la descomposición por un lado ha sido utilizada para entender el funcionamiento de los ecosistemas (Gessner & Chauvet, 2002; Young *et al.*, 2008) y a su vez como una herramienta para detectar los efectos de cambios en el uso del suelo (Ferreira, *et al.*, 2016a).

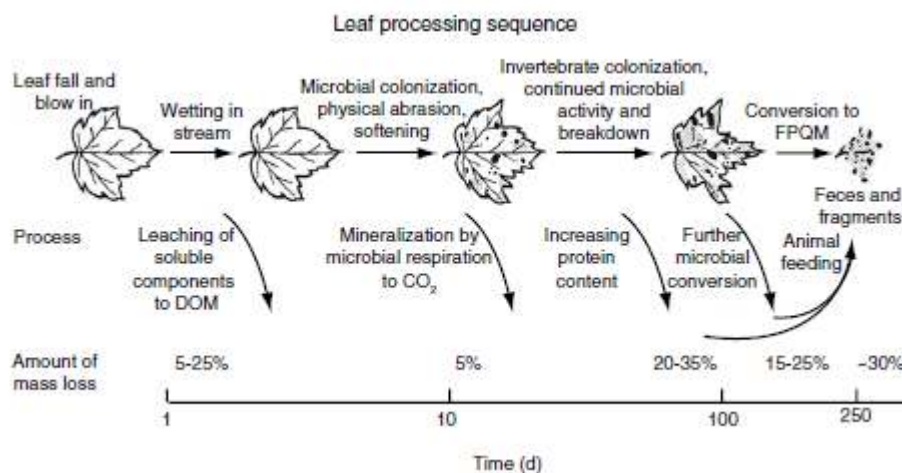


Figura 1. Proceso de descomposición de hojas de calidad moderada en arroyos templados. Fuente: Allan & Castillo (2007). DOM: materia orgánica disuelta; FPQM: materia orgánica particulada fina.

Los efectos de las plantaciones forestales sobre los recursos hídricos se han documentado en varias regiones del mundo, en donde se ha encontrado que la sustitución de bosques o praderas por plantaciones de eucalipto cambia la frecuencia de ingreso, la calidad y cantidad de la entrada de materia orgánica a los arroyos (Pozo *et al.*, 1998; Molinero & Pozo, 2003, 2004, 2006). En las plantaciones de eucalipto de zonas templadas se ha observado que la entrada de materia orgánica se produce durante todo el año con un pico en verano, siendo ésta menos diversa y de menor calidad nutricional (menor

contenido de nitrógeno y fósforo en proporción al contenido de carbono) que en los bosques nativos de hoja caduca (Abelho & Graça 1996; Pozo *et al.*, 1998). Como resultado, las entradas de nitrógeno y fósforo también son más bajas en estos sistemas templados (Pozo *et al.*, 1997). La diversidad y palatabilidad de la hojarasca que llega a los sistemas fluviales disminuye en cuencas forestadas con eucaliptus, de esta manera se ve modificada la comunidad de descomponedores (hongos y bacterias y su posterior fragmentación por invertebrados) (Pozo *et al.*, 1998; Ferreira *et al.*, 2016). En zonas templadas se observó que la sustitución de bosques nativos por plantaciones provoca un cambio en la comunidad de macroinvertebrados, específicamente en el grupo funcional de fragmentadores disminuyendo de esta manera el consumo y descomposición de materia orgánica (Larrañaga *et al.*, 2009; Chauvet *et al.*, 2016). El efecto de las plantaciones, específicamente de *Eucalyptus globulus* (exótica) sobre la descomposición de la materia orgánica ha sido bien documentada en la península ibérica (Abelho & Graça, 1996; Bärlocher & Graça, 2002; Díez *et al.*, 2002; Ferreira *et al.*, 2006, 2015; Larrañaga *et al.*, 2014; Molinero *et al.*, 1996; Pozo, 1993; Pozo *et al.*, 1998), en donde se observa que las plantaciones inhiben un 20% la tasa de descomposición en comparación con sistemas de referencias (Ferreira *et al.*, 2016a). La calidad de los sustratos utilizados en la medición de la tasa de descomposición podría incidir en el efecto de las plantaciones, ya que se ha encontrado que sustratos pobres en nutrientes y poco palatables no estimulan la actividad de macroinvertebrados, por lo que podría no detectarse cambios entre un sistema de referencia y una plantación forestal (Hieber & Gessner, 2002; Ferreira *et al.*, 2016). Cabe resaltar que el efecto de las plantaciones de *Eucalyptus* depende también de la distancia a la cual se encuentren de los cursos de agua, ya que el mayor impacto ocurre cuando las plantaciones traspasan la zona *buffer* o zona riparia (Ferreira *et al.*, 2016a). Por otro lado, las plantaciones pueden generar cambios hidrológicos, debido a los procesos de infiltración e intercepción que sufre el agua proveniente de precipitaciones una vez que intercepta el dosel de las plantaciones (Silveira *et al.*, 2006). Los cambios hidrológicos que podría sufrir un sistema con plantaciones de *Eucalyptus*, incidirían en la cantidad (e.g. reducciones de caudal de escorrentía, reducciones en recarga de acuíferos) y calidad (acidificación y salinización) de agua (Jobbágy & Jackson 2004; Farley *et al.*, 2005) y en regiones áridas esto desencadenaría períodos secos (Lara *et al.*, 2009; Cordero-Rivera *et al.*, 2017) modificando el funcionamiento del sistema.

El pasaje de una vegetación de praderas a una de bosques, por ejemplo, afecta la infiltración en el suelo, la cantidad de agua retenida en el follaje, el escurrimiento superficial, la evaporación desde el suelo, la transpiración por las plantas y la cantidad de agua retenida en los tejidos vegetales (Martino *et al.*, 1997; Lara *et al.*, 2009).

A nivel regional el estudio sobre descomposición de MOPG se ha utilizado para analizar la respuesta funcional de los ecosistemas acuáticos frente a el reemplazo de ciertas especies exóticas de la región (*Ligustrum lucidum*; *Eucalyptus grandis*) (Marano *et al.*, 2013; Galizzi & Machese, 2007) y frente al impacto de urbanización (Gonçalves *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2015). Por otro lado, también se ha considerado el estudio de descomposición de diversas macrófitas (*Typha latifolia*; *Eichhornia crassipes*) en otros tipos de sistemas como las llanuras de inundación (Bruquetas de Zozaya & Neiff, 1991; Poi de Neiff & Neiff, 1988).

En Uruguay un 23% del área agropecuaria se encuentra destinada a la forestación, la cual dispone de 4 millones de hectáreas declaradas de prioridad forestal (Uruguay XXI, 2015). Las plantaciones exóticas de *Eucalyptus sp.* tienen una amplia área dentro de la forestación ocupando al 2013 727.167 ha (MGAP, 2017), la cual continúa creciendo año a año. Entre 1990 y 2010 la tasa promedio de plantación fue de 28.710 ha/año de eucalipto y 11.123 ha/año de pino (Uruguay XXI, 2015). Está previsto un aumento de la actividad forestal en los próximos años, tras el acuerdo de la construcción de una nueva planta de celulosa firmado en el presente año. El sector forestal en Uruguay está compuesto por distintas actividades que van desde la obtención de semillas y plantines hasta el traslado final de los productos elaborados. Según el código de buenas prácticas forestales (MGAP 2004), se recomienda conservar la calidad del agua y la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, en todas las etapas de desarrollo del proyecto forestal, como también, destinar un ancho mínimo de 20 metros como zona de amortiguación entre las plantaciones y los cursos de agua.

Los estudios sobre efectos de la forestación de *Eucalyptus sp.* en el funcionamiento de los sistemas acuáticos de nuestro país son escasos, aunque existen evidencias en relación a la calidad y cantidad de agua, donde se ha observado que dichas plantaciones forestales tendrían un efecto negativo en calidad y una reducción en el caudal específico (17%), sobre todo en épocas de sequías (28 – 32%) (Silveira, 2006; Farley *et al.*, 2008; Silveira & Alonso 2009; Suárez-Pirez, 2011; Silveira *et al.*, 2016). Recientemente se han reportado trabajos sobre los efectos de cambios en el uso del suelo sobre descomposición de *Schoenoplectus californicus*, *Eucalyptus globulus* y *Alnus glutinosa* (Burwood, 2016; Simón, 2017; Proyecto Alianza, 2016; Ferreira *et al.*, 2019). Con respecto a las plantaciones forestales no se ha encontrado un efecto claro en las tasas de descomposición en comparación con sistemas de pastizales naturales con presencia de ganadería, pero si un efecto a escala de tamaño de cuenca (mayor descomposición en microcuencas) y en la comunidad de macroinvertebrados asociados (Simón, 2017), Por otro lado, al comparar el reemplazo de bosque nativo por *Eucalyptus spp.* se ha encontrado una disminución de 32%

en la tasa de descomposición (Ferreira et al., 2019). Cabe resaltar que los estudios referidos al reemplazo de pastizales naturales, carecen de réplicas de sistemas y resaltan la necesidad de incorporar más estudios en más sistemas para poder comprender los efectos. Por otro lado, comparando sistemas con montes naturales y sistemas forestados, se ha encontrado una inhibición significativa en la tasa de descomposición como se mencionó anteriormente. En este sentido el desarrollo de conocimiento en esta área es esencial para el desarrollo de esta herramienta con potencial uso en biomonitoreo y para comprender el funcionamiento de nuestros arroyos.

A partir de la información analizada, frente al alto desarrollo forestal es que surge el desarrollo de este trabajo de investigación, en donde se analiza el efecto de la forestación por *Eucalyptus spp.* tanto en la tasa de descomposición de sustratos nativos como en sustratos exóticos (*Eucalyptus globulus*). Por otro lado, se analiza la estructura de las comunidades que actúan en este proceso, tanto la comunidad de macroinvertebrados como la microbiana. En este sentido se incorpora el estudio de la actividad microbiana siendo hasta el momento un abordaje inexistente en estudios relacionados con descomposición de MOPG acuática en nuestro país.

Objetivo General

Evaluar el efecto de las plantaciones forestales sobre el proceso de descomposición de MOPG, en arroyos asociados a cuencas forestadas de eucaliptus (*Eucalyptus spp.*) y a sistemas con el menor impacto en Uruguay (pastizales naturales modificados por ganadería extensiva).

Objetivos específicos

- Analizar la cantidad y diversidad de MOPG de la zona ribereña, el lecho acuático y el transporte por deriva en sistemas acuáticos asociados a forestación por eucaliptus y sistemas acuáticos asociados a pasturas.
- Analizar las variables fisicoquímicas del agua en sistemas acuáticos asociados a forestación por eucaliptus y sistemas acuáticos asociados a pasturas.
- Analizar la tasa de descomposición de distintos sustratos vegetales tanto nativos como exóticos en sistemas acuáticos asociados a forestación por eucaliptus y sistemas acuáticos asociados a pasturas.
- Analizar la relación entre las tasas de descomposición y los componentes estructurales y funcionales de las comunidades de macroinvertebrados asociados a dicho proceso.

- Analizar la relación entre las tasas de descomposición y la biomasa y esporulación de hongos acuáticos, como también la respiración microbiana asociados a dicho proceso.
- Evaluar el efecto de la composición química de los sustratos (*Eucalyptus globulus*, *Eryngium pandanifolium* y *Schoenoplectus californicus*) sobre las tasas de descomposición y sobre las distintas comunidades acuáticas.

Hipótesis 1

La forestación de *Eucalyptus spp.* debido a su funcionamiento fisiológico (e.g., elevada evapotranspiración) afecta la calidad y cantidad de agua. Por otro lado, al ser un monocultivo de hoja perenne con baja concentración de nutrientes en hojas, afecta la cantidad y diversidad de materia orgánica alóctona que potencialmente podría ingresar a los ecosistemas acuáticos adyacentes.

Predicción 1.1:

Tanto la calidad y cantidad de agua, como la diversidad y cantidad de MOPG será menor en sistemas acuáticos asociados a forestaciones que en pasturas con ganadería extensiva de Uruguay.

Hipótesis 2

La modificación del medio acuático adyacente a plantaciones forestales (calidad y cantidad de agua, diversidad y cantidad de MOPG), cambia tanto la comunidad de los descomponedores (bacterias y hongos) como la de los detritívoros (invertebrados) encargados de procesar la materia orgánica, modificando así el proceso y la tasa a la cual ocurre la descomposición de la MOPG.

Predicción 2.1: La biomasa y esporulación de hongos y la respiración microbiana será menor en sistemas acuáticos asociados a forestaciones que en pasturas con ganadería extensiva de Uruguay

Predicción 2.2: La comunidad de macroinvertebrados asociadas al proceso de descomposición de MOPG tendrá menor diversidad funcional y estructural en sistemas asociados a forestaciones que en pasturas.

Predicción 2.3: Las plantaciones forestales reducen la tasa a la cual los sistemas acuáticos descomponen la materia orgánica, denotando cambios en sistemas asociados a forestación en comparación con pasturas de Uruguay.

Hipótesis 3

La composición química de la materia orgánica que ingresa a los sistemas acuáticos determina su tasa de descomposición, y consecuentemente su respuesta frente a la sustitución de un uso del suelo asociados a ganadería extensiva por plantaciones forestales. Sustratos con alto porcentaje de nutrientes y contenido calórico, y con bajo porcentaje de lignina, serán rápidamente colonizados por descomponedores, lo que aumentará su palatabilidad para los invertebrados detritívoros, en comparación con materia orgánica más recalcitrante. Esta última al no estimular la actividad de invertebrados, no generan una respuesta diferencial frente a cambios en el uso del suelo de ganadería extensiva a plantación forestal y presentan bajas tasas de descomposición.

Predicción 3.1: La biomasa y esporulación de hongos y la respiración microbiana asociadas al proceso de descomposición de la MOPG aumentará en sustratos con alto porcentaje de nutrientes y contenido calórico y bajo porcentaje de lignina.

Predicción 3.2: La comunidad de macroinvertebrados tendrá mayor diversidad funcional y estructural en sustratos con alto porcentaje de nutrientes y contenido calórico y bajo porcentaje de lignina.

Predicción 3.3: Los sustratos con alto porcentaje de nutrientes y contenido calórico y bajo porcentaje de lignina presentarán mayores tasas de descomposición y generarán respuestas diferenciales entre arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales.

Estrategia de investigación

El trabajo que se desarrolla a continuación evalúa de forma comparativa ecosistemas acuáticos con dos usos del suelo diferente, arroyos asociados a pastizales naturales modificados por la acción de ganadería extensiva *versus* arroyos asociados a plantaciones forestales de *Eucalyptus spp.* El estudio comparativo podría servir como herramienta para la evaluación del reemplazo y avance de la actividad forestal sobre el uso del suelo más predominante de este país.

Para cumplir con las hipótesis y objetivos planteados se realizaron trabajos en campo y laboratorio. El trabajo de campo consta de exploración y caracterización de sitios de estudio y experimentos *in situ*. El primero refiere a la caracterización de la MOPG que potencialmente puede entrar al medio acuático, la MOPG que se transporta en el medio acuático, la que queda retenida en el stock bentónico, y el análisis fisicoquímico del agua. Por otro lado, el experimento *in situ* consta de experimentos de descomposición de MOPG dentro de los cursos de agua y en la zona riparia, y el análisis de las comunidades acuáticas relacionadas a dicho proceso, como ser la comunidad de hongos hifomicetos acuáticos, la respiración microbiana, clorofila *a* y la comunidad de macroinvertebrados.

La estrategia metodológica consistió en un experimento factorial anidado (Fig. 2), donde los factores fueron tipo de sistema (arroyos asociados a ganadería extensiva *vs* arroyos asociados a plantaciones forestales) y tipo de sustrato (hojas de especies nativas: *Schoenoplectus californicus*, *Eryngium pandanifolium*; hojas de especie exótica: *Eucalyptus globulus*). Las réplicas de arroyos fueron tres para cada tipo de sistema, resultando en un anidamiento de arroyos en tipo de sistema. En cada arroyo se colocaron los tres tipos de sustrato, y cada uno de ellos contaba con tres réplicas para cada tiempo de extracción (6).

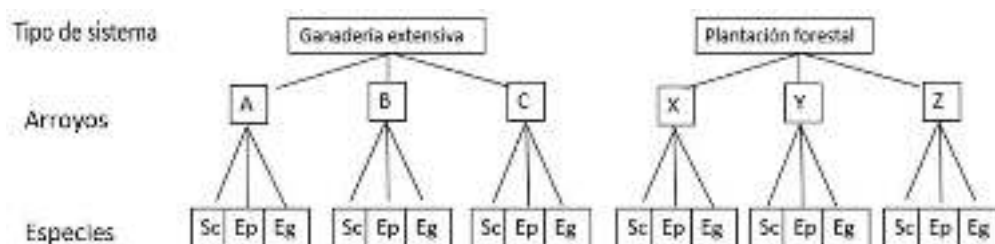


Figura 2. Esquema de estrategia metodológica. Dentro de cada tipo de sistema (ganadería y plantación forestal) se ubican los arroyos, donde A, B y C son arroyos asociados a ganadería extensiva y X, Y, y Z son arroyos asociados a plantaciones forestales. Dentro de cada arroyo se encuentran los distintos tipos de sustrato donde Sc: *Schoenoplectus californicus*, Ep: *Eryngium pandanifolium*, Eg: *Eucalyptus globulus*.

El estudio se llevó a cabo en los meses de junio a agosto del 2018 y se trabajó en la cuenca del embalse India Muerta, en el departamento de Rocha, Uruguay. Dentro de predios de privados se seleccionaron tres cuencas con el uso predominante y generalmente menos impactado en nuestro país, ganadería extensiva (arroyos A, B, C; Fig. 3), observándose la presencia de vacunos y bovinos. Dentro del predio perteneciente a la Forestal Atlántico Sur (FAS) se seleccionaron tres arroyos con cuencas forestadas por *Eucalyptus* spp. (>50% forestación; arroyos X, Y, Z; Fig. 3). Las especies de *Eucalyptus* que se utilizan en dichos predios, son *E. dunnii*, *E. maidenii*, *E. smithii* y eventualmente *E. globulus*. Debido al modo de desarrollo forestal del país, las plantaciones forestales cuentan con presencia de ganado, que se encuentran esparcidos en el campo y la distancia entre curso de agua y las plantaciones es aproximadamente mayor o igual a 20 metros. Con el fin de obtener cuencas similares en morfología y geología, las cuencas seleccionadas se encuentran próximas entre sí y son microcuencas menores a 10 km² (Tabla 1).

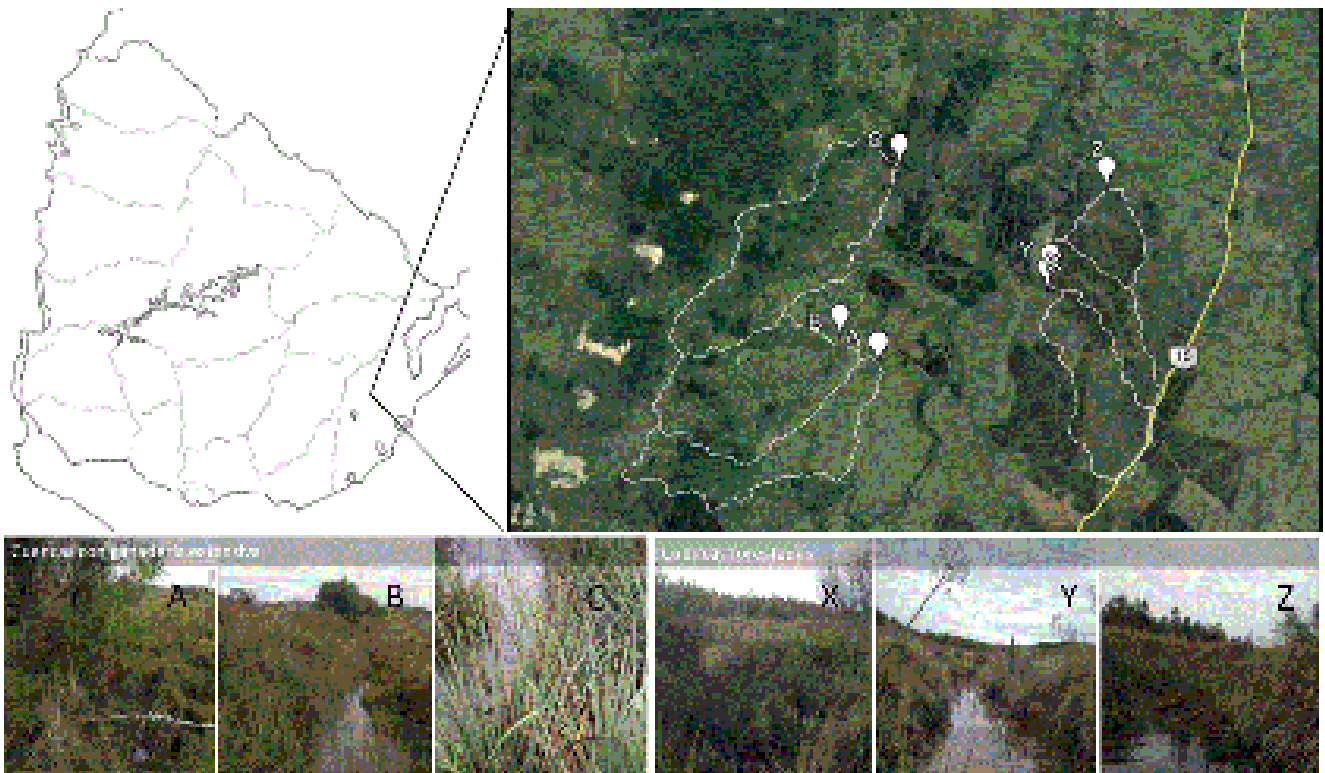


Figura 3. Área de estudio, ubicada en el departamento de Rocha, Uruguay. Se muestran delimitadas las cuencas hidrográficas asociadas a ganadería extensiva (A, B, C) y las asociadas a plantaciones forestales (X, Y, Z).

Tabla 1. Porcentaje de forestación y tamaño de cuenca de los arroyos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y arroyos asociados a plantación forestal (X, Y, Z).

Tipo de sistema	Arroyo	Área (km ²)	%Forestación
Ganadería extensiva	A	4,4	5%
	B	6,4	0%
	C	8,7	0%
Plantación forestal	X	3,9	40%
	Y	2,6	52%
	Z	2,0	60%

Caracterización del ambiente



Metodología

Calidad y cantidad de agua

Entre junio y agosto de 2018, en cada arroyo analizado (6) y en cada muestreo (9) se tomaron datos en campo de variables fisicoquímicas del agua como ser temperatura, conductividad, sólidos totales disueltos (TDS), sólidos totales en suspensión (STS), pH, oxígeno disuelto (OD). Al mismo tiempo, se colectaron muestras de agua que se preservaron en heladera y se trasladaron al laboratorio para su posterior análisis de color verdadero (colorímetro DR/890, Hach), nitrógeno total (NT), nitrógeno total disuelto (NTD), fósforo total (PT), fósforo total disuelto (PTD) (Valderrama, 1981), nitrato (NO_3) (Muller & Wiedeman 1955), amonio (NH_4) (Koroleff 1970), fosfato (PO_4) (Murphy & Riley 1962) y materia orgánica (MO) (pérdida de peso por ignición). Para estimar cantidad de agua, se tomaron datos de caudal, utilizando un correntómetro y calculando el flujo por sección, en cada arroyo y en cada fecha de muestreo biológico (6) corrigiéndose por área de cuenca para poder comparar cuencas y analizar el caudal específico (Goyenola, 2015). Los datos de precipitaciones se obtuvieron a través de un pluviómetro ubicado en uno de los arroyos (datos aportados por dueño de campo). En los dos meses de experimento la precipitación acumulada fue de 200 mm.

Caracterización y aporte de MOPG

El 14 y 15 de agosto de 2018 se tomaron muestras de ingreso potencial lateral (zona riparia), transporte por deriva y stock bentónico de MOPG en los arroyos y en la zona riparia adyacente. El ingreso potencial lateral consistió en el análisis del material vegetal presente en 12 cuadrantes de 0.25 m^2 dispuestos, aleatoriamente en transectas transversales, en la zona riparia para cada arroyo. El transporte por deriva se analizó mediante el método de muestreo discreto utilizando 1 red de deriva de 1 mm de poro por arroyo, anclada al lecho del arroyo mediante una estructura metálica, la cual permaneció 24 horas en cada arroyo. Para el stock bentónico se colectaron 6 muestras de cada arroyo del material vegetal presente en el lecho, mediante un surber de 0.25 m^2 y 1 mm de poro, re-suspendiendo a favor de la corriente y colectando el material disponible. El material vegetal de cada tipo de muestreo se clasificó en las categorías flores, hojas (árboles), gramíneas, ramas y troncos, posteriormente se secó en estufa a 70°C por 72 horas y se pesó utilizando balanza analítica (0.0001 g) para obtener el peso seco (Pozo *et al.*, 2009). Por otro lado, se realizó un relevamiento cualitativo de la matriz vegetal presente en cada tipo de sistema.

Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Las muestras de stock bentónico se lavaron en un tamiz de 500 μm para colectar los macroinvertebrados asociados. Los mismos, fueron fijados en alcohol 95% para su posterior identificación, conteo y análisis. Por fines logísticos, se seleccionaron 3 de 5 muestras de stock bentónico para macroinvertebrados por arroyo, utilizando aquellas muestras que tuvieran la cantidad mínima, media y máxima de MOPG colectada (peso seco, $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$), con el fin de obtener una porción representativa de la comunidad. Los individuos fueron clasificados al nivel taxonómico de familia, llegando en algunos casos a género, utilizando claves taxonómicas (Domínguez & Fernandez, 2009) y fueron clasificados en 5 grupos funcionales tróficos (GF) según la literatura disponible (Merritt *et al.*, 2008; Reynaga, 2009; Ramírez & Gutierrez- Fonseca, 2014; Ferrú & Fierro, 2015) resultando CG: Colectores – recolectores, Ft: Filtradores, Pr: predadores, Sc: raspadores y Sh: fragmentadores. Se calculó la abundancia como número de individuos por muestra ($\text{n}^\circ \text{ ind. muestra}^{-1}$) y abundancia de GF como número de individuos de cada GF por muestra ($\text{n}^\circ \text{ ind GF. muestra}^{-1}$). La abundancia fue relativizada para obtener abundancia relativa (%). Los individuos colectados, fueron medidos desde la parte posterior de la cabeza hasta el último segmento del abdomen para obtener su talla (mm) (para gasterópodos y bivalvos se utilizó el largo máximo) y estimar la biomasa (mg) de individuos mediante la ecuación propuesta por Meyer (1989): $\text{Masa seca} = a \times L^b$, donde a y b son coeficientes específicos de cada taxa y L es la talla (mm). Las constantes a y b fueron asignadas a cada taxa de acuerdo a literatura previa (Tanaka *et al.*, 1970; McCulloch *et al.*, 1979; Smock *et al.*, 1980; Benke *et al.*, 1999; Miserindio, 2001; Sabo *et al.*, 2002; Baumgartner & Rothhaupt, 2003; Becker *et al.*, 2008; Callil *et al.*, 2012; Methot *et al.*, 2012; Gualdoni *et al.*, 2013; Rivera-Usme *et al.*, 2014; Zilli *et al.*, 2017). La biomasa de individuos y de GF se relativizó al peso seco de MOPG ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ stock bentónico) y se relativizó al total para obtener biomasa relativa (%).

Análisis de datos

Mediante la exploración de los datos fisicoquímicos en el tiempo, se observó aleatoriedad de las variables, permitiendo la utilización de las fechas de muestreo como réplicas. Para comparar las características fisicoquímicas entre cada tipo de sistema se realizaron análisis de varianza (ANOVA) anidado utilizando como factor el tipo de sistema (arroyos asociados a ganadería extensiva vs arroyos asociados a plantación forestal) y anidando a los arroyos en cada tipo de sistema correspondiente. Se tomaron los datos fisicoquímicos de todos los muestreos para calcular la media y error estándar de las variables para cada arroyo.

Los aportes de MOPG de los componentes ingreso potencial lateral y stock bentónico se compararon entre tipo de sistemas utilizando ANOVA anidado, tomando como factor el tipo de sistema (arroyos asociados a ganadería extensiva vs arroyos asociados a plantación forestal) y anidando a los arroyos en cada tipo de sistema correspondiente. Para el caso de transporte por deriva, por tener una única réplica y debido a que no se cuenta con datos de un arroyo asociado a plantación forestal, se realizó t-student, analizando los tipos de sistema (arroyos asociados a ganadería extensiva vs arroyos asociados a plantación forestal). Para realizar comparaciones se calcularon media y error estándar de cada componente (total y por categorías) para cada arroyo. Para la categoría hojas se utilizó t-student para analizar diferencias entre los tipos de sistema.

Para comparar abundancia relativa y biomasa relativa de GF de la comunidad de macroinvertebrados bentónica entre tipos de sistema, se utilizó análisis de varianza multivariado no paramétrico (PERMANOVA) de dos vías, tomando como factor el tipo de sistema y los arroyos asociados a cada tipo. Para dicho análisis se utilizó la distancia Bray–Curtis.

Para cumplir con los supuestos de los modelos, cuando fue necesario, se transformaron las variables mediante logaritmo en base 10. Los análisis se realizaron mediante el software STATISTICA 10 (StatSoft, 2011) y PAST3 (Hammer *et al.*, 2001), utilizando un nivel de confianza de 95%.

Resultados

Calidad y cantidad de agua

Los arroyos analizados se caracterizaron por tener temperaturas menores a 15°C, moderada conductividad y concentración de nutrientes (en sus formas disueltas y totales) (Tabla 2). En ambos tipos de arroyos (asociados a ganadería extensiva vs asociados a plantaciones forestales) la turbulencia era escasa, existiendo zonas de remanso, a pesar de ello, el agua presentaba buena oxigenación (Tabla 2). En los arroyos asociados a plantaciones forestales se encontró un aumento significativo en la conductividad, TDS, NT y una disminución significativa en el pH, oxígeno disuelto y caudal con respecto a los arroyos asociados a ganadería extensiva (Tabla 2). Las variables, conductividad, TDS y NT tuvieron diferencias significativas entre arroyos de un mismo tipo de Sistema (Tabla 2).

Tabla 2. Media y error estándar de variables fisicoquímicas del agua para arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales. Se muestra el valor *p* asociado al análisis ANOVA anidado de dos factores (Tipo de sistema y Arroyos asociados a tipo de sistema). En formato negrita se muestran las diferencias significativas.

Variable	Factor	Ganadería extensiva	Plantación forestal	<i>P</i>
Temperatura (°C)	Tipo de sistema	11.24 ± 0.38	10.22 ± 0.41	0.08
	Arroyo (tipo de sistema)			0.89
Conductividad (µs.cm)	Tipo de sistema	121.3 ± 6.7	176.4 ± 12.0	<0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			<0.01
TDS (ppm)	Tipo de sistema	0.14 ± 0.03	0.16 ± 0.01	0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			<0.01
STS (mg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	4.27 ± 0.75	4.59 ± 0.65	0.93
	Arroyo (tipo de sistema)			0.31
pH	Tipo de sistema	7.29 ± 0.03	7.11 ± 0.04	<0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			0.70
Oxígeno disuelto (mg.L ⁻¹)	Tipo de sistema	10.36 ± 0.13	9.41 ± 0.15	<0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			0.29
Color Verdadero (PCU)	Tipo de sistema	622 ± 56	533 ± 69	0.30
	Arroyo (tipo de sistema)			0.19
NTD (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	210.33 ± 20.42	238.96 ± 17.88	0.21
	Arroyo (tipo de sistema)			0.15
NT (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	255.75 ± 21.36	329.03 ± 28.86	0.02
	Arroyo (tipo de sistema)			0.02
PTD (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	37.01 ± 8.80	32.43 ± 6.98	0.83
	Arroyo (tipo de sistema)			0.69
PT (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	46.46 ± 9.81	38.80 ± 7.30	0.65
	Arroyo (tipo de sistema)			0.65
NO ₃ (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	111.56 ± 7.07	127.68 ± 3.72	0.30
	Arroyo (tipo de sistema)			0.26
NH ₄ (µg.L ⁻¹)	Tipo de sistema	11.91 ± 1.56	10.51 ± 0.48	0.61
	Arroyo (tipo de sistema)			0.05
PO ₄ (µg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	21.39 ± 5.57	23.75 ± 1.84	0.62
	Arroyo (tipo de sistema)			0.97
Caudal específico (L.s ⁻¹ .km ⁻²)	Tipo de sistema	858 ± 51	407 ± 67	<0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			0.97
MO (mg.L ⁻¹)*	Tipo de sistema	2.07 ± 0.25	2.62 ± 0.39	0.66
	Arroyo (tipo de sistema)			0.19

*, variables fueron transformadas a Log₁₀ para el análisis

Caracterización y aporte de MOPG

En la zona ribereña de arroyos asociados a ganadería extensiva se encontró una matriz vegetal caracterizada por pequeños parches de bosque, bajo un tapiz herbáceo bajo (≤ 50 cm) principalmente condicionado por el efecto del ganado. Las principales especies nativas leñosas son *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Celtis tala*, *Colletia paradoxa*, *Daphnopsis racemosa*, *Lithraea brasiliensis*, *Maytenus ilicifolia*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Schinus longifolius*, *Scutia buxifolia* y *Sebastiania commersoniana*. Se observó la presencia del género *Salix* sp. la cual no se pudo clasificar en campo como nativa o exótica.

La zona ribereña de los arroyos asociados a plantaciones forestales abarcó aproximadamente 20 m desde el cauce hacia las plantaciones. En esta zona se encontró una matriz arbórea escasa, bajo un tapiz herbáceo compuesto por una diversidad de gramíneas y herbáceas de 1 a 2 m representado por las especies nativas *Erianthus angustifolius*, *Eryngium* sp. y *Baccharis trimera*. Las principales especies nativas leñosas son *A. edulis*, *B. salicifolius*, *S. longifolius*, y *S. commersoniana*. Nuevamente se encontró la presencia del género *Salix* sp.

Ingreso potencial lateral

En la zona ribereña de los arroyos asociados a ganadería extensiva el ingreso potencial lateral de MOPG seca fue de 179 ± 94 g.m⁻² (media \pm error estándar), mientras que en la zona ribereña de arroyos asociados a plantaciones forestales fue de 549 ± 213 g.m⁻², dichas diferencias fueron significativas (Fig. 4; Tabla 3). La categoría de MOPG con mayor biomasa para ambos tipos de sistemas fue la categoría Gramíneas con 95 ± 27 g.m⁻² en los sistemas asociados a ganadería extensiva y 388 ± 57 g.m⁻² en los sistemas asociados a plantaciones forestales (Fig. 4). No se observaron diferencias en la categoría Hojas, aunque los valores fueron más altos en los sistemas asociados a plantaciones forestales (34 ± 9 g.m⁻², media \pm error estándar) en comparación con los sistemas asociados a ganadería extensiva (15 ± 3 g.m⁻²) (tabla 4). Dentro de dicha categoría, las hojas de *Eryngium* sp. fueron las más representativas con 40% en sitios asociados a ganadería extensiva y 50% en los sitios asociados a plantaciones forestales, mientras que las hojas de *Eucalyptus* sp. fueron las menos representativas con 0.78% y 0.04% de biomasa en sitios asociados a ganadería extensiva y sitios asociados a plantaciones forestales, respectivamente (tabla 1A).

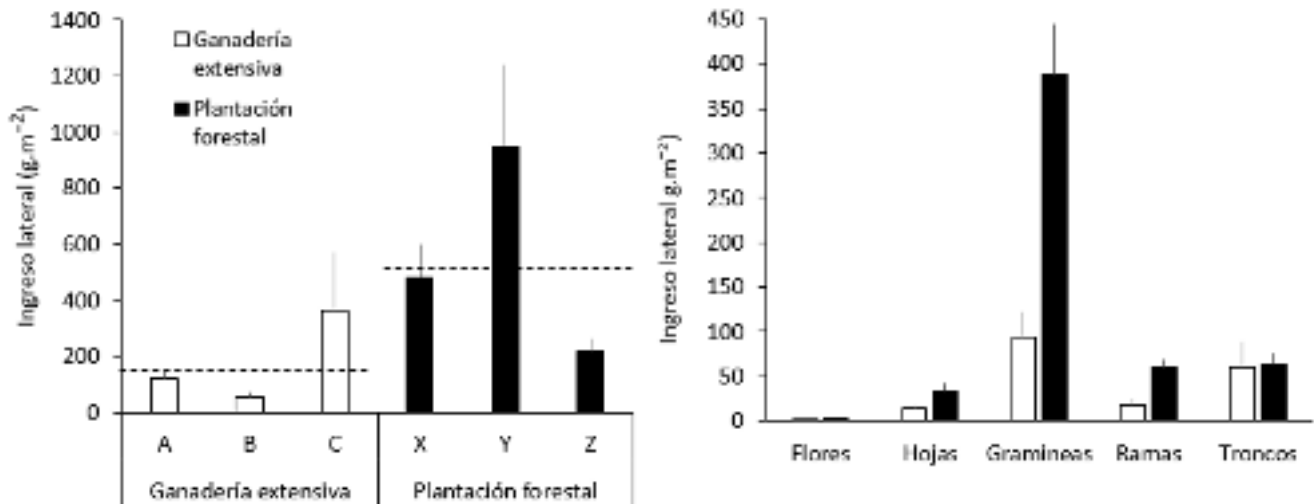


Figura 4. A la izquierda media y error estándar del ingreso potencial lateral de MOPG en cada arroyo asociado a ganadería extensiva (A, B, C) y arroyos asociados plantaciones forestales (X, Y, Z). La línea punteada indica la media de ingreso potencial lateral en cada tipo de sistema. A la derecha media y error estándar del ingreso potencial lateral de MOPG de cada categoría en cada tipo de sistema.

Stock bentónico de MOPG

No se encontraron diferencias significativas en el stock bentónico de MOPG entre los sistemas asociados a ganadería extensiva ($48 \pm 26 \text{ g.m}^{-2}$; media \pm error estándar) y los asociados a plantaciones forestales ($48 \pm 29 \text{ g.m}^{-2}$) (Fig. 5; Tabla 3). La categoría de MOPG con mayor biomasa para ambos tipos de sistemas fue la categoría Gramíneas con $19 \pm 8 \text{ g.m}^{-2}$ (media \pm error estándar) en los sistemas asociados a ganadería extensiva y $21 \pm 7 \text{ g.m}^{-2}$ para los sistemas asociados a plantaciones forestales (Fig. 5). La categoría Hojas fue mayor en los sistemas asociados a plantaciones forestales ($5 \pm 4 \text{ g.m}^{-2}$; media \pm error estándar, tabla 4) en comparación con los sistemas asociados a ganadería extensiva ($2 \pm 1 \text{ g.m}^{-2}$) (Fig. 5; Anexo: Tabla 2A). Dentro de dicha categoría, las hojas de *Salix* sp. fueron las más representativas en los sistemas asociados a ganadería extensiva con 60% del total, mientras que en los sitios asociados a plantaciones forestales *Thypha* sp. fue la más representativa con 58% del total (Anexo tabla 2A). En los sitios asociados a ganadería extensiva se encontró un 5% de hojas de *Eucalyptus* sp., mientras que en los sitios asociados a plantaciones forestales no se encontraron hojas de este género (Anexo: tabla 2A).

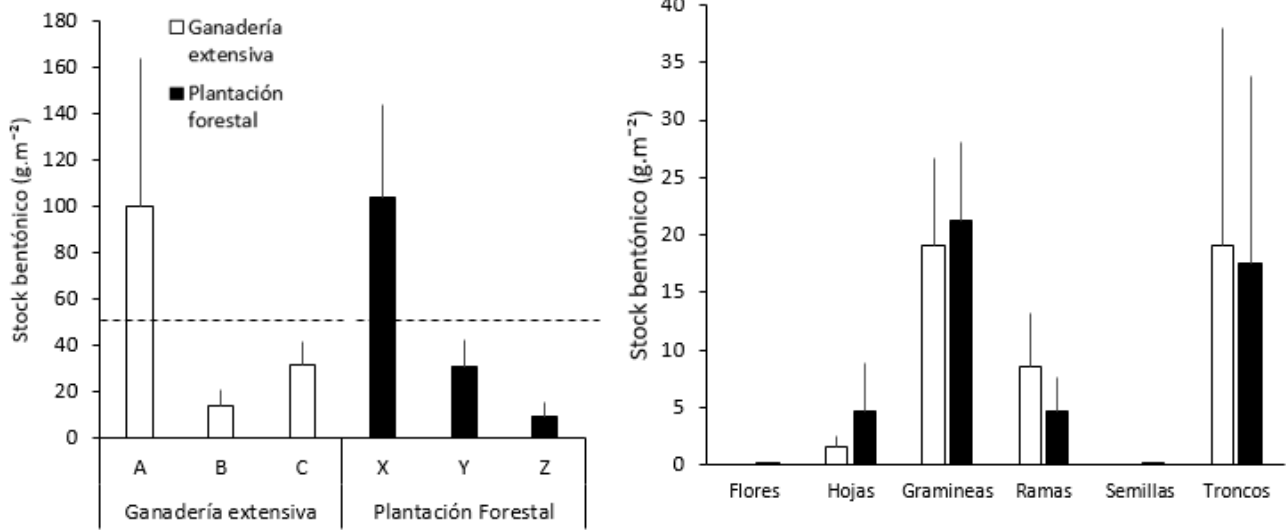


Figura 5. A la izquierda media y error estándar del stock bentónico de MOPG en cada arroyo asociado a ganadería extensiva (A, B, C) y arroyos asociados plantaciones forestales (X, Y, Z). La línea punteada indica la media de stock bentónico en cada tipo de sistema. A la derecha media y error estándar del stock bentónico de MOPG de cada categoría en cada tipo de sistema.

Transporte por deriva de MOPG

La MOPG transportada por deriva no tuvo diferencias entre los tipos de sistemas (Tabla 3). En los sitios asociados a ganadería extensiva el transporte por deriva de la MOPG fue de $0.0016 \pm 0.0008 \text{ g. L}^{-1}.\text{días}^{-1}$ (media \pm error estándar) mientras que en los sitios asociados a plantaciones forestales el transporte fue de $0.003 \pm 0.003 \text{ g. L}^{-1}.\text{días}^{-1}$ (Fig. 6). En estos últimos sólo se obtuvo datos de dos arroyos, y uno de ellos sin MOPG, lo que explica la gran variación de los datos. La categoría con mayor biomasa de MOPG fue Gramíneas con $0.0012 \pm 0.0005 \text{ g. L}^{-1}.\text{días}^{-1}$ (media \pm error estándar) en los sitios asociados a ganadería extensiva y $0.0023 \pm 0.0023 \text{ g. L}^{-1}.\text{días}^{-1}$ en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Fig. 6). La categoría hojas sólo estuvo presente en los arroyos asociados a ganadería extensiva, siendo *Salix* sp. la especie más representativa con 37% del total de hojas (Anexo tabla 3A).

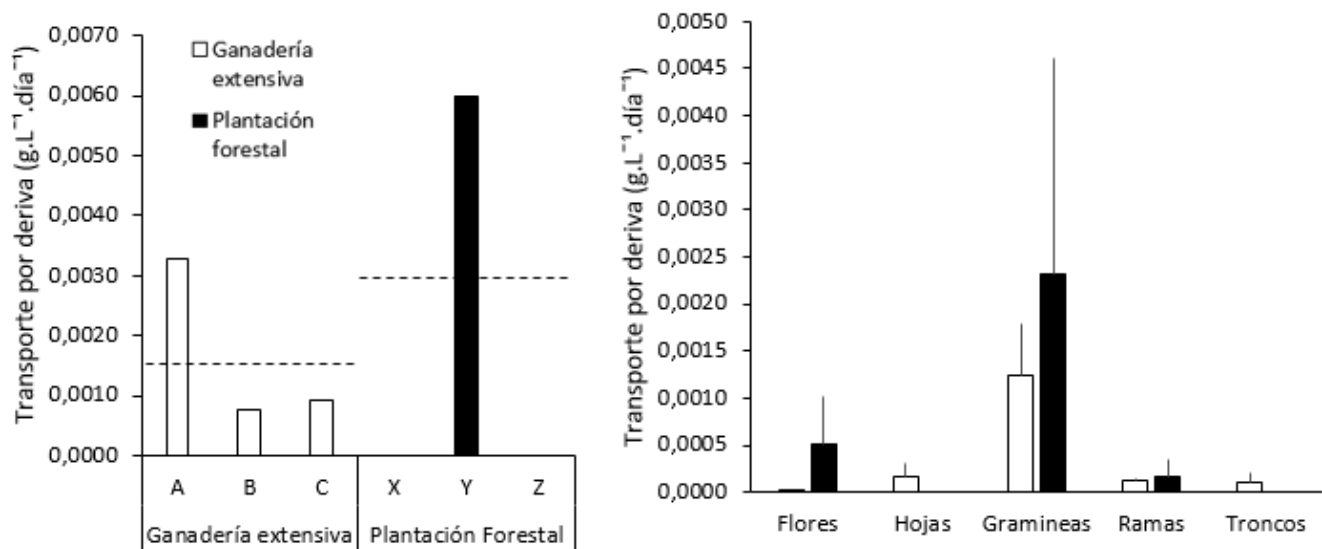


Figura 6. A la izquierda total del transporte por deriva de MOPG en cada arroyo asociado a ganadería extensiva (A, B, C) y arroyos asociados plantaciones forestales (X, Y, Z). La línea punteada indica la media de stock bentónico en cada tipo de sistema. A la derecha media y error estándar del transporte por deriva de MOPG de cada categoría en cada tipo de sistema.

Tabla 3. Media y error estándar de los componentes de aporte de MOPG de arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales. Se muestra el valor p asociado al análisis ANOVA anidado de dos factores (Tipo de sistema y Arroyos asociados a tipo de sistema); * t-student. En negrita se muestran las diferencias significativas.

Variable	Factor	Ganadería extensiva	Plantación forestal	p
Ingreso potencial litoral (g.m ⁻²)	Tipo de sistema	179 ± 94	549 ± 213	< 0.01
	Arroyo (tipo de sistema)			0.02
Stock bentónico (g.m ⁻²)	Tipo de sistema	49 ± 26	48 ± 29	0.95
	Arroyo (tipo de sistema)			0.01
Transporte por deriva (g.L ⁻¹ .día ⁻¹)	Tipo de sistema	0.0016 ± 0.0008	0.003 ± 0.003	0.63*
	Arroyo (tipo de sistema)			-

Tabla 4. Media y error estándar de la categoría hojas de arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales. Se muestra el valor p asociado al análisis t-student entre los tipos de sistemas.

	Ganadería extensiva	Plantación forestal	p
Ingreso potencial litoral (g.m ⁻²)	15 ± 3	34 ± 9	0.42
Stock bentónico (g.m ⁻²)	2 ± 1	5 ± 4	0.53
Transporte por deriva (g.L ⁻¹ .día ⁻¹)	0.00017 ± 0.00014	-	-

Macroinvertebrados bentónicos

En total se encontraron 954 individuos macroinvertebrados bentónicos, 43% asociados a ganadería extensiva y 56% en arroyos asociados a plantaciones forestales (Tabla 5). Las taxa más representativas fueron Gastropoda (42%), Aeglidae (16%), Coleoptera (10%) y Diptera (9%) acumulando un 77% de la abundancia total. Dentro de los grupos funcionales la abundancia de los raspadores (Sc, 52%), fragmentadores (Sh, 21%) y los colectores- recolectores (CG, 17%) representan un 90% del total. En términos de biomasa, los fragmentadores y raspadores presentan mayor biomasa en ambos sistemas en comparación con los otros grupos, sin embargo, se destaca la gran biomasa de filtradores, aunque su variabilidad debe ser considerada (Fig. 7). El grupo de fragmentadores estuvo representado por las familias Aeglidae., Calamoceratidae, Elmidae adulto, Leptoceridae y Tipulidae (Tabla 5) y el grupo de raspadores por las familias Ampullaridae, Ancyliidae, Coenagrionidae, Gryptoterigidae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Hydroptilidae, Notoneumoridae, Planorbiidae, Psphenidae, Sphaeridae y Succinidae (Tabla 5). Los macroinvertebrados bentónicos en ambos tipos de sistema no presentan diferencias en su abundancia y biomasa relativa de grupos funcionales (PERMANOVA, tabla 6).

Tabla 5. Abundancia de taxa (n° ind. muestra⁻¹) de macroinvertebrados bentónicos en cada arroyo analizado para cada tipo de sistema. GF, grupo funcional

Taxa	Familia	GF	Ganadería extensiva				Plantación forestal				Total general	
			A	B	C	Subtotal	X	Y	Z	Subtotal		
Gastropoda						27.5%				53.2%	401	
	Ampullaridae	Sc		1	1	2				5	5	7
	Ancyliidae	Sc	1	2		3				4	4	7
	Hydrobiidae	Sc	27	38	44	109	37	45	191	273		382
	Planorbiidae	Sc								2	2	2
	Succinidae	Sc								3	3	3
Diptera						14.5%				4.1%		82
	Chironomidae	CG	40	4	1	45	10	7	1	18		63
	Simulidae	Ft	5	1	8	14	1			1		15
	Tabanidae	Pr					2	1		3		3
	Tipulidae	Sh	1			1						1
Crustacea						12.3%				18.4%		150
	Aeglidae	Sh	6	33	12	51	47	14	38	99		150
Coleoptera						12.3%				8.9%		99
	Elmidae	CG	13	1	1	15	2	4	35	41		56
	Elmidae adulto	Sh	30	1	2	33		1		1		34
	Gyrinidae	CG						1	1	2		2
	Gyrinidae adulto	CG			1	1						1
	Psphenidae	Sc	1	1		2	1	1	2	4		6
Trichoptera						9.6%				4.3%		63

	Calamoceratidae	Sh					3		3	3
	Helicopsychidae	Sc		9	1	10	13	1	14	24
	Hydropsychidae	Ft	23		1	24	2		2	26
	Hydroptilidae	Sc							1	1
	Leptoceridae	Sh		5	1	6	2		1	3
Plecoptera										7.2%
	Gryptoterigidae	Sc			1		1			1
	Notoneumoridae	Sc	27	1	1	29				29
Bivalvia										6.7%
	Mycetopodidae	Ft	3	1		4	1	8		9
	Sphaeridae	Sc	13	11		24	3		5	8
Ephemeroptera										3.9%
	Baetidae	CG	2		3	5	3			3
	Caenidae	CG	3	7	1	11		4	8	12
Odonata										2.7%
	Calopterygidae	Pr	1	3		4	2			2
	Coenagrionidae	Pr	1	2	3	6			3	3
	Gomphidae	Pr			1	1		2	1	3
Oligochaeta										1.9%
		CG								1.1%
			4	4		8	1	5		6
Amphipoda										0.7%
	Hyalloelidae	CG	3			3			3	3
Hydrudinea										0.2%
	Glossiphonidae	Pr		1		1			7	7
Monogenea										0.2%
		Pr								0.7%
				1		1		4		4
Turbellaria										0.2%
		Pr								1
			1			1				1
Total general			205	128	82	415	130	98	311	539

Tabla 6. Resultados de análisis PERMANOVA dos factores para la abundancia y biomasa relativa grupos funcionales (GF).

Variable	Factor	F	p
Abundancia FFG	Tipo de sistema	0.20	0.32
	Arroyo	0.24	0.17
	Interacción	-0.84	0.68
Biomasa FFG	Tipo de sistema	0.01	0.94
	Sustrato	0.20	0.35
	Interacción	-0.80	0.06

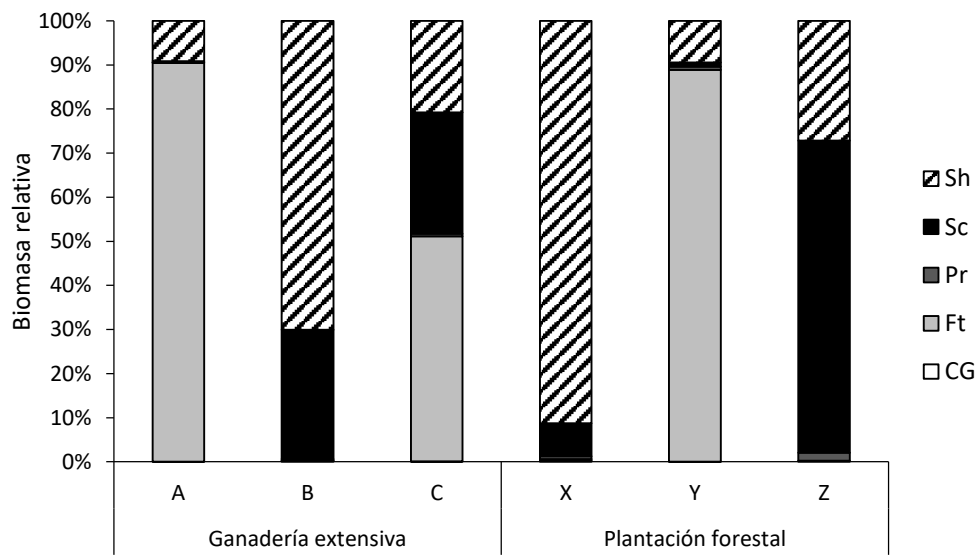


Figura 7. Biomasa relativa de GF de macroinvertebrados bentónicos para cada arroyo analizado en cada tipo de sistema. CG: colectores – recolectores. Ft: filtradores; Pr: predadores; Sc: raspadores; Sh: fragmentadores.

Experimentos en campo



Metodología

Sustratos utilizados y composición química

Los sustratos a evaluar fueron: *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae, macrofito emergente nativa), *Eryngium pandanifolium* (Apiaceae, herbácea terrestre nativa), y *Eucalyptus globulus* (Myrtaceae, terrestre exótica). La elección de las nativas considera especies muy comunes en nuestros sistemas acuáticos y las más encontradas en las resacas de los arroyos (Fig. 8). El eucalipto se incluye como especie exótica, lo cual las hojas eventualmente pueden ingresar al sistema acuático.



Figura 8. Estado natural (derecha) y resacas (Izquierda) de *Schoenoplectus californicus* (arriba) y *Eryngium pandanifolium* (abajo) en arroyos de planicie de bajo orden.

En marzo del 2018 se colectó hojas verdes de *Schoenoplectus californicus*, *Eryngium pandanifolium* y de *Eucalyptus globulus*. Las dos primeras se obtuvieron de trozos largos del material vegetal, del cual se cortaron trozos de 10 cm de largo. Todo el material vegetal se secó al aire y se colocó a la oscuridad en cámara de temperatura controlada (15-20°C). Para el análisis químico de los sustratos, se seleccionaron tres sub-muestras de cada tipo de sustrato y se pulverizaron y homogeneizaron utilizando un molino analítico básico (ICA® A11). De las sub-muestras pulverizadas se analizaron el contenido calórico, porcentaje de lignina, porcentaje de fósforo total, porcentaje de carbono total y porcentaje de nitrógeno total. El análisis de contenido calórico ($J \cdot mg^{-1}$) se realizó mediante un calorímetro de combustión (ICA® c200), colocando 0.4 g aproximadamente de cada sustrato en un recipiente de disgregación de acero inoxidable (ICA® c5010) al cual se lo oxigena (ICA® c248) para su posterior combustión. El porcentaje de lignina (%) se obtuvo mediante el método de fibra detergente ácido (FDA), el cual se analizó en el

laboratorio de nutrición animal de facultad de Agronomía (UdelaR). El porcentaje de fósforo total (%) se obtuvo mediante el método de Valderrama (1981) adaptado a material vegetal utilizando 0.0150 g de cada sustrato. El porcentaje de carbono (%), nitrógeno total (%) y la relaciones C:N y C:P se obtuvieron mediante análisis de isótopos estables (2 – 5 mg por sustrato seco 48 h a 60°C) obtenidos mediante espectrometría de masa de razones isotópicas (IRMS; UC Davis, California, EE. UU).

Experimento de descomposición

Las muestras del experimento de descomposición se armaron siguiendo la técnica de mallas plásticas en el cual se analiza la pérdida de masa a lo largo del tiempo. Porciones de 4.02 ± 0.01 g de cada sustrato seco al aire fueron colocados dentro de mallas plásticas de 10 mm de entre-mallado. En el proceso de armado, las hojas de *Eucalyptus globulus* se rociaron con agua destilada para lograr una menor susceptibilidad al quiebre. En total para el experimento en agua, se armaron 324 mallas con sustrato (2 tipos de sistemas \times 3 arroyos \times 3 sustratos \times 3 réplicas \times 6 tiempos) y 5 mallas extra de cada sustrato para la corrección de pérdida de peso inicial por traslado y manipulación. Para analizar la descomposición en la zona riparia se armaron 162 mallas con sustrato (2 tipos de sistema \times 3 arroyos \times 3 sustratos \times 3 réplicas \times 3 tiempos) y 3 mallas extra de cada sustrato para la corrección antes mencionada.

El 27 de junio del 2018 se instaló el experimento, con una duración total de 56 días entre junio – agosto del 2018. Para el experimento en agua, las mallas plásticas se colocaron en el lecho acuático sujetas a una cuerda paralela al curso del agua y anclada con 2 varillas de hierro. Para el experimento de la zona riparia se armaron 3 cuadrantes de malla plástica con 9 réplicas mixtas de cada sustrato por arroyo. Los cuadrantes fueron anclados con varillas de hierro tanto en zonas secas como en zonas inundables de cada arroyo. El día de instalación, las mallas extra del experimento en agua, se sumergieron en el primer arroyo durante la instalación, luego se trasladaron al laboratorio para obtener el factor de corrección entre el peso seco al aire y el peso seco libre de cenizas (AFDM) inicial (peso de estufa 48 h a 105°C, posterior peso de horno 4 h a 500°C, 0.0001 g de precisión). Se siguió el mismo procedimiento para las muestras extra de la zona riparia. Se colocaron sensores de medición continua de temperatura tanto en la matriz agua como en la zona riparia de cada arroyo.

A los 7, 14, 21, 28, 42 y 56 días se extrajeron 3 réplicas de cada sustrato en cada arroyo, mientras que en la zona riparia se colectaron a los 7, 28 y 56 días de iniciado el experimento. Cada réplica se colocó en bolsas de nylon y se preservó en heladera para su posterior traslado y análisis de laboratorio. Las muestras del experimento de descomposición en agua, se lavaron suavemente sobre un tamiz de 500 μ m

para remover los sedimentos finos y coleccionar los macroinvertebrados que se encontraban asociados (más abajo). De cada réplica se cortaron 3 sets de 5 discos de material vegetal: 1 set para inducción de esporulación de hongos, 1 set para determinación de biomasa fúngica y 1 set para análisis de respiración microbiana y clorofila *a* (más abajo). Las muestras del experimento de descomposición de la zona riparia se lavaron suavemente para remover el sedimento fino y sólo se utilizaron para analizar pérdida de masa. El material restante se secó en estufa por 48 h a 105°C para obtener su peso seco (DM) y posteriormente se calcinó 4 h a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM). El porcentaje de la masa remanente libre de cenizas (AFDMr) se calculó por la fórmula: $\text{AFDM remanente} / \text{AFDM inicial} \times 100$.

Esporulación de hongos hifomicetos acuáticos

La esporulación de hongos hifomicetos acuáticos fue inducida bajo condiciones de laboratorio, en un cuarto con temperatura controlada (16°C) donde se introdujo 1 set de discos de cada réplica (Fig. 9, set 1) en Erlenmeyer de 50 mL con 25 mL de agua filtrada de arroyo (para cada arroyo se contaba con agua filtrada) y se dejaron en un agitador (100 rpm) por 48 h (Bärlocher, 2005). La suspensión de esporas fue transferida a tubos de centrifuga de 50 mL con 2 mL de formol 40% y ajustando el volumen a 50 mL con agua destilada. Los tubos fueron almacenados en la oscuridad hasta su posterior análisis. Los discos de hojas se secaron en estufa por 48 h a 105°C para obtener su peso seco (DM, 0.0001g) y posteriormente se calcinaron 4 h a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM, 0.0001g) y se sumaron al peso total de cada réplica. La suspensión de esporas fue filtrada (membrana nitrocelulosa de 25 mm diam. y 5 µm de tamaño de poro; Sartorius Stedim Biotech GmbH, Goettingen, Germany). Los filtros se tiñeron con trypan blue (0.05%) en ácido láctico 60% y se montaron sobre portaobjetos para su conteo e identificación en microscopio (magnificación de 200×). Se calculó la tasa de esporulación como el número de conidios por mg. $\text{AFDM}^{-1} \cdot \text{día}^{-1}$ y la riqueza como número de especies de hongos hifomicetos. muestra^{-1} . Por fines logísticos sólo se analizaron los discos de las réplicas a los 14, 28 y 56 días.

Biomasa fúngica

Otro set de discos (Fig. 9, set 2) se congeló a -20°C para analizar la biomasa de hongos mediante la concentración de ergosterol (Gessner & Schmitt, 1996; Gessner, 2005). Antes de comenzar la extracción de ergosterol, los discos se liofilizaron y posteriormente pesaron (0.0001 g) para obtener su peso seco (DM). Para la extracción de ergosterol, los discos se colocaron en tubos bien cerrados con 10 mL de KOH/metanol en un baño de agua (80 °C) durante 30 minutos. El extracto se purificó luego por extracción en fase sólida (cartuchos Waters Sep-Pak Vac RC tC18, 500 mg; Waters Corp, Milford, MA, USA) como lo

describe Gessner (2005). El ergosterol se cuantificó por cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC; Dionex DX-120, Sunnyvale, CA, USA) midiendo la absorbancia a 282 nm. El ergosterol se convirtió en biomasa fúngica con un factor de conversión de 5,5 μg de ergosterol. mg^{-1} de masa seca fúngica (Gessner & Chauvet, 1993). Los resultados se expresaron como mg de biomasa fúngica. g^{-1} de AFDM de hojas. Por fines logísticos sólo se analizaron los discos de las réplicas a los 14, 28 y 56 días.

Respiración microbiana y clorofila a

El set restante (Fig. 9, set 3) se colocó en tubos de 5 mL con agua filtrada de cada arroyo correspondiente. Utilizando un micro-sensor de oxígeno (Needle type Oxygen Microsensor, PreSens) se analizó la concentración (mg. L^{-1}) de oxígeno consumido en una hora (inicial – final), dejando los tubos tapados en condiciones de luz dentro del laboratorio. Posteriormente los discos se colocaron en tubos de 15 mL con 10 mL de alcohol 95% y se dejaron en oscuridad por 20 h para el análisis de concentración de clorofila a . La concentración de clorofila se obtuvo por espectrofotometría midiendo la diferencia de longitudes de onda entre 665 y 750 nm, luego aplicando ácido clorhídrico y repitiendo las medidas para descartar la clorofila degradada. El resultado se relativizó al área de los discos para obtener μg clorofila a . m^{-2} . Se realizaron controles de clorofila a para cada sustrato realizando el mismo proceso a discos de hojas secas del stock inicial sin descomponer para obtener un valor base y restarlo al valor de cada réplica. Los discos de hojas se secaron en estufa por 48 h a 105°C para obtener su peso seco (DM, 0.0001g) y posteriormente se calcinaron 4 h a 500°C para obtener el peso seco libre de cenizas (AFDM, 0.0001g) y se sumaron al peso total de cada réplica. La respiración microbiana se expresó como $\mu\text{g O}_2$. g^{-1} AFDM. h^{-2} . Debido a inconvenientes prácticos no se cuenta con información del día 7 del experimento.

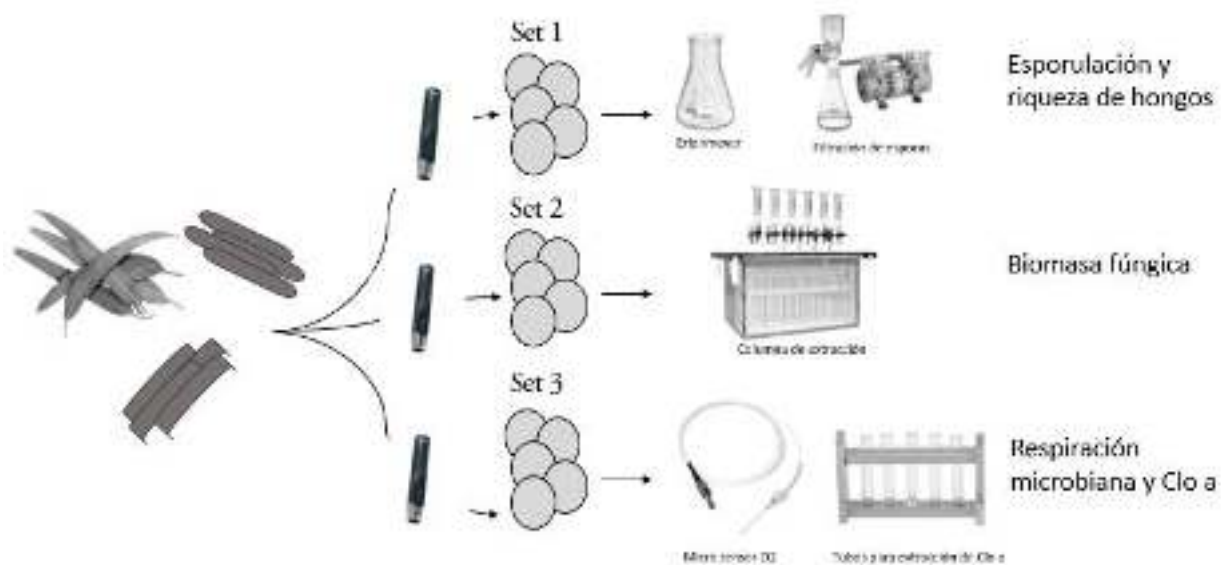


Figura 9. Esquema de procesamiento de los sustratos para el análisis de la comunidad de hongos (Set 1 y 2), respiración microbiana y concentración de clorofila *a* (Set 3).

Macroinvertebrados asociados

Los macroinvertebrados colectados anteriormente en la fase de procesamiento de muestras, se fijaron en alcohol 70% para su posterior identificación y conteo. La clasificación se realizó hasta el nivel taxonómico de familia, llegando en algunos casos a género, utilizando claves taxonómicas (Domínguez & Fernandez, 2009) y fueron clasificados en 5 grupos de alimentación funcional (GF) según la literatura disponible (Merritt *et al.*, 2008; Reynaga, 2009; Ramírez & Gutierrez- Fonseca, 2014; Ferrú & Fierro, 2015) resultando CG: Colectores – recolectores, Ft: Filtradores, Pr: predadores, Sc: raspadores y Sh: fragmentadores. Se calculó la densidad de individuos como número de individuos por gramo de AFDM (n° ind. g^{-1} AFDM), la riqueza de cada muestra como número de taxa por muestra (n° taxa. muestra $^{-1}$), y la abundancia de individuos de cada taxa y de GF por muestra fue relativizada para obtener abundancia relativa (%). Los individuos colectados fueron medidos desde la parte posterior de la cabeza hasta el último segmento del abdomen para obtener su talla (mm) (para Gastropoda y Bivalvia se utilizó el largo máximo) y estimar la biomasa (mg) de individuos mediante la ecuación propuesta por Meyer, 1989: $Massa\ seca = a \times L^b$, donde a y b son coeficientes específicos de cada taxa y L es la talla (mm). Las constantes a y b fueron asignadas a cada taxa de acuerdo a literatura previa (Tanaka *et al.*, 1970; McCullogh *et al.*, 1979; Smock *et al.*, 1980; Benke *et al.*, 1999; Miserindio, 2001; Sabo *et al.*, 2002; Baumgartner & Rothhaupt, 2003; Becker *et al.*, 2008; Callil *et al.*, 2012; Methot *et al.*, 2012; Gualdoni *et al.*, 2013; Rivera-Usme *et al.*, 2014; Zilli *et al.*,

2017). La biomasa total de individuos por muestra se representó como biomasa mg. g⁻¹ AFDM. La biomasa de individuos de cada taxa y de GF se relativizó al peso de la muestra (mg ind. g⁻¹ AFDM) y se relativizó al total para obtener biomasa relativa (%).

Análisis de datos

Para analizar los componentes químicos que se relacionan con cada sustrato se calcularon media y error estándar de cada variable. A su vez, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) utilizando la matriz de correlación para observar cuales variables se relacionan con cada sustrato. Para analizar posibles diferencias en cada componente químico entre sustratos, se realizaron análisis de varianza (ANOVA), para cumplir con los supuestos, en el caso que fuera necesario, se transformaron las variables mediante logaritmo en base 10.

La tasa de descomposición tanto acuática como de la zona riparia, fue estimada a partir del modelo negativo de decaimiento exponencial (Petersen & Cummins, 1974): $M_t = M_o \times e^{-kt}$, donde M_o es la masa inicial, M_t es la masa remanente en el tiempo t y k es la tasa de descomposición. Para obtener los valores de k se realizaron regresiones lineales utilizando Ln(fracción de la AFDM remanente) como variable dependiente, el tiempo en días como variable independiente y el intercepto fijo $\text{Ln}(1) = 0$. Mediante análisis de covarianza anidado (ANCOVA, arroyo anidado en tipo de sistema), el Ln(fracción de la AFDM remanente) fue comparado entre tipos de sistemas y entre sustratos. Para la comparación de k en la matriz acuática y k en la matriz zona riparia, se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) utilizando como factores las matrices, el tipo de sistema y el tipo de sustrato. Se analizó la diferencia entre la temperatura del agua y de la zona riparia a través de ANOVA de dos vías (tipo de sistemas y matriz). Cuando se detectaban efectos significativos, *Tukey test* fue utilizado para analizar entre quienes se daba la diferencia.

Las variables comunitarias se graficaron en el tiempo utilizando la media y error estándar de cada variable a lo largo del tiempo en días. Para analizar diferencias entre tipos de sistemas y sustratos se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM, función glm en R) anidando los arroyos dentro de cada tipo de sistema, utilizando diferentes familias de distribución según el origen de los datos (para riqueza se utilizó distribución de Poisson, mientras que para las variables continuas se utilizó distribución Gaussiana y Gamma). La esporulación específica de hongos, la abundancia y biomasa relativa de taxa y abundancia y biomasa relativa de GF se compararon entre sistemas y entre sustratos utilizando análisis permutacional de varianza multivariado (PERMANOVA) utilizando la matriz de distancia de similitud Bray-Curtis. Para comparar la composición estructural de la comunidad de macroinvertebrados habitante del bentos y la

comunidad de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición se realizó escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando una matriz de presencia- ausencia (muestreo de bentos y muestreo de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición del día 56 del experimento) y la distancia Jaccard.

La relación entre la tasa de descomposición acuática (variable dependiente) con las comunidades acuáticas y las variables ambientales (variables predictoras), fue analizada mediante modelos lineales múltiples (función `lm` en R). Se evaluaron distintos modelos utilizando la función `step()`, y se seleccionaron los mejores predictores utilizando el valor mínimo de akaike (AIC) entre modelos. La validación de los supuestos del modelo lineal múltiple se realizó mediante diagramas visuales (función `plot()` en R), test estadísticos (Shapiro- Wilk; Breusch- Pagan) y matrices de correlaciones (Función `corrplot` en R). Se realizaron regresiones lineales bivariadas entre la tasa de descomposición y algunas variables comunitarias. Para cumplir con los supuestos de los modelos, cuando fue necesario, se transformaron las variables mediante logaritmo en base 10.

Los análisis se realizaron mediante el software STATISTICA 10 (StatSoft, 2011), PAST3 (Hammer *et al.*, 2001), y R versión 3.5.3 (R Core Team, 2019) utilizando un nivel de confianza de 95%.

Resultados

Calidad de sustratos

Los sustratos analizados obtuvieron distintos valores en su composición química (Tabla 7), y consecuentemente se agruparon en tres grupos en el ACP (Fig. 10). *Schoenoplectus californicus* a pesar de tener valores bajos en porcentaje de lignina, presentó bajo porcentaje de nitrógeno y fue significativamente mayor en la relación C:N en comparación con los otros sustratos (Tabla 7). *E. globulus* presentó significativamente alto contenido calórico, carbono total y porcentaje de lignina, conteniendo a su vez valores altos de nitrógeno (Tabla 7). Por otro lado, *E. pandanifolium* presentó valores intermedios de lignina, y nitrógeno total y fueron significativamente mayores los valores de porcentaje de fósforo total resultando significativamente menor la relación C:P en comparación los otros sustratos (Tabla 7).

Tabla 7. Media y error estándar de la composición química de los sustratos utilizados. Las letras en formato negrita indican diferencias significativas.

	<i>Schoenoplectus californicus</i>	<i>Eryngium pandanifolium</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>
% Lignina	11.28 ± 0.83 ab	13.68 ± 0.49 ab	21.63 ± 0.63 c
% CT	46.86 ± 0.62 ab	42.86 ± 1.13 ab	55.54 ± 0.63 c
% NT	0.72 ± 0.03 ac	1.33 ± 0.10 b	2.13 ± 0.13 ac
% PT	0.166 ± 0.013 ac	0.210 ± 0.001 b	0.160 ± 0.004 ac
C:N	65.62 ± 2.66 a	33.23 ± 2.18 bc	26.64 ± 1.53 bc
C:P	292.38 ± 19.83 ac	200.94 ± 16.11 b	357.70 ± 11.34 ac
Contenido calórico (J.mg ⁻¹)	15.587 ± 0.103 a	14.887 ± 0.092 b	20.166 ± 0.101 c

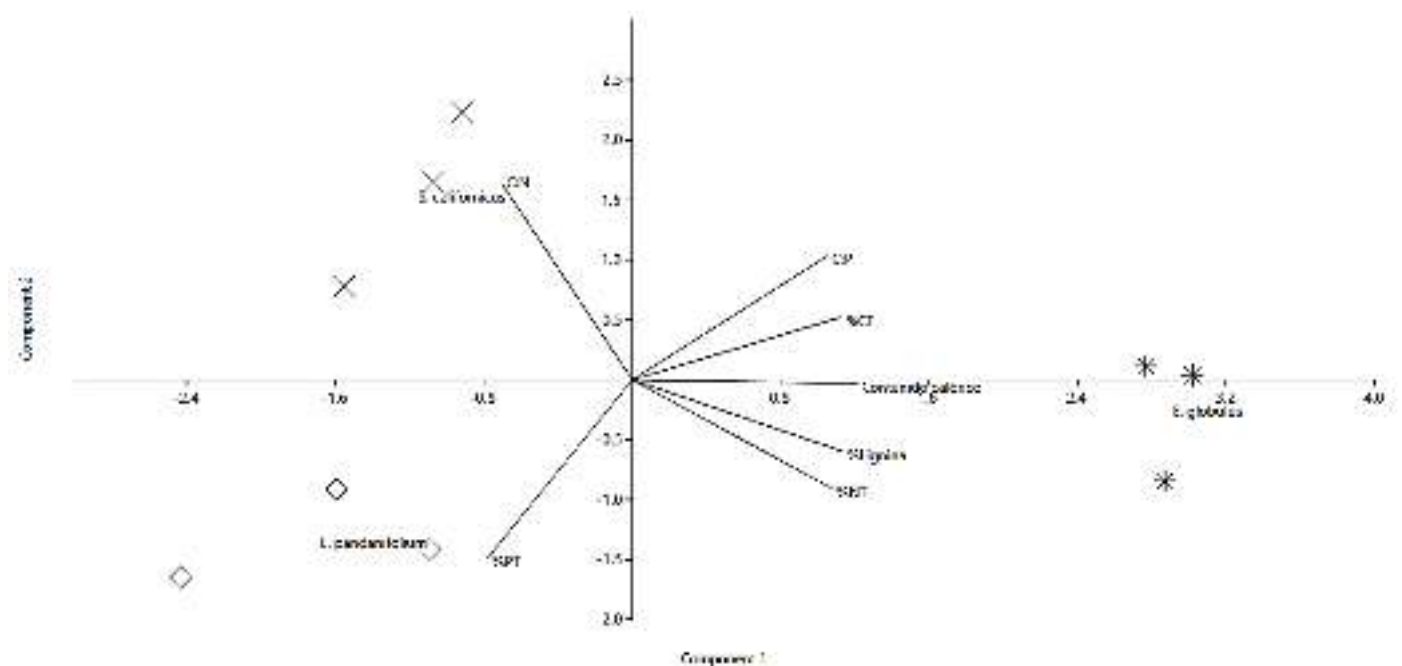





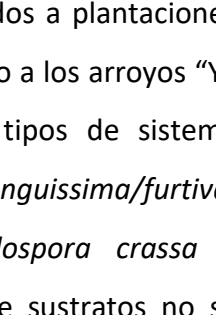
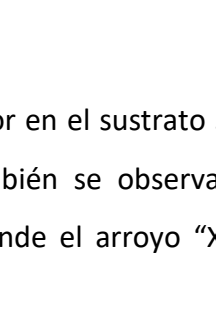
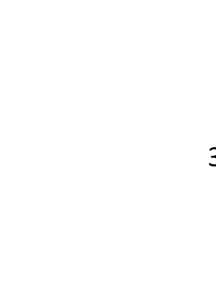
Figura 10. Análisis de componentes principales de los tres sustratos analizados utilizando variables de composición química. *Schoenoplectus californicus*= cruz, *Eryngium pandanifolium*= diamante y *Eucalyptus globulus*= asterisco.

Comunidades acuáticas asociadas a la descomposición

Hongos hifomicetos acuáticos

La comunidad de hongos descomponedores de la materia orgánica estuvo representada por 20 especies (Tabla 8), las cuales fueron en aumento desde el inicio del experimento hacia el fin (Fig. 11). La tasa de esporulación y biomasa fúngica muestran la misma tendencia de aumento en el tiempo (Fig. 11).

Tabla 8. Media de la esporulación relativa de cada arroyo en los sistemas asociados ganadería extensiva y plantación forestal para cada sustrato. A la derecha fotografías de algunas de las especies de hifomicetos acuáticos.

Taxones	<i>S. californicus</i>		<i>E. pandanifolium</i>		<i>E. globulus</i>		
	Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	
<i>Alatospora acuminata</i>	4.39		2.69				
<i>Alatospora pulchella</i>	1.77	3.68	4.40	0.62	1.31	4.70	
<i>Anguillospora crassa</i>	3.42	1.36	4.97	4.45	6.46	7.06	
<i>Anguillospora filiformis</i>	0.10		0.05		1.48		
<i>Anguillospora longuissima</i>	45.74	5.39	55.00	58.60	31.12	45.78	
<i>Campylospora chaetocladia</i>			0.55	0.04			
<i>Clavariopsis aquatica</i>	0.71	2.54	0.41	11.38	0.84		
<i>Dactylella microaquatica</i>	6.63		5.94		0.11		
<i>Flagelospora curvula</i>	12.02	42.26	0.41		7.33	4.00	
<i>Lemonniera filiformis</i>							
<i>Lemonniera aquatica</i>	0.11	8.36	6.47	0.15	22.88	25.92	
<i>Lunulospora curvula</i>	7.57	16.05	4.72	9.92	6.17	2.61	
<i>Mycofalcella iqbalii</i>		2.76					
<i>Tetracladium marchalianum</i>	10.90	15.15	13.58	14.76	16.64	9.93	
<i>Tetracladium setigerum</i>		0.73	0.59	0.08			
<i>Tricladium attenuatum</i>					0.02		
<i>Tricladium chaetocladium</i>			0.04		0.17		
<i>Triscelophorus acuminatus</i>	1.20	1.63	0.19		3.84		
<i>Triscelophorus monosporus</i>	1.84	0.08			1.74		
Curved filiforme sp	3.63						
Riqueza de especies total	14	12	15	9	14	7	

Tanto la riqueza como la tasa de esporulación no tuvieron diferencias entre tipos de sistemas, ni entre sustratos (GLM, Tabla 9), pero sí ocurrieron diferencias dentro de los arroyos asociados a plantaciones forestales, donde el arroyo "X" tiene mayor riqueza y tasa de esporulación con respecto a los arroyos "Y" y "Z" (GLM, Tabla 9). La tasa de esporulación específica fue diferente en los tipos de sistema (PERMANOVA F: 3.01; $p= 0.02$), donde la tasa de esporulación de *Anguillospora longuissima/furtiva*, *Tetracladium marchalianum*, *Lemonniera aquatica*, *Lunulospora curvula*, *Anguillospora crassa* y *Flagelospora curvula* aportan un 83% a las diferencias encontradas (Tabla 8). Entre sustratos no se encontraron diferencias en la tasa de esporulación específica.

La biomasa fúngica fue similar entre los diferentes tipos de sistemas aunque fue menor en el sustrato *S. californicus* (GLM; Tabla 9). Al igual que la riqueza y la tasa de esporulación también se observan diferencias significativas inter arroyos en los asociados a plantaciones forestales, donde el arroyo "X" tiene mayor biomasa fúngica que los arroyos "Y" y "Z" (GLM; Tabla 9).

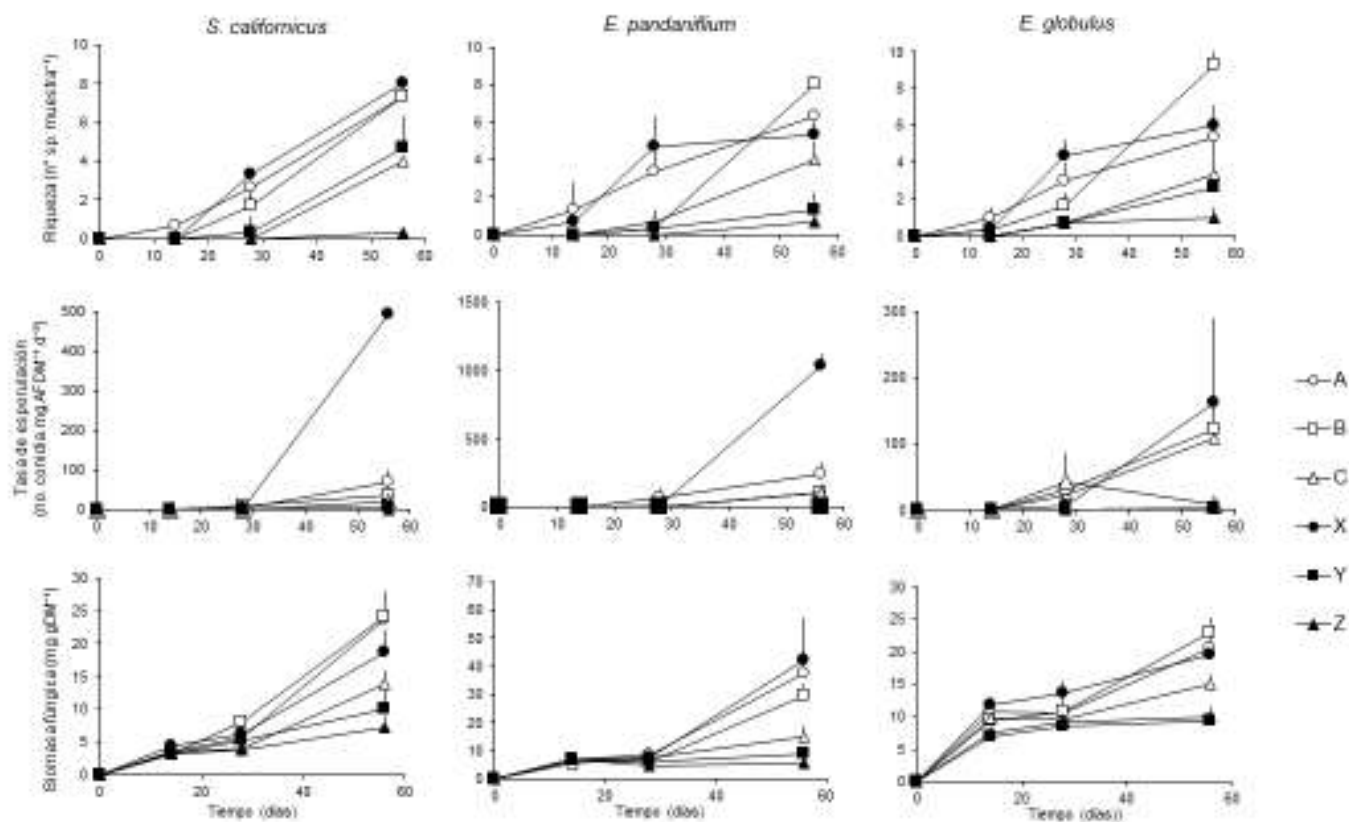


Figura 11. Media y error estándar de la riqueza específica y tasa de esporulación de hifomicetos acuáticos y biomasa fúngica a lo largo de los días del experimento en los tres sustratos utilizados en los sistemas acuáticos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y a plantaciones forestales (X, Y, Z).

Respiración microbiana y clorofila *a*

La respiración microbiana no parece tener un patrón claro en el tiempo (Fig. 12). Para los sustratos *S. californicus* y *E. padanifolium* podría notarse un leve aumento en el tiempo, sin embargo en el sustrato *E. globulus* no existe un patrón claro. La respiración microbiana fue menor en sistemas asociados a ganadería extensiva y menor en los sustratos *S. californicus* y *E. globulus* (GLM; Tabla 9).

Por otro lado, la concentración de clorofila *a* en los mismos discos, muestra un patrón inverso para *S. californicus* y *E. padanifolium* con respecto a la respiración, mientras que *E. globulus* permanece sin un patrón claro (Fig. 12). Analizando la concentración de clorofila *a*, no existen diferencias significativas entre los tipos de sistemas, sin embargo el sustrato *E. pandanifolium* presentó diferencias significativas con los otros sustratos (GLM; Tabla 9), siendo en dicho sustrato donde se encontraron mayores densidades.

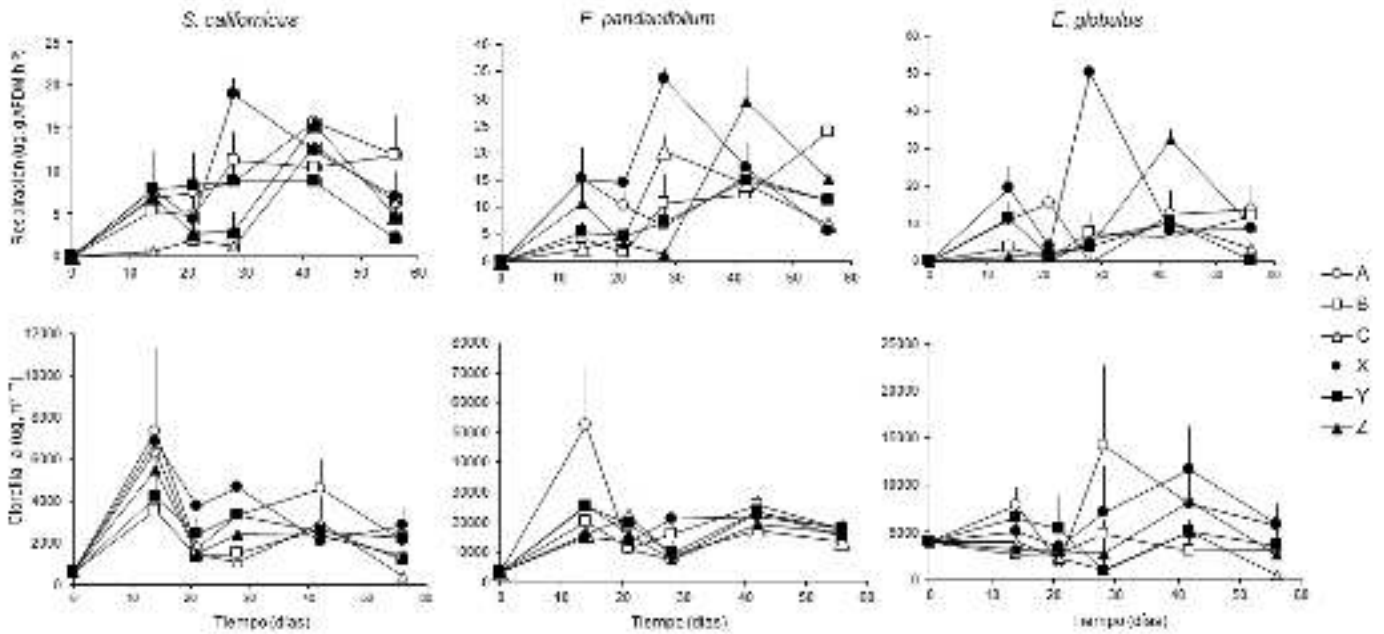


Figura 12. Media y error estándar de la respiración microbiana y concentración de clorofila *a* a lo largo del tiempo para los tres sustratos analizados en los sistemas acuáticos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y a plantaciones forestales (X, Y, Z).

Tabla 9. Resultados de los modelos lineales generalizados (función glm) para las variables de la comunidad microbiana. En negrita se muestran las diferencias significativas.

Variable		Valor estadístico	p
Riqueza hongos hifomicetos		<i>z</i>	
	Intercepto (<i>E. globulus</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	10.62	< 0.01
	<i>E. pandanifolium</i>	-0.66	0.51
	<i>S. californicus</i>	0.06	0.95
	Ganadería extensiva	-0.43	0.67
	Plantación forestal Arroyo Y	-5.73	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo B	-0.53	0.6
	Plantación forestal Arroyo Z	-6.84	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo C	-4.65	< 0.01
		<i>t</i>	
Tasa de esporulación de hongos hifomicetos	Intercepto (<i>E. globulus</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	3.88	< 0.01
	<i>E. pandanifolium</i>	0.5	0.61
	<i>S. californicus</i>	0.35	0.73
	Ganadería extensiva	-1.31	0.19
	Plantación forestal Arroyo Y	-3.33	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo B	-0.84	0.4
	Plantación forestal Arroyo Z	-3.36	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo C	-1.36	0.18
Biomasa fúngica	Intercepto (<i>E. pandanifolium</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	5.8	< 0.01
	<i>E. globulus</i>	0.13	0.9
	<i>S. californicus</i>	2.63	0.01
	Ganadería extensiva	0.12	0.91

	Plantación forestal Arroyo Y	3.42	< 0.001
	Ganadería extensiva Arroyo B	0.29	0.77
	Plantación forestal Arroyo Z	3.74	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo C	2.18	0.03
Respiración microbiana	Intercepto (<i>E. pandanifolium</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	11.58	< 0.01
	<i>E. globulus</i>	-2,03	0,04
	<i>S. californicus</i>	-2,84	< 0.01
	Ganadería extensiva	-2,34	0,02
	Plantación forestal Arroyo Y	-4,38	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo B	-1,25	0,21
	Plantación forestal Arroyo Z	-3,07	< 0.01
	Ganadería extensiva Arroyo C	-2,58	0,01
Clorofila <i>a</i>	Intercepto (<i>E. pandanifolium</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	15,96	< 0.01
	<i>E. globulus</i>	-13,07	< 0.01
	<i>S. californicus</i>	-14,64	< 0.01
	Ganadería extensiva	1,24	0,22
	Plantación forestal Arroyo Y	-0,6	0,55
	Ganadería extensiva Arroyo B	-2,37	0,02
	Plantación forestal Arroyo Z	-1,11	0,27
	Ganadería extensiva Arroyo C	-3,06	< 0.01

Macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición estuvo representada por 2437 individuos de los cuales 55% colonizaron sustratos en sitios asociados a ganadería extensiva y 45% en plantaciones forestales (Tabla 12). El grupo funcional que dominó en abundancia fue colectores-recolectores (CG) con 65% del total para los arroyos asociados a ganadería extensiva y 49% para los arroyos asociados a plantaciones forestales. En términos de biomasa el grupo funcional raspadores (Sc) dominó con 48% en los arroyos asociados a ganadería extensiva y 74% en los arroyos asociados a plantaciones forestales. El grupo funcional raspadores estuvo representado por las familias Ampullaridae, Ancyliidae, Crambidae, Elmidae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Hydroptilidae, Notoneumoridae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae y Succineidae, mientras que el grupo se fragmentadores (Sh) estuvo representado por Aeglidae, Calamoceratidae, Elmidae adulto, Entomobryidae, Isopoda, Leptoceridae (Triplectides y Nectopsyche) y Collembola.

Existieron diferencias significativas en la riqueza (n° taxa. muestra⁻¹) y densidad (n° ind. g⁻¹ AFDM) de taxa de macroinvertebrados a lo largo del experimento, específicamente ambas fueron mayores en arroyos de ganadería extensiva (GLM; Tabla 10) y menores en el sustrato *S. californicus* (GLM; Tabla 10) (Fig. 13). Por otro lado, entre arroyos de ganadería hubo diferencias siendo mayor la densidad y riqueza en el arroyo

“A” en comparación con el arroyo “B” y “C” (GLM; Tabla 10) (Fig. 13). No se obtuvo diferencias significativas en la biomasa (mg. g^{-1} AFDM) de taxa entre los diferentes sistemas, aunque si se encontró menor biomasa de taxa en el sustrato *S. californicus* (GLM; Tabla 10). A su vez, la biomasa de taxa en el arroyo “Z” asociado a plantaciones forestales fue mayor significativamente (GLM; Tabla 10), como se puede observar en la figura 13. No se encontraron diferencias significativas en la riqueza de los grupos funcionales de fragmentadores y raspadores entre los diferentes sistemas ni entre los sustratos.

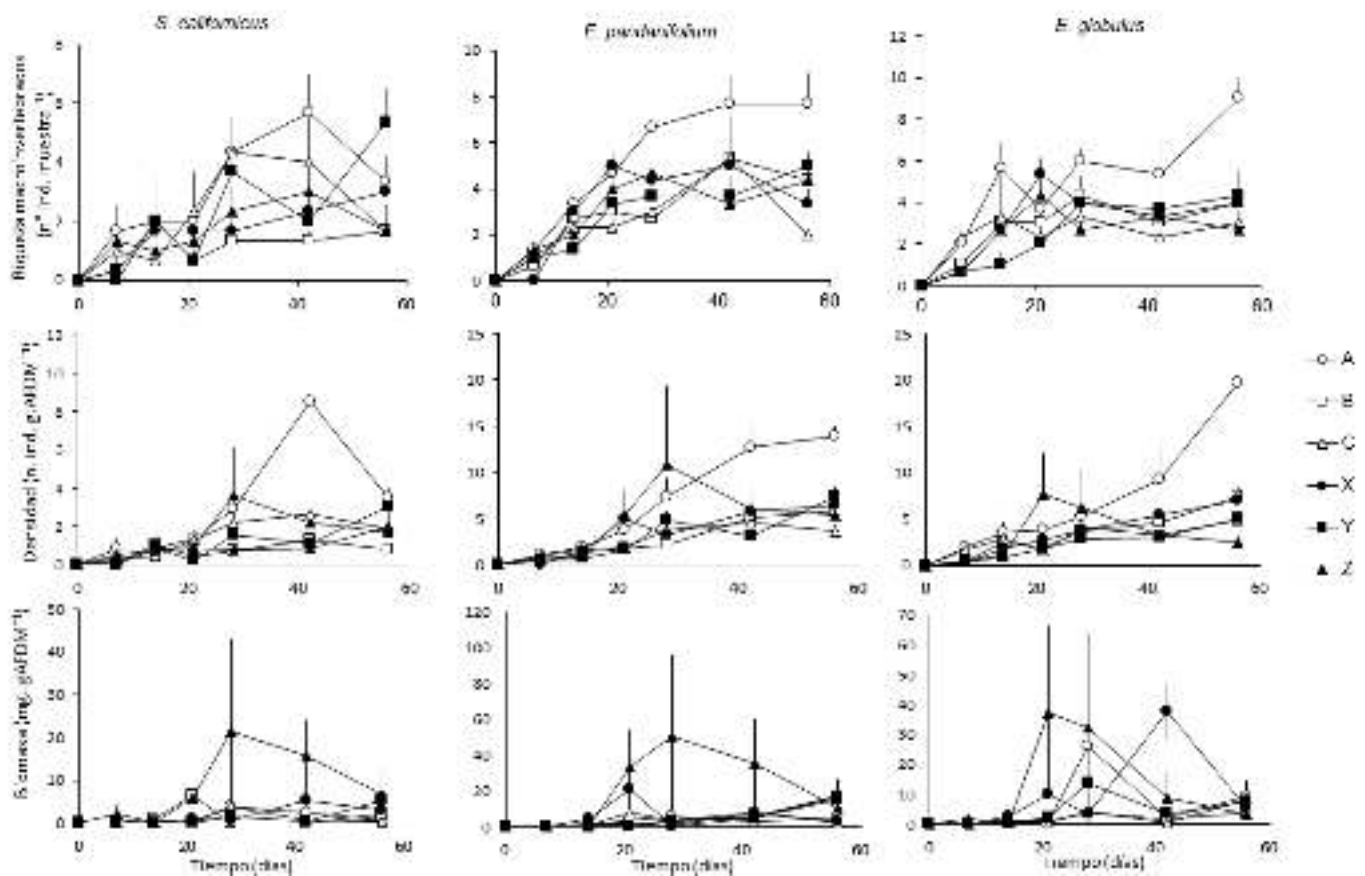


Figura 13. Media y error estándar de las variables estructurales de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del experimento en los distintos sustratos utilizados, en los sistemas acuáticos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y a plantaciones forestales (X, Y, Z).

Tabla 10. Resultados de los modelos lineales generalizados (función glm) para las variables de la comunidad de macroinvertebrados. En negrita se muestran las diferencias significativas.

Variable	Valor estadístico	p
Riqueza		
	Z	
Intercepto (<i>E. globulus</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	15,39	< 0.01
<i>E. pandanifolium</i>	-0,59	0,55
<i>S. californicus</i>	-6,56	< 0.01
Ganadería extensiva	4,47	< 0.01
Plantación forestal Arroyo Y	-0,83	0,41
Ganadería extensiva Arroyo B	-5,62	< 0.01
Plantación forestal Arroyo Z	-0,66	0,51
Ganadería extensiva Arroyo C	-416	< 0.01
Densidad		
	T	
Intercepto (<i>E. globulus</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	6,22	< 0.01
<i>E. pandanifolium</i>	-1,58	< 0.01
<i>S. californicus</i>	-4,07	< 0.01
Ganadería extensiva	2,61	< 0.01
Plantación forestal Arroyo Y	-0,29	0,78
Ganadería extensiva Arroyo B	-4,83	< 0.01
Plantación forestal Arroyo Z	1,79	0,07
Ganadería extensiva Arroyo C	-4,29	< 0.01
Biomasa		
Intercepto (<i>E. pandanifolium</i> + Plantación forestal + Arroyo A y X)	3,41	< 0.01
<i>E. globulus</i>	-0,33	0,74
<i>S. californicus</i>	-2,36	0,02
Ganadería extensiva	-0,84	0,4
Plantación forestal Arroyo Y	-0,92	0,36
Ganadería extensiva Arroyo B	-0,43	0,67
Plantación forestal Arroyo Z	3,27	< 0.01
Ganadería extensiva Arroyo C	-0,47	0,64

Tanto la abundancia relativa como la biomasa relativa de las diferentes taxa fueron diferentes significativamente entre tipos de sistema (Permanova; $p < 0.01$; Tabla 11). Las taxa que explican el 81% de las diferencias encontradas en la abundancia relativa son Chironomidae, Oligochaeta, Baetidae, Coenagrionidae y Ancylidae con mayor representación en los arroyos asociados a ganadería extensiva y, por otro lado, Caenidae, Hydrobiidae, Elmidae, Entomyobridae, Hyalellidae y Aeglidae con mayor abundancia relativa en los arroyos asociados a plantaciones forestales. Las taxa que explican las diferencias en la biomasa relativa de taxa con un 81% son Ancylidae, Coenagrionidae, Polycentropodidae, Chironomidae, Baetidae, Glossiphonidae y Caenidae con mayor biomasa relativa en los arroyos asociados a ganadería extensiva e Hydrobiidae, Aeglidae, Leptoceridae, Succeneidae y Hyalellidae en los arroyos asociados plantaciones forestales. A sí mismo, la abundancia relativa y biomasa relativa de GF también

fueron diferentes significativamente entre sistemas (Permanova; $p < 0.01$; Tabla 11), la abundancia relativa de GF entre los sustratos muestra diferencias marginalmente significativas (Permanova; $p < 0.01$; Tabla 11). Los GF que explican el 80% de las diferencias en las abundancias relativas de GF son los colectores-recolectores y los predadores con mayor abundancia en los arroyos asociados ganadería extensiva y los raspadores con mayor abundancia en los arroyos asociados a plantaciones forestales. El 73% de las diferencias en la biomasa relativa de GF la explica los grupos de predadores y colectores-recolectores, con mayor biomasa relativa en los arroyos asociados a ganadería extensiva (Fig. 14) y el grupo de raspadores con mayor biomasa en los arroyos asociados a plantaciones forestales (Fig. 14).

Tabla 11. Resultados de análisis PERMANOVA dos factores para la abundancia y biomasa relativa de taxa y la abundancia y biomasa relativa de los grupos funcionales (GF).

Variable	Factor	F	<i>p</i>
Abundancia taxa	Tipo de sistema	9.76	< 0.01
	Sustrato	1.52	0.07
	Interacción	0.35	0.99
Biomasa taxa	Tipo de sistema	2.58	< 0.01
	Sustrato	0.81	0.72
	Interacción	0.49	0.98
Abundancia GF	Tipo de sistema	9.41	< 0.01
	Sustrato	2.04	0.06
	Interacción	0.54	0.79
Biomasa GF	Tipo de sistema	4.75	< 0.01
	Sustrato	0.45	0.87
	Interacción	0.77	0.63

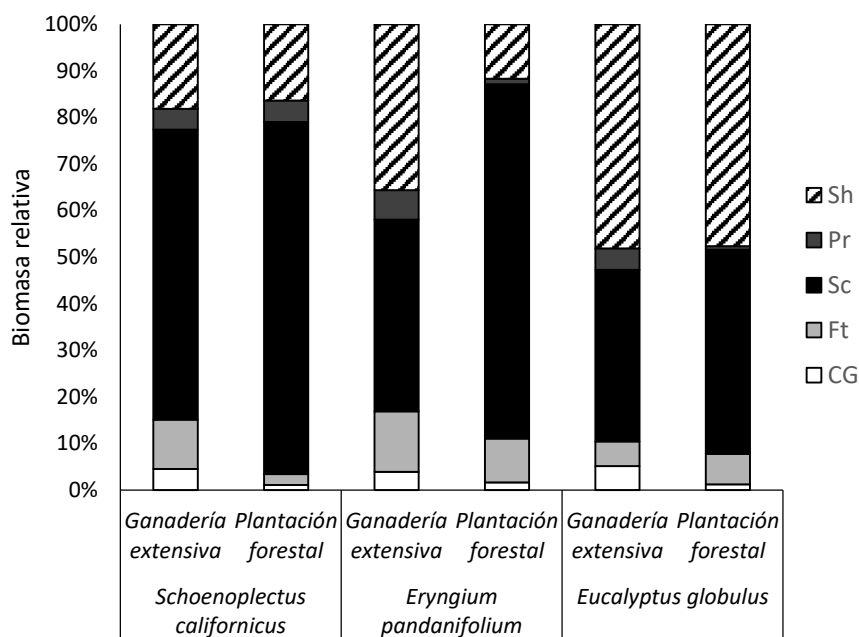


Figura 14. Promedio de biomasa relativa de los distintos grupos funcionales en los sustratos utilizados (*S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus*) en los arroyos asociados a ganadería extensiva y plantación forestal. CG= Colector- recolector. Ft: Filtrador; Sc: Raspador; Pr: Predador; Sh: Fragmentador.

Tabla 12. Abundancia (nº individuos) de los diferentes taxones de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición de *S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus* en los arroyos asociados a ganadería extensiva y a plantaciones forestales. GF= Grupo funcional. CG: Colector-recolector; Ft: Filtrador; Sc: Raspador; Pr: Predador; Sh: Fragmentador.

Taxones	Familia	Subfamilia/ género	GF	<i>Schoenoplectus californicus</i>		<i>Eryngium pandanifolium</i>		<i>Eucalyptus globulus</i>		Total general
				Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	Ganadería extensiva	Plantación forestal	
Acaro										
	Hydrachnidae		Pr			1				1
Amphipoda										
	Hyalellidae	Hyalella	CG	2	5	6	12	11	4	40
Bivalvia										
	Sphaeriidae		Sc	5		2	3		9	19
Coleoptera										
	Dysticidae		Pr	1						1
	Elmidae		CG	5	12	10	26	19	9	81
	Elmidae adulto		Sh	8	3	17	5	23	4	60
	Gyrinidae		Pr			1				1
	Hydrophilidae		Pr			6		1		7
Collembola										
	Entomobryidae		Sh	2	2	2	4	6	2	17
	Poduromorpha		Sh			3				3
Crustacea										
	Aeglidae	Aegla	Sh	1	5	8	19	3	8	44

Diptera									
	Ceratopogonidae	Pr		1	1	1		1	4
	Chironomidae						8		8
	Chironominae	CG	66	13	93	43	115	56	386
	Orthoclaadiinae	CG	7	8	10	7	26	18	76
	Tanypodinae	Pr	20	7	61	18	54	21	181
	Sarcophagidae	CG							1
	Simuliidae	Ft	1	4	3	2	3	3	16
	Stratiomyidae	CG					1		1
Ephemeroptera									
	Baetidae	CG	50	5	34	8	65	8	170
	Caenidae	CG	12	37	66	97	109	90	411
	Leptohyphidae	CG	2			1	3	2	8
	Leptophlebiidae	CG	2	1	2	1	2	1	9
Gastropoda									
	Ampullaridae	Sc						1	1
	Ancylidae	Sc	8	8	5	27	12	11	71
	Hydrobiidae	Sc	10	49	34	149	20	112	374
	Physidae	Sc					1		1
	Planorbidae	Sc	1		5		2		8
	Succineidae	Sc	2	2	2	3		1	10
Hemiptera									
		Pr					2		2
Hydrudinea									
	Glossiphonidae	Pr	3	1	3	4	2	1	14
Isopoda									
			1						1
Lepidoptera									
	Crambidae	Sc		1					1
Nematoda									
		Pr					1		1
Odonata									
	Aeshnidae	Pr		1					1
	Calopterygidae	Pr			4		1		5
	Coenagrionidae	Pr	12	3	29	5	20	1	70
	Polycentropodidae	Pr	1						1
Oligochaeta									
		CG	23	10	52	40	58	29	212
Ostracoda									
		CG	2		2	2	3	1	10
Plecoptera									
	Notoneumoridae	Sc	4	2	7	2	5		20
Trichoptera									
	Calamoceratidae	Sh	1	2		3	1	6	13
	Helicopsychidae	Sc				4	1	3	8
	Hydropsychidae	Ft			2	1		1	4
	Hydroptilidae	Sc	3	1	1	2	2	1	10
	Leptoceridae	Sh	2	5	2	7	3	6	25
	Polycentropodidae	Ft	4	2	9	5	4	5	29
Total general			261	190	482	502	586	416	2437

La comunidad de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición al día 56 del experimento, presentó una composición estructural (presencia- ausencia) distinta a la comunidad de macroinvertebrados habitante del bentos (NMDS).

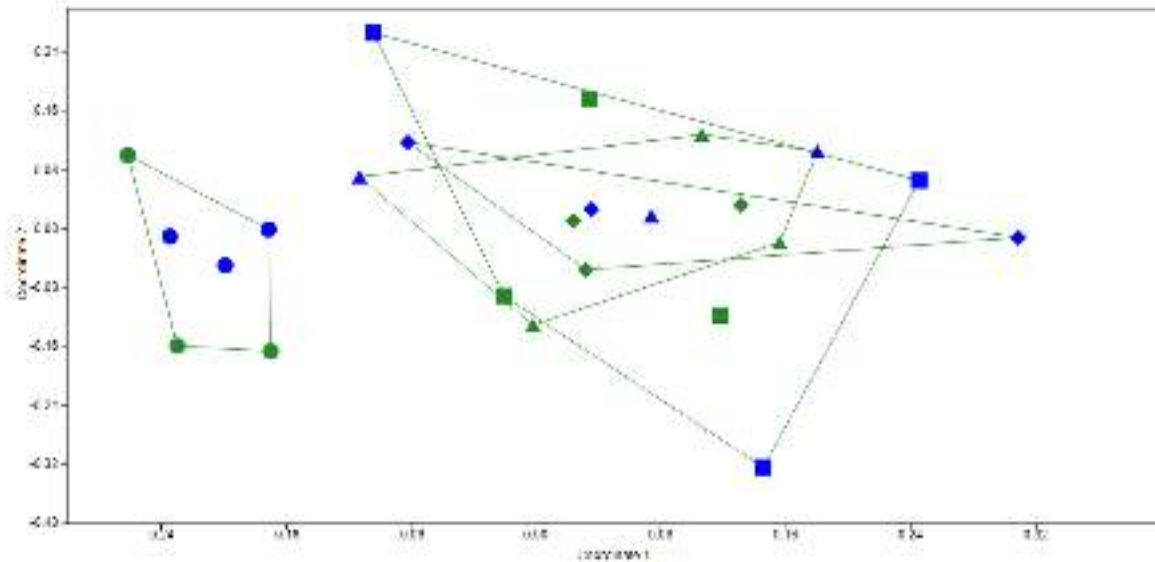


Figura 15. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico de la comunidad de macroinvertebrados habitante del bentos (círculos) y la comunidad de macroinvertebrados asociados al proceso de descomposición de *S. californicus* (cuadrados), *E. pandanifolium* (diamantes) y *E. globulus* (triángulos). Color azul arroyos asociados a ganadería extensiva; color verde arroyos asociados a plantaciones forestales.

Descomposición de MOPG en sistemas acuáticos

El porcentaje final de masa remanente libre de cenizas (AFDMr) fue diferente para los distintos sustratos. *S. californicus* llegó a un porcentaje máximo de 80% de masa remanente, mientras que *E. pandanifolium* y *E. globulus* llegaron a porcentajes máximos de 56% y 57%, respectivamente (Fig. 16).

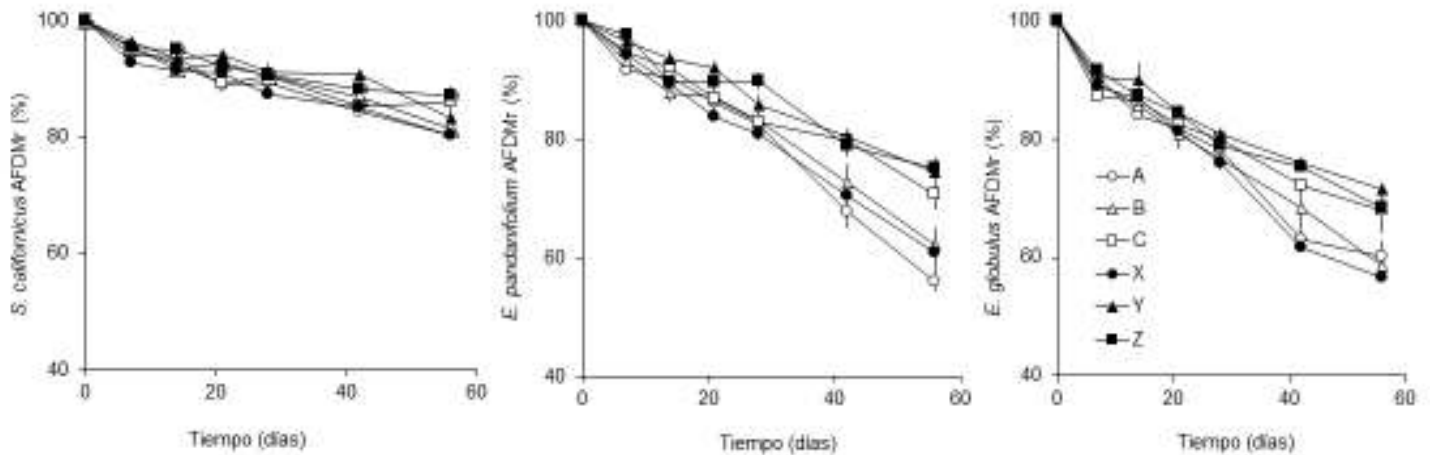


Figura 16. Media y error estándar del porcentaje remanente libre de cenizas (AFDMr) a lo largo del tiempo (días) para cada sustrato utilizado en los sistemas acuáticos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y los sistemas acuáticos asociados a plantaciones forestales (X, Y, Z). Notar el comienzo del eje X en 40%.

La tasa de descomposición fue menor en arroyos asociados a plantaciones forestales (ANCOVA anidado F:12.44, $p < 0.01$; Tabla 13) aunque existe variación intra-arroyos, donde uno de los arroyos dentro de un mismo tipo de sistema (tanto en arroyos asociados a ganadería extensiva como arroyos asociados a plantaciones forestales) puede alcanzar valores parecidos al otro tipo de sistema (Fig. 17).

La tasa de descomposición de *S. californicus* fue menor significativamente con respecto a los otros sustratos (ANCOVA anidado F:131.14, $p < 0.01$). *S. californicus* se descompone igual en ambos tipos de sistemas (ANCOVA anidado F: 0.90, $p = 0.35$; k ganadería extensiva = $0.0037 \pm 0.0002 \text{ d}^{-1}$, k forestal = $0.0034 \pm 0.0004 \text{ d}^{-1}$, media \pm error estándar) (Fig. 17), *E. globulus* muestra diferencias entre los tipos de sistemas siendo la tasa de descomposición significativamente mayor en los sistemas no forestados (F: 4.11, $p = 0.04$; k ganadería extensiva = $0.0090 \pm 0.0007 \text{ d}^{-1}$, k forestal = $0.0082 \pm 0.0012 \text{ d}^{-1}$). Lo mismo, pero de forma más clara, se observó para *E. pandanifolium* el cual presentó tasas de descomposición significativamente mayor en los sistemas no forestados (ANCOVA F:13.95, $p < 0.01$; k ganadería extensiva = $0.0078 \pm 0.0009 \text{ d}^{-1}$, k forestal = $0.0063 \pm 0.0011 \text{ d}^{-1}$) (Fig. 17). No se observaron interacciones significativas entre el tipo de sistema y el sustrato.

Tabla 13. Resultado de ANCOVA anidado de tres factores (tipo de sistema, sustrato y arroyos anidados a tipo de sistema) tomando Ln(fracción AFDMr) como variable dependiente y tiempo como covariable.

Fuente de variación	SS	DF	MS	F	p
Intercepto	0,04	1,00	0,04	9,25	<0,01
Tempo	3,01	1,00	3,01	699,70	<0,01
Tipo de sistema	0,05	1,00	0,05	12,43	<0,01
Sustrato	1,13	2,00	0,56	131,14	<0,01
Arroyos (Tipo de sistema)	0,25	4,00	0,06	14,57	<0,01
Tipo de sistema × sustrato	0,01	2,00	0,01	1,32	0,27
Error	1,33	310,00	0,00		

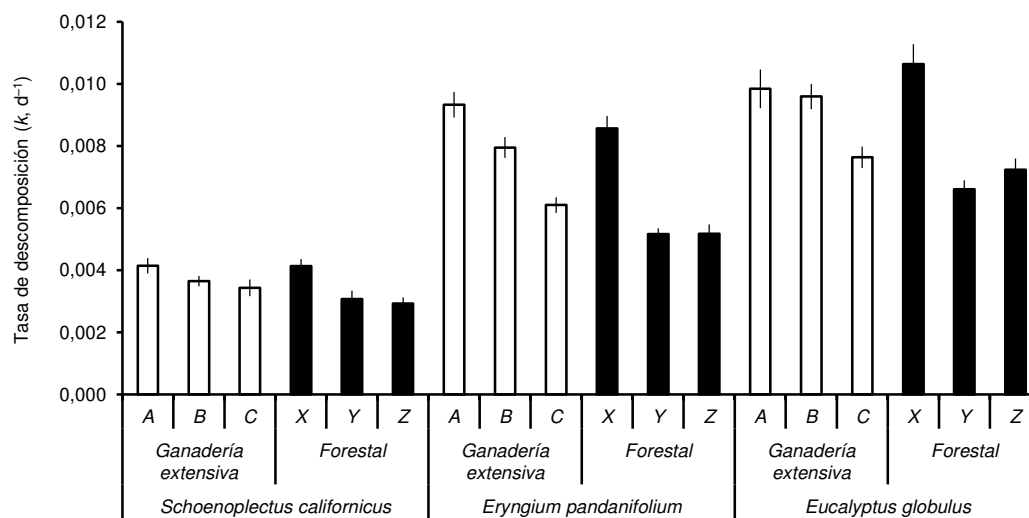


Figura 17. Tasa de descomposición (k) y error estándar de los distintos sustratos (*S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus*) en arroyos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y plantaciones forestales (X, Y, Z).

Relaciones entre tasa de descomposición en arroyos y variables ambientales y de comunidades

Los análisis del modelo lineal múltiple para la tasa de descomposición k (específica para los tipos de sistema y sustratos analizados en este trabajo) y todas las variables comunitarias y ambientales (Tabla 14), concluyó en un modelo en el cual la riqueza de taxa, biomasa de Sh y biomasa fúngica explican el 78% ($R^2 = 0.82$, R^2 ajustado = 0.78) de la variabilidad de la tasa de descomposición. Según el estadístico F es significativo ($p < 0.01$) y se resume en:

$$\text{Tasa de descomposición } (k) \sim 1.11e-03 * \text{Riqueza de taxa} + 1.40e-03 * \text{Biomasa de Sh} + 3.23e-04 * \text{Biomasa fúngica} - 1.54e-03$$

Tabla 14. Resumen del modelo lineal múltiple analizado para la tasa de descomposición y los distintos predictores. Se muestra el t-estadístico y el respectivo valor p para los coeficientes de la regresión, indicando si el valor del coeficiente se diferencia significativamente del cero (función `summary.lm R`).

Predictor	Estimado	SE	t	p	Adj R ²	df	F
Tasa de descomposición (k)				< 0.001	0.78	14	21.24
Intercepto	-1.54E-03	1.14E-03	-1.347	0.199			
Riqueza taxa	1.11E-03	3.45E-04	3.212	0.006			
Biomasa Sh	1.40E-03	4.95E-04	2.819	0.014			
Biomasa fúngica	3.23E-04	8.39E-05	3.851	0.002			

Debemos señalar que las variables riqueza de taxa, biomasa fúngica y biomasa de fragmentadores aportan en gran medida a la variación en la tasa de descomposición. El sustrato *S. californicus* se encuentra relacionado con las bajas riqueza de taxa y biomasa de hongos desencadenando bajas tasas de descomposición (Fig. 18). Realizando regresiones lineales entre las variables antes mencionadas y la tasa de descomposición k , se encontró regresiones significativas para la riqueza de taxa y biomasa fúngica, no así para biomasa de fragmentadores.

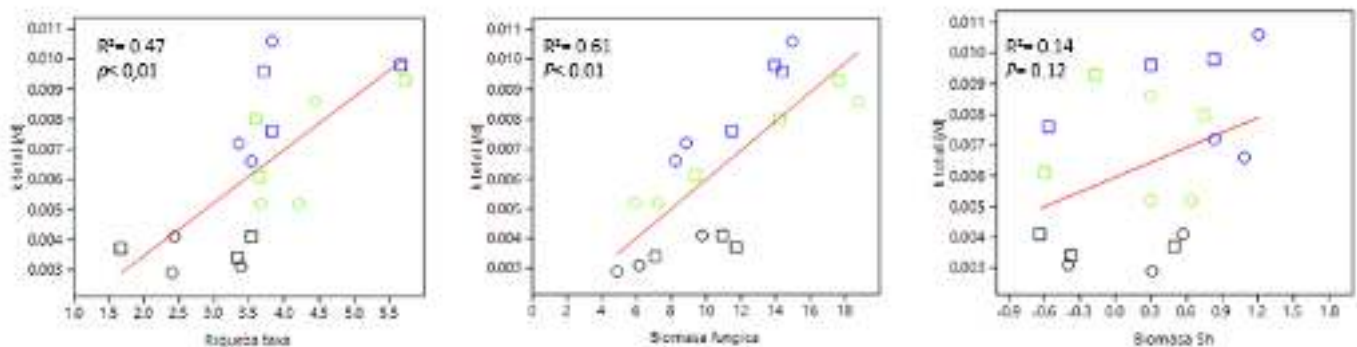


Figura 18. Relación entre la tasa de descomposición y las comunidades acuáticas (riqueza de taxa, biomasa fúngica y biomasa de fragmentadores (sh)). Cuadrados: Arroyos asociados a ganadería extensiva. Círculos: Arroyos asociados a plantación forestal. Negro: *S. californicus*. Verde: *E. pandanifolium*. Azul: *E. globulus*.

Descomposición de MOPG en zona riparia

La descomposición de sustratos en la zona riparia siguió un modelo exponencial negativo a lo largo del tiempo (Fig. 19). A los 56 días del experimento *S. californicus* perdió entre 11 a 25%, *E. pandanifolium* entre 22 a 36% y *E. globulus* entre 18 a 25% de su masa inicial.

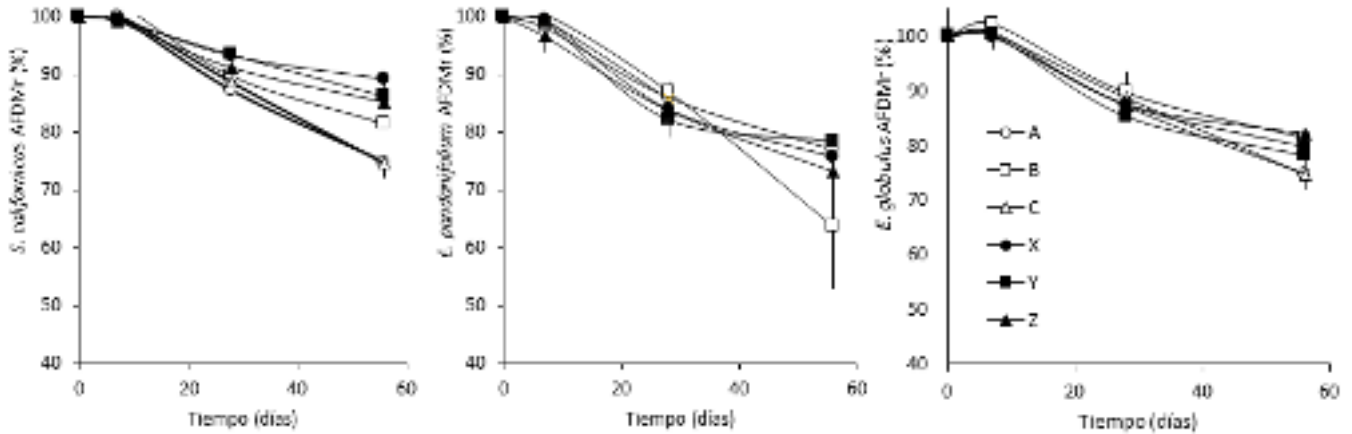


Figura 19. Media y error estándar de los porcentajes remanente libre de cenizas (AFDMr) a lo largo del tiempo (días) para cada sustrato utilizado en la zona riparias asociadas a ganadería extensiva (A, B, C) y las zonas riparias asociadas a plantaciones forestales (X, Y, Z). Notar el comienzo de eje X de *S. californicus* en 40%.

La tasa de descomposición no tuvo diferencias entre los tipos de sistemas ni en ninguno de los arroyos (ANCOVA anidado; F: 0.84, $p=0.36$ para tipo de sistema; F: 0.17, $p=0.95$ para arroyos) (Fig. 20). Sin embargo, se observaron diferencias significativas entre los tres tipos de sustratos (ANCOVA anidado; F: 25.76, $p < 0.001$; Tukey test), siendo la tasa de descomposición en orden creciente *S. californicus* ($k = 0.0025 \pm 0.0001 \text{ d}^{-1}$, media \pm error estándar) $< E. globulus$ ($k = 0.0043 \pm 0.0003 \text{ d}^{-1}$) $< E. pandanifolium$ ($k = 0.0057 \pm 0.0005 \text{ d}^{-1}$) (Fig. 20).

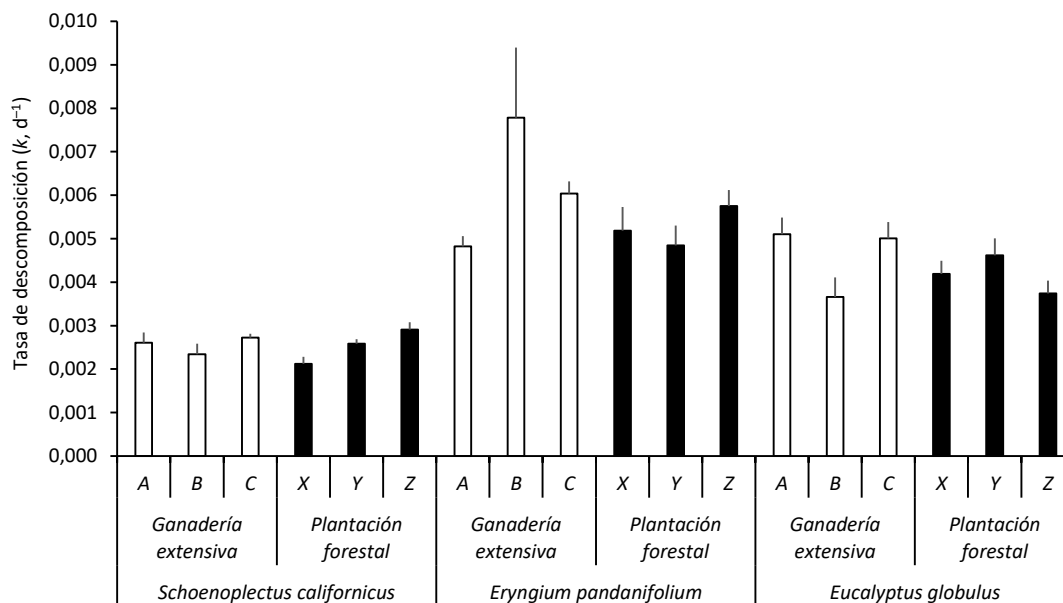


Figura 20. Tasa de descomposición (k , d^{-1}) y error estándar de los distintos sustratos (*S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus*) en zona riparia de arroyos asociados a ganadería extensiva (A, B, C) y plantaciones forestales (X, Y, Z).

Descomposición acuática y descomposición riparia de la MOPG

La tasa de descomposición en la zona riparia fue menor significativamente en comparación con la zona acuática (ANOVA, F : 14.40, $p < 0.01$) (Fig. 21). Entre los tipos de sustratos también existieron diferencias significativas, siendo *S. californicus* el sustrato con menor tasa de descomposición (ANOVA F : 15.49, $p < 0.01$, Tukey test) (Fig. 21). Sin embargo, no se observaron diferencias entre los tipos de sistemas analizados (ganadería extensiva y plantaciones forestales).

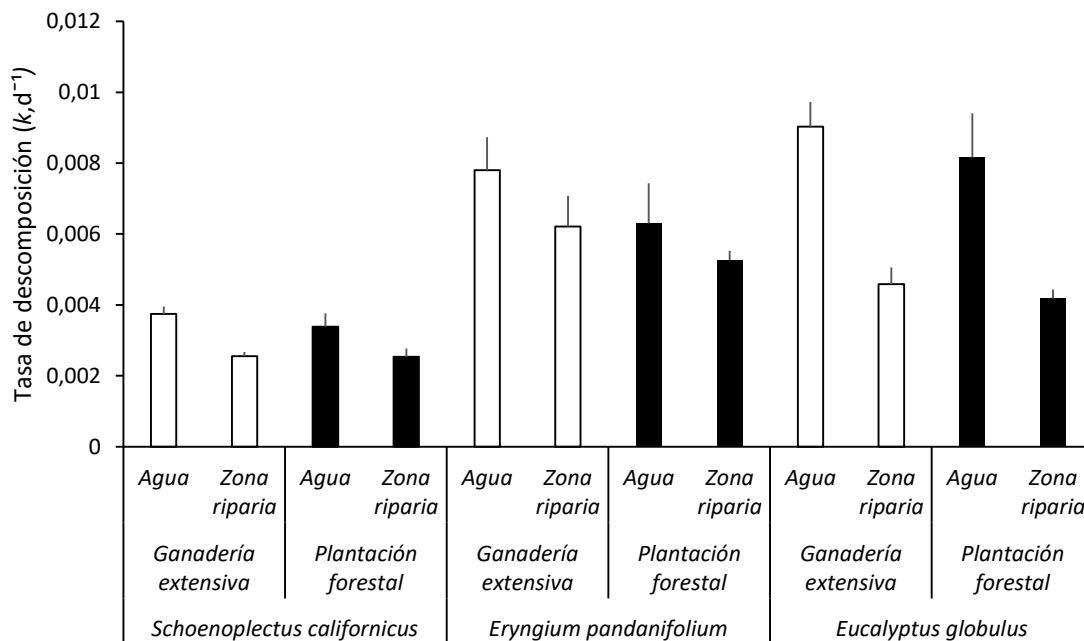


Figura 21. Tasa de descomposición (k, d^{-1}) y error estándar de los distintos sustratos (*S. californicus*, *E. pandanifolium* y *E. globulus*) en agua y zona riparia de arroyos asociados a ganadería extensiva y plantaciones forestales.

La temperatura registrada durante el experimento fue similar en arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales (ANOVA; $p > 0.05$, fig. 22) en cada matriz analizada. Entre la matriz agua y la matriz zona riparia existieron diferencias significativas (ANOVA; $p = 0.03$), siendo mayor la temperatura en la zona riparia (ganadería extensiva= 11.18 ± 0.12 y 11.63 ± 0.89 ; plantación forestal= 10.59 ± 0.16 y 11.4 ± 0.25 en la matriz agua y zona riparia respectivamente).

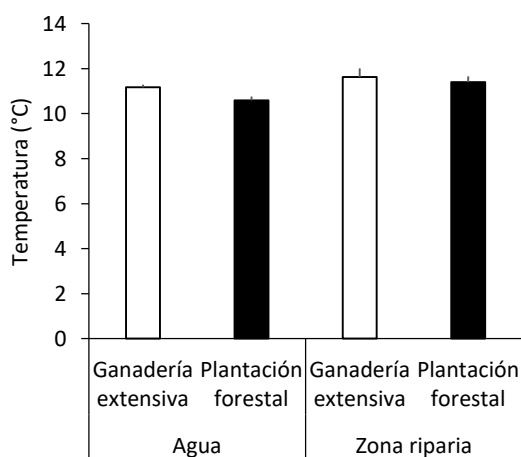


Figura 23. Temperatura promedio (media y error estándar) en la matriz agua y en la zona riparia arroyos asociados a ganadería extensiva y plantaciones forestales.

Discusión

Los sistemas forestales del presente estudio se caracterizaron por tener menor calidad y cantidad de agua, y presentan un mayor potencial aporte lateral de MOPG, debido probablemente a la zona buffer que existe entre los cursos de agua y el sistema productivo. A su vez el stock bentónico no presentó diferencias entre los sistemas. Se observaron cambios en la estructura y función de las comunidades acuáticas, especialmente en la comunidad de macroinvertebrados, disminuyendo las tasas de descomposición de la MOPG en los sistemas forestales.

Hubo diferencias en las tasas de descomposición de los distintos sustratos utilizados, la colonización de descomponedores e invertebrados se reflejó de forma diferencial en cada sustrato, y esto podría deberse a la composición química de los diferentes sustratos. Los sustratos *E. globulus* y *E. pandanifolium* fueron los que llegaron a porcentajes de descomposición más altos y los que presentaron diferencias según los usos del suelo comparados. Se destaca la variabilidad existente entre arroyos de un mismo tipo de uso del suelo y la precaución en el análisis de las respuestas funcionales en el tiempo. Para el sustrato *S. californicus* el análisis de la tasa de descomposición se realiza sobre la fase inicial de descomposición (máximo de 20% de pérdida de masa).

Caracterización del ambiente

El efecto de las plantaciones forestales de *Eucalyptus* sp. en calidad y cantidad de agua se ha estudiado en varias regiones del mundo (Zhang *et al.*, 2001), particularmente en la zona de pastizales de las Pampas, Argentina (Jobbágy & Jackson, 2005) y en la zona de pastizales de Uruguay (Silveira *et al.*, 2006). En el presente estudio se observaron disminuciones significativas de caudal específico en arroyos asociados a plantaciones forestales. Este fenómeno podría explicarse a partir de la fisiología de los árboles de *Eucalyptus*, concretamente debido a la elevada evapotranspiración de los árboles en comparación con los requerimientos de la gramínea de un pastizal (Jobbágy *et al.*, 2006). Por otro lado, en casos donde las raíces de los árboles alcanzan las aguas freáticas, la extracción de agua puede traer como consecuencia un aumento en la concentración de sales en la napa (Jobbágy *et al.*, 2006). En la extracción de micronutrientes desde el suelo al árbol, se van seleccionando positivamente cationes como calcio favoreciendo la acumulación de magnesio y sodio en el suelo lo que produce una disminución del pH en los suelos forestados con Eucaliptus (Farley *et al.*, 2008). El link entre el suelo y el agua puede darse mediante lixiviación o redistribución de iones, en términos de corto plazo, aumentando directamente las concentraciones de iones en los cursos de agua por lixiviación y a largo plazo, las pérdidas en el suelo

pueden afectar la alcalinidad del agua, disminuyendo el pH (Jobbágy *et al.*, 2006). Si bien no contamos con información acerca de la profundidad de la napa freática en el área de estudio ni con valores de escorrentía, estos procesos podrían explicar los valores mayores de conductividad observados en los arroyos asociados a plantaciones forestales. Las diferencias significativas en pH entre arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales de *Eucalyptus*, también podrían ser causa del balance de cationes y aniones mencionado anteriormente (Jobbágy *et al.*, 2006).

Otros de los efectos de los cambios entre un sistema de pastizal con ganadería extensiva a plantaciones forestales de *Eucalyptus spp.*, es el cambio en la entrada de materia orgánica proveniente de la cuenca forestal. En zonas templadas, se ha observado que se dan cambios en la frecuencia de ingreso y en calidad y cantidad de materia orgánica, ya que la caída de las hojas de *Eucalyptus spp.* se da todo el año, pero con un pico máximo en verano y a su vez esta materia es producto de un monocultivo (menos diversa) y de menor calidad nutricional (Pozo *et al.*, 1998; Molinero & Pozo 2004). Esta situación no corresponde a lo encontrado en éstas plantaciones, donde la presencia de hojas desde la forestación fue casi nula en los arroyos asociados a plantaciones forestales y el material que ingresó pertenecía en su mayoría a vegetación de bajo porte. Las plantaciones forestales de nuestro país, debido a las políticas de exportación y las buenas prácticas forestales, cuentan con un área buffer de aproximadamente entre 20 y 40 m (rango en este estudio) en la cual se encuentra una matriz herbácea de gran diversidad y con potencial aporte en los cursos de agua. Estas características se vieron reflejadas en las diferencias en el potencial ingreso lateral de MOPG, el cual fue significativamente mayor en los arroyos asociados a plantaciones forestales.

Se ha reportado en la bibliografía que las plantaciones forestales podrían disminuir la densidad y riqueza de macroinvertebrados bentónicos, ya sea por la entrada de materia orgánica recalcitrante (Abelho & Graça, 1996; Molinero & Pozo, 2004; Larrañaga *et al.*, 2009) o por efectos hidrológicos (intermitencia de flujo) (Datry *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2015). El lixiviado de las hojas de *Eucalyptus* puede ser fuertemente tóxico para algunas especies de fragmentadores, por lo cual tanto su presencia o su *fitness* luego de ingerir dicho material se ve afectado (Canhoto *et al.*, 2013; Kiffer *et al.*, 2018). Sin embargo, no existieron diferencias significativas en la abundancia y biomasa relativa de los grupos funcionales de macroinvertebrados presentes en el bentos entre arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales.

Dada las características encontradas en los dos tipos de sistema analizados (arroyos asociados a ganadería extensiva versus arroyos asociados a plantaciones forestales), las respuestas a nivel

estructural y funcional de los procesos ecosistémicos podría deberse a las características de calidad y cantidad de agua y no tanto a los cambios en cantidad y diversidad de MOPG. Por lo tanto, estos resultados confirman parcialmente la primera hipótesis planteada en este trabajo.

Descomposición de materia orgánica particulada gruesa y comunidades acuáticas asociadas

La comunidad de hongos hifomicetos acuáticos presentes en el proceso de descomposición fue similar en arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales. En ambos tipos de sistemas tanto la riqueza específica como la tasa de esporulación de hongos hifomicetos acuáticos y biomasa fúngica aumentan en el tiempo del experimento bajo la misma dinámica. Algunos estudios demuestran que los efectos de las plantaciones forestales pueden cambiar la estructura de la comunidad de hongos hifomicetos (Bärlocher & Graça, 2002; Ferreira et al., 2006). La riqueza de hongos puede disminuir (Bärlocher & Graça, 2002; Ferreira et al., 2006), aumentar (Ferreira et al., 2006) y en algunos casos no se han encontrado diferencias (Chauvet et al., 1997) entre plantaciones de Eucalyptus y sistemas de referencia. En plantaciones forestales del centro de Portugal (Ferreira et al., 2006), se ha encontrado un aumento en la biomasa fúngica, mientras que en el norte de España no se han encontrado efectos significativos (Molinero et al., 1996; Pozo et al., 1998; Díez et al., 2002). Si bien pueden ocurrir cambios en la estructura de la comunidad de hongos, muchas veces no se refleja en las tasas de descomposición, algunos investigadores hablan de un alto nivel de redundancia existente dentro de la comunidad (Ferreira & Chauvet, 2012). Este fenómeno podría explicar las diferencias que se encontraron en las tasas de esporulación específica, pero no a nivel de riqueza y esporulación de hongos hifomicetos y de biomasa fúngica. Existen otros microorganismos que colonizan los sustratos en el proceso de descomposición, las bacterias heterotróficas, descomponedoras de materia orgánica disuelta como también materia orgánica particulada (Meyer, 1990). Algunos estudios indican que la contribución de la biomasa de bacterias en el proceso de descomposición es menor en comparación a la biomasa de hongos, aunque el tiempo de residencia y la actividad enzimática deberían considerarse para no subestimar su rol en dicho proceso (Hieber & Gessner, 2002; Gulis & Suberkropp, 2003). Recientemente se ha encontrado que la actividad de las mismas puede inducir altas tasas de descomposición en presencia de contaminantes químicos (ejemplo compuestos xenobióticos) y que dicha actividad puede ser mayor que la actividad de hongos en esas condiciones (Rossi et al., 2019). El cambio en la calidad y cantidad de agua encontrada en los arroyos asociados a plantaciones forestales podría aumentar la actividad de las bacterias, explicando el aumento en la respiración microbiana en estos sitios. Estudios que incluyan tanto biomasa de bacterias como de hongos serán necesarios para comparar la actividad de éstas, frente a los hongos descomponedores.

Los macroinvertebrados de los grupos de raspadores y fragmentadores son clave en el proceso de descomposición (Abelho, 2001; Tonin *et al.*, 2018), sin embargo, otros taxones utilizan los sustratos en descomposición como hábitat y refugio ante la presencia de predadores (Tonin *et al.*, 2014). Tanto la riqueza como la densidad de taxones de macroinvertebrados fue menor en los sustratos que se descomponen en arroyos asociados a plantaciones forestales, aunque no se encontraron diferencias entre la riqueza y biomasa de los grupos funcionales de raspadores y fragmentadores. Estudios realizados bajo plantaciones de *Eucalyptus globulus* en la Península Ibérica indican que puede existir una disminución en la densidad y riqueza del total de macroinvertebrados, y que incluso la riqueza de las especies fragmentadoras puede encontrarse disminuida (Larrañaga *et al.*, 2009; Ferreira *et al.*, 2015; Cordero- Rivera *et al.*, 2017). Los arroyos en zonas subtropicales, tienden a tener menor diversidad de especies fragmentadores, en comparación con las zonas templadas (Boyero *et al.*, 2011; Rezende *et al.*, 2016) y a su vez en sistemas abiertos, sin cobertura de bosque, la omnivoría en especies fragmentadoras es muy común (Tonin *et al.*, 2018) ya que es probable que el consumo de biofilm y algas sean fuentes más nutritivas que el material vegetal alóctono (Leberfinge *et al.*, 2011). Estas condiciones podrían responder a la similaridad en riqueza y biomasa de fragmentadores encontradas en este trabajo, entre arroyos asociados a plantaciones forestales y arroyos asociados a ganadería extensiva. Debemos resaltar que el aumento en la biomasa de fragmentadores fue una variable que explicó el aumento en la tasa de descomposición en el modelo de regresión múltiple, es probable que la biomasa de este grupo se encuentre relacionada a la actividad de los restantes taxones. Un aumento en la riqueza total de taxones, tendría una tendencia al aumento de biomasa de fragmentadores, probablemente debido a una mayor actividad sobre los sustratos en descomposición. Por otro lado, la disminución de densidad y riqueza total de la comunidad de macroinvertebrados asociados a la descomposición podría responder a las condiciones del medio, menor calidad y cantidad de agua, incide sobre la presencia- ausencia de taxones sensibles a las perturbaciones ambientales (Chang *et al.*, 2014). La composición estructural de la comunidad de macroinvertebrados es distinta a la encontrada en el sedimento (NMDS, bentos), es probable que ocurra cierto grado de “especialización” de la comunidad asociada a descomposición, existiendo familias de macroinvertebrados presentes en el bentos pero que no se encontraron asociadas a los sustratos en descomposición.

Los cambios en calidad y cantidad agua, y la disminución de densidad y riqueza de taxones de macroinvertebrados, es esperable que sean los responsables de que la descomposición de la materia orgánica de dos de los sustratos analizados fuera menor en los arroyos asociados a plantaciones

forestales. Este tipo de respuesta en arroyos con uso del suelo forestal, ha sido documentada en varias regiones del mundo (Ferreira *et al.*, 2018). Aunque los cambios que se producen en la tasa de descomposición de MOPG suelen ser causa de la entrada de hojarasca desde de la forestal (Pozo *et al.*, 1998; Graça *et al.*, 2002; Ferreira *et al.*, 2015; Cordero-Rivera *et al.*, 2017), otros estudios han encontrado que los cambios en calidad de agua debido a cambios en el uso del suelo, podrían provocar cambios en las comunidades acuáticas (Fierro *et al.*, 2016, 2017), lo cual incide en el proceso de descomposición.

Las tasas de descomposición en la zona riparia fueron más bajas que las de la matriz agua, mientras que la temperatura fue más alta en las zonas riparias. Estos resultados son consistentes con el trabajo de Tiegs *et al.* (2019), en donde se analiza más de 1000 arroyos y zonas riparias a lo largo de un gradiente latitudinal. Este fenómeno se explica por la acción del medio acuoso en la matriz agua y a su vez por la sensibilidad a la temperatura que tienen ambas matrices (en matriz agua la sensibilidad térmica es mayor que en la zona riparia). Las tasas de descomposición en la zona riparia de arroyos asociados a ganadería extensiva fue similar a la encontrada en las plantaciones de *Eucalyptus spp.* Sin embargo, debemos considerar que en la zona riparia se llegó a perder un máximo de 36% de la masa inicial, reflejando la fase inicial del proceso y no el proceso completo.

Debemos destacar la variabilidad existente entre arroyos de un mismo uso del suelo. Dentro de los arroyos asociados a plantaciones forestales, el arroyo "X" presento elevada riqueza, tasa de esporulación y biomasa fúngica, aumentando la tasa de descomposición de todos los sustratos en este sistema en comparación con los restantes arroyos de ese tipo de uso del suelo. Esto podría deberse a las diferencias encontradas en el stock bentónico en este mismo arroyo, donde un mayor stock bentónico de MOPG promovería la acción de la comunidad de hongos (Kuehn, 2016). Existen variaciones en las tasas de descomposición a diferentes escalas espaciales (Tonin *et al.*, 2018; Yeung *et al.*, 2018), por lo que es importante considerar este tipo de resultados obtenidos, ya que si bien en el análisis global del efecto de las plantaciones forestales muestra una disminución en la tasa de descomposición existen sitios en donde se puede observar un aumento de la misma, dependiendo de los factores locales de cada parche.

Las tasas de descomposición fueron menores en los sitios asociados a plantaciones de *Eucalyptus spp.*, probablemente debido a los cambios en cantidad y calidad de agua y a los cambios en la comunidad de macroinvertebrados, específicamente en la disminución de riqueza de taxones. Por lo tanto, estos resultados confirman parcialmente la segunda hipótesis planteada en este trabajo.

Sustratos

Los sustratos analizados presentaron diferentes combinaciones de características químicas, desencadenando efectos en la colonización y descomposición de los mismos. *Schoenoplectus californicus* fue el sustrato con menor porcentaje de nitrógeno y la mayor relación C:N. Los valores encontrados para este sustrato se encuentran dentro de lo reportado en otro estudio (Villar *et al.*, 2001). Estas condiciones podrían haber incidido en la colonización de hongos, ya que fue el sustrato con menor biomasa fúngica y respiración microbiana, resultando en una menor actividad microbiana total. Por otro lado, la poca colonización y preparación del sustrato por parte de la comunidad microbiana, puede haber afectado la colonización de macroinvertebrados, siendo el sustrato con menor densidad y riqueza de macroinvertebrados. Estas condiciones pueden haber afectado la tasa de descomposición de este sustrato de forma que fue la más baja, resultando en una pérdida de masa máxima de aproximadamente 20%, en comparación con los otros sustratos (43- 44%). Algunos estudios demuestran que éste tipo de sustrato con baja calidad, no responden a los efectos en cambios en uso del suelo (Hieber & Gessner, 2002; Ferreira *et al.*, 2016), lo cual podría explicar la similitud de las tasas de descomposición entre los diferentes usos del suelo analizados. Sin embargo, debemos destacar que las tasas analizadas para este sustrato corresponden a la primera fase de descomposición, y se ha encontrado que éste sustrato responde a los efectos de cambio en el uso del suelo aproximadamente luego de los 160 días de exposición (Burwood *et al.*, en revisión).

Por otro lado, los sustratos *E. pandanifolium* y *E. globulus* se caracterizaron por tener mayor calidad nutricional (%NT, %PT, C:N) aunque mayores porcentajes de lignina. Las hojas de *E. globulus* se caracterizaron por tener valores elevados de lignina, carbono total y contenido calórico, pero mayor contenido de nitrógeno. El porcentaje de lignina fue similar a lo encontrado en otros trabajos, sin embargo, los valores de PT y NT fueron más elevados en este estudio (Kiffer *et al.*, 2018). Las hojas de *E. pandanifolium* presentaron valores intermedios de lignina y se caracterizaron por presentar los valores de fósforo total más altos, en comparación con los otros sustratos, nutriente limitante para la comunidad de descomponedores en la mayoría de los sustratos (Kiffer *et al.*, 2018). Dada las características antes mencionadas, la colonización de las comunidades acuáticas fue similar entre estos dos sustratos y mayor que en *S. californicus*. En consecuencia, las tasas de descomposición fueron más elevadas, esta respuesta en sustratos con mayor calidad, es la esperada según la bibliografía consultada (Khuen, 2016; Graça & Cressa, 2010; Ferreira *et al.*, 2012). Es esperable que la palatabilidad de los sustratos se encuentre condicionada por los nutrientes presentes y por la cantidad de lignina, existiendo un patrón inverso entre

las tasas de descomposición y el porcentaje de lignina (Taylor *et al.*, 1989; Schindler & Gessner, 2009). Los sustratos con mayor porcentaje de lignina analizados en este trabajo corresponden a los sustratos con mayor tasa de descomposición, dicha variable no sería la limitante en este caso, pero si el porcentaje de nitrógeno, fósforo y carbono.

La calidad del sustrato estuvo determinada por el porcentaje de nitrógeno, fósforo y carbono y por el contenido calórico, pero no estuvo relacionada con el porcentaje de lignina. Según dichas condiciones, el sustrato *S. californicus* fue catalogado como un sustrato de baja calidad, la baja colonización de las comunidades acuáticas incidió en una baja tasa de descomposición, en comparación con *E. pandanifolium* y *E. globulus*. Los resultados obtenidos afirman en parte la tercera hipótesis planteada en este trabajo.

Conclusiones

La utilización de la tasa de descomposición como una herramienta de biomonitoreo podría ser efectiva ya que se observaron respuestas diferenciales en los dos tipos de usos del suelo analizados. El uso de un sustrato para analizar este proceso ecosistémico deberá cumplir con ciertas condiciones que fueron analizadas en este trabajo. Un sustrato de alta calidad, permite una mayor colonización biológica, disminuyendo el tiempo de descomposición y la ventana temporal para observar y detectar cambios en la tasa de descomposición. En términos ecológicos, se deberá tener en cuenta en la gestión de los sistemas forestales, la reducción en la tasa de descomposición de la MOPG, pero a la vez que no existieron cambios en los stocks bentónicos de MOPG, lo que podría resultar en una mayor exportación de MOPG aguas abajo desde estos sistemas. Un incremento de MOPG aguas abajo puede incrementar la acumulación de la misma en los arroyos desencadenando efectos negativos en el ecosistema. Considerando los cambios en cantidad y calidad de agua, junto con lo mencionado anteriormente, se deberá evaluar como mitigar posibles pérdidas de servicios ecosistémicos.

Teniendo en cuenta el aumento en la actividad forestal en nuestro país, se recomienda abordar los efectos de las plantaciones sobre calidad y cantidad de agua, las comunidades acuáticas y sobre el proceso de descomposición de MOPG tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres, con el fin de mejorar las prácticas forestales y construir estrategias a futuro que apoyen el desarrollo del sector.

Referencias bibliográficas

- Abelho, M. (2001). From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review. *The Scientific World JOURNAL*, 1, 656–680. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.103>
- Abelho, M. & Graça, M. A. S. (1996) Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195–204.
- Abelho, M. & Graça, M. A. S. (2006) Effects of nutrient enrichment on decomposition and fungal colonization of sweet chestnut leaves in an Iberian stream (Central Portugal). *Hydrobiologia* 560: 239–247. doi: 10.1007/s10750-005-9414-2.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer Science & Business Media.
- Baumgärtner, D., & Rothhaupt, K. O. (2003). Predictive length–dry mass regressions for freshwater invertebrates in a pre-alpine lake littoral. *International Review of Hydrobiology* 88(5): 453–463.
- Bärlocher, F. (2005). Sporulation by aquatic hyphomycetes. In: *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. M.A.S. Graça, F. Bärlocher, M. O. Gessner (eds): 185–187. Springer, Dordrecht.
- Bärlocher, F. & Graça, M.A.S. (2002). Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology* 47: 1123–1135.
- Benke, A.C., Huryn, A.D., Smock, L.A. Wallace, J.B., Benke, A.C., Huryn, A.D., Smock, L.A. & Wallace, J.B. (2009). Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society* 18 (3): 308–343.
- Bianchini Jr., I. (1999). La descomposición de la vegetación y el consumo de oxígeno en los depósitos: implicaciones ecológicas. In: *Ecología de depósitos: estructura, función y aspectos sociales*. R. Henry (ed.): 629-649. FAPESP / FUNDIBIO.
- Boyero, L., Bamuta, L.A., Ratnarajah, L., Schmidt, K. & Pearson, P.G. (2012). Effects of exotic riparian vegetation on leaf breakdown by shredders: a tropical–temperate comparison. *Freshwater Science* 31(2): 296–303.
- Burwood, M (2016). Variación temporal de la comunidad de macroinvertebrados asociados a la descomposición de *Schoenoplectus californicus*, en arroyos y lagos con diferente impacto ambiental. Tesina de Grado. Montevideo, Uruguay. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/123456789/8410>.
- Bruquetas de Zozaya, I. & Neiff, J.J. (1991) Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquat. Bot.* 40: 185–193.
- Callil, C. T., Krinski, D., & Silva, F. A. (2012). Variations on the larval incubation of *Anodontites trapesialis* (Unionoidea, Mycetopodidae): Synergetic effect of the environmental factors and host availability. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia* 72(3): 545–52. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22990825>
- Canhoto, C., Calapez, R., Gonçalves, A. L. & Moreira-Santos, M. (2013). Effects of Eucalyptus leachates and oxygen on leaf-litter processing by fungi and stream invertebrates. *Freshwater Science* 32(2): 411–424. <https://doi.org/10.1899/12-062.1>
- Chapin, F. S., Matson, P. A. & Vitousek, P. M. (2011) *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. 2a Edición. Springer International Publishing.
- Chauvet E, Fabre E, Elosegui A, Pozo J. (1997). The impact of eucalypt on the leaf-associated aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Canadian Journal of Botany* 75: 880–887.

- Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P. S., Mckie, B. G., Tiegs, S. D., Woodward, G., Elozegi, A., Dobson, M., Fleituch, T., Graça, M. A. S., Gulis, V., Hladyz, S., Lacoursière, J. O., Lecerf, A., Pozo, J., Preda, E., Riipinen, M., Rîşnoveanu, G., Vadineanu, A., Vought, L. B. M., & Gessner, M. O. (2016). Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning: insights from RivFunction. *Advances in Ecological Research* 55: 99–182. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.006>
- Cordero–Rivera, A., Álvarez, A. M. & Álvarez, M. (2017). Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation* 40(1): 87–97.
- Cummins, K. W., Sedell, J. R., Swanson, F. J., Minshall, G. W., Fisher, S. G., Cushing, C. E., Petersen, R. C. & Vannote, R. L. (1983). Organic matter budgets for stream ecosystems: problems in their evaluation. In: *Stream ecology*. (eds): 299–353. Springer, Boston, MA.
- Da Silva, D. J., Valduga, A. T., Molozzi, J., Fornel, R., Restello, R. M. & Hepp, L. U. (2018). Leaching of carbon from native and non-native leaf litter of subtropical riparian forests. *Journal of Limnology* 77 (2) <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2018.1662>
- Datry T, Corti R, Claret C, Philippe M. (2011). Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: the “drying memory”. *Aquatic Sciences* 73: 471– 483.
- Díez, J., Elozegi, A., Chauvet, E. & Pozo, J., (2002). Breakdown of wood in the Agüera stream. *Freshwater Biology* 47: 2205–2215.
- DGF. Dirección General Forestal. Bosques Plantados de Eucalyptus Registrados (1975-2012). Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/unidad-ejecutora/direccion-general-forestal/informacion-tecnica/estadisticas-y-mercados/recurso-forestal>. Fecha de acceso: 20/09/2017.
- Domínguez E. & H. R. Fernández. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. 1a ed. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. Argentina.
- Elozegui, A. & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVa.
- FAO. (2010). *Global forest resources assessment – Main report*. Food and Agriculture Organization (of the United Nations) Forestry Paper 163.
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Farley, K. A., Pin, G., Palmer, S. M., Jobba, E. G., & Jackson, R. B. (2008). Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation, *Water Resources Research*. 44, 1–11. <https://doi.org/10.1029/2007WR006659>
- Ferreira, V., Elozegi, A., Gulis, V., Pozo, J., & Graça, M. A. S. (2006). Eucalyptus plantations affect fungal communities associated with leaf-litter decomposition in Iberian streams. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 166(4), 467–490. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0467>
- Ferreira, V., Encalada, A. C., & Graça, M. A. S. (2012). Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science*, 31(3), 945–962. <https://doi.org/10.1899/11-062.1>
- Ferreira, V., & Chauvet, E. (2012). Changes in dominance among species in aquatic hyphomycete assemblages do not affect litter decomposition rates. *Aquatic Microbial Ecology*, 66(1), 1–11. <https://doi.org/10.3354/ame01556>
- Ferreira, V., Castagnyrol, B., Koricheya, J., Gulis, V., Chauvet, E., Graça, M.A.S. (2015). A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90(3), pp.669–688.

- Ferreira, V., Koricheva, J., Pozo, J., Graça, M.A.S. (2016) a. 'A meta-analysis on the effects of changes in the composition of native forests on litter decomposition in streams', *Forest Ecology and Management*, 364, pp. 27–38. doi: 10.1016/j.foreco.2016.01.002
- Ferreira, V., Castela, J., Rosa, P., Tonin, A.M., Boyero, L., Graça, M.A.S. (2016) b. 'Aquatic hyphomycetes, benthic macroinvertebrates and leaf litter decomposition in streams naturally differing in riparian vegetation', *Aquatic Ecology*. doi: 10.1007/s10452-016-9588-x
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J. F., Goyenola, G., Graça, M.A.S., Luiz, H.U., Karuiki, S., López-Rodríguez, A., Mazzeo, N., M'Erimba, C., Monroy, S., Peil, A., Pozo, J., Rezende, R. & Teixeira de Mello, F. (2018). A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning. *Ecosystems*, 1-14.
- Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G., Callisto, M. (2014). Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science*, 33(3), pp.860–871.
- Ferru, M., & P. Fierro. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *Idesia (Arica)*, 33(4): 47-54
- Fierro, P., Quilodrán, L., Bertrán, C., Arismendi, I., Tapia, J., Peña-Cortés, F., Hauenstein, E., Arriagada, R., Fernandez, E. & Vargas-Chacoff, L. (2016). Rainbow Trout diets and macroinvertebrates assemblage's responses from watersheds dominated by native and exotic plantations. *Ecological Indicators*, 60, 655–667. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.018>
- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C. & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Foley, J. A., De Fries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. (2005) 'Global Consequences of Land Use', *Science*. 570(2005). doi: 10.1126/science.1111772.
- Forrester, D. I. and Smith, R. G. B. (2012) 'Forest Ecology and Management Faster growth of *Eucalyptus grandis* and *Eucalyptus pilularis* in mixed-species stands than monocultures', *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., 286, pp. 81–86. doi: 10.1016/j.foreco.2012.08.037.
- Galizzi, M. C., & Marchese, M. (2007). Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (asteraceae) y colonización por invertebrados en un cauce secundario del río parana medio. *Interciencia*, 32(8), 535–540.
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (1993). Ergosterol-to-Biomass Conversion Factors for Aquatic Hyphomycetes. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(2), 502 LP-507. Retrieved from <http://aem.asm.org/content/59/2/502>.
- Gessner, M.O & Schimitt, A.L. (1996). Use of solid-phase-extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi. *Applications Environmental Microbiology*. 62:415-419.
- Gessner, M. O. (2005). Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: *Methods to Study Litter De- composition: a Practical Guide*. M.A.S. Graça, F. Bärlocher, M. O. Gessner (eds): 189– 195. Springer, Dordrecht.
- Gessner, M. O., & Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498–510. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0498:ACFULB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0498:ACFULB]2.0.CO;2)
- Gessner, M. O. and Chauvet, E. (2013) 'a Case for Using Litter Breakdown To Assess Functional Stream Integrity', *Ecological Applications*. 12(2), pp. 498–510.

- Goñalves, J. F., Rezende, R. D. S., Fraña, J., & Callisto, M. (2012). Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*, 63(5), 428–439. <https://doi.org/10.1071/MF11172>
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira De Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., Vidal, N., Mazzeo, N., Ovesen, N. B., Jeppesen, E., Kronvang, B. (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4099–4111. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015>
- Graça, M. A. S., Pozo, J., Canhoto, C., & Elozegi, A. (2002). Effects of Eucalyptus Plantations on Detritus, Decomposers, and Detritivores in Streams, 1173–1185. <https://doi.org/10.1100/tsw.2002.193>
- Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. (2005). *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. Springer, Dordrecht, pp 329.
- Graça, M. A. S. & Canhoto, C., (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1–2), pp.1–10.
- Graça, M. A. S., Cressa, C., (2010): Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders, *Int. Rev. Hydrobiol.* 95,97–41.
- Graça, M. A. S., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A. C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K. M., & Boyero, L. (2015). A conceptual model of litter breakdown in low order streams. *International Review of Hydrobiology*, 100(1), 1–12. <https://doi.org/10.1002/iroh.201401757>.
- Graça, M.A.S., Hyde, K. & Chauvet, E., 2016. Aquatic hyphomycetes and litter decomposition in tropical - subtropical low order streams. *Fungal Ecology*, 19(AUGUST), pp.182–189.
- Gualdoni, C., P. W. French., & A. M. Oberto. 2013. Relaciones longitud-biomasa en macroinvertebrados bentónicos de un arroyo serrano del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*,23: 194–201.
- Gulis V, Suberkropp K. (2003). Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 48: 123–134.
- Hammer, Ø., D. A. Harper & P. D. Ryan. (2001). PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1): 9.
- Hieber, M., Gessner, M.O., (2002). Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83, 1026–1038.
- Humphries, P., Keckeis, H., & Finlayson, B. (2014). The river wave concept: Integrating river ecosystem models. *BioScience*, 64(10), 870–882. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu130>
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, 10(8), 1299–1312. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00806.x>
- Jobbágy, E., Vasallo, M., Farley, K., Piñeiro, G., Garbulsy, M., Nosetto, M., Jackson, R. B. & Paruelo, J. (2006). Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, X, 109–124.
- Junk, W. J., & Wantzen, K. M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. In *Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (pp. 117-149). Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Kiffer, W. P., Mendes, F., Casotti, C. G., Costa, L. C., & Moretti, M. S. (2018). Exotic Eucalyptus leaves are preferred over tougher native species but affect the growth and survival of shredders in an Atlantic Forest stream (Brazil). *PLoS ONE*, 13(1), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190743>

- Koutika, L. and Epron, D. (2014) 'Changes in N and C concentrations, soil acidity and P availability in tropical mixed acacia and eucalypt plantations on a nutrient-poor sandy soil', *Ecological Applications*, pp. 205–216. doi: 10.1007/s11104-014-2047-3.
- Kuehn, K. A. (2016). Lentic and lotic habitats as templates for fungal communities: Traits, adaptations, and their significance to litter decomposition within freshwater ecosystems. *Fungal Ecology*, 19, 135–154. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.09.009>
- Koroleff, F. 1970. Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. *Cons. Int. Explor. Mer., Information on techniques and methods for sea water analysis (and laboratory report)*, (3):19-22.
- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., Mcphee, Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., J., Soto, D., Donoso, P., Nahuelhual, L., Pino, M. & Arismendi, I. (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile, *Forest Ecology and Management* 258, 415–424. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Larrañaga, A., Basaguren, A., & Pozo, J. (2009). Impacts of eucalyptus globulus plantations on physiology and population densities of invertebrates inhabiting iberian atlantic streams. *International Review of Hydrobiology*, 94(4), 497–511. <https://doi.org/10.1002/iroh.200811156>
- Larrañaga, S., Larrañaga, A., Basaguren, A., Elozegi, A., Pozo, J., (2014). Effects of exotic eucalypt plantations on organic matter processing in Iberian stream. *International Review of Hydrobiology*. 99, 363–372.
- Leberfinger, K., Bohman, I. & Herrmann, J. (2011). The importance of terrestrial resource subsidies for shredders in open-canopy streams revealed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, 56(3), 470 – 480. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02512.x>
- Marano, a. V., Saparrat, M. C. N., Steciow, M. M., Cabello, M. N., Gleason, F. H., Pires-Zottarelli, C. L. a., De Sousa, J. I & Barrera, M. D. (2013). Comparative analysis of leaf-litter decomposition from the native *Pouteria salicifolia* and the exotic invasive *Ligustrum lucidum* in a lowland stream (Buenos Aires, Argentina). *Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie*, 183(4), 297–307. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2013/0500>
- Mareschal, L., Laclau, J., Nzila, J., Versini, A., Koutika, L., & Mazoumbou, J. (2013) 'Forest Ecology and Management Nutrient leaching and deep drainage under Eucalyptus plantations managed in short rotations after afforestation of an African savanna: Two 7-year time series', *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., 307, pp. 242–254. doi: 10.1016/j.foreco.2013.06.038.
- Martino, D. L., Fossati, A., Bennadji, Z., Pagliano, D., & Van Hoff, E. (1997). La Forestacion con Eucalyptus en Uruguay: su impacto sobre los recursos naturales y el ambiente, Unidad de Difusión e Información Tecnológica del INIA.
- Martins, R. T., Melo, A. S., Jr, J. F. G., & Hamada, N. (2015). Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. *Freshwater Science*, 34(October 2014), 716–726. <https://doi.org/10.1086/681086>.
- Mccullough, D. A., G. W. Minshall & C. E. Cushing. (1979). Bioenergetics of lotic filter-feeding insects *Simulium* spp.(Diptera) and *Hydropsyche occidentalis* (Trichoptera) and their function in controlling organic transport in streams. *Ecology*, 60(3): 585-596
- Méthot, G., Hudon, C., Gagnon, P., Pinel-Alloul, B., Armellin, A., & Poirier, A. M. T. (2012). Macroinvertebrate size–mass relationships: how specific should they be?. *Freshwater Science*, 31(3): 750-764
- Merritt, R. W., & D. W. Webb. (2008). Aquatic diptera (part two): pupae and adults of aquatic diptera. An introduction to the aquatic insects of North America, RW Merritt, KW Cummins and MB Berg (eds.). Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 723-800.

- Meyer, E. (1989). The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 117: 191-203.
- Miserindio, M. L. (2001). Length–mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina). *Ecología Austral* 11: 3–8.
- MGAP, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (2017). Anuario estadístico agropecuario Vigésima edición. Disponible en <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/diea-anuario2017web01a.pdf>.
- MGAP, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca Primera edición, (2004), Código nacional de buenas prácticas forestales, pp.1–80. Disponible en: www.mgap.gub.uy/forestal/dgf.htm.
- Molinero, J., Pozo, J., Gonzalez, E., (1996). Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwater Biology*. 36, 745–756.
- Molinero, J. & Pozo, J. (2003): Balances de hojarasca en dos arroyos forestados: impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. – *Limnetica* 22: 63–70.
- Molinero, J. & Pozo, J. (2004): Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. – *Hydrobiologia* 528: 143–165.
- Molinero, J., & Pozo, J. (2006). Organic matter, nitrogen and phosphorus fluxes associated with leaf litter in two small streams with different riparian vegetation: a budget approach. *Archiv für Hydrobiologie*, 166(3), 363-385.
- Müller, R. & F. Wiedemann. (1955). Die bestimmung des nitrats in wasser. *Jahrb. Wasserchem. Wasserreinigungstechnik*. Verlag Chemie: 12: 247-271.
- Murphy, J. & Riley, J.P. (1962) A Modified Single Solution Method for the Determination of Phosphate in Natural Waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- Petersen, R. C., & Cummins, K. W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4(4), 343–368. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1974.tb00103.x>.
- Poi de Neiff A, Neiff JJ. (1988) Decomposition of *Eichhornia crassipes* in a pond of Paraná River valley and colonization by invertebrates. *Trop. Ecol.* 29: 79-85.
- Pozo, J., (1993). Leaf litter processing of alder and eucalyptus in the Agüera system (North Spain) I. Chemical changes. *Arch. Hydrobiology*. 127, 299–317.
- Pozo, J., González, E., Díez, J. R., Molinero, J., & Elósegui, A. (1997). Inputs of Particulate Organic Matter to Streams with Different Riparian Vegetation. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(3), 602–611. <https://doi.org/10.2307/1468147>
- Pozo, J., Basaguren, A., Elósegi, A., Molinero, J., Fabre, E., & Chauvet, E. (1998) 'Afforestation with *Eucalyptus globulus* and leaf litter decomposition in streams of northern Spain', *Hydrobiologia*, 373/374, pp. 101–109. doi: 10.1007/BF00017570.
- Pozo, J., Elósegi, A., Díez, J., Molinero, J. (2009). En: Elósegi, A. & Sabater, S. (Eds). 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA. p 141-167.
- Proyecto Alianza, (2016). "Red de microcuencas experimentales para la obtención de indicadores hidrológicos y edáficos en plantaciones forestales". Informe Final Marzo 2016,".
- Pu, X., Jing, X., Hongguang, C., Shengtian, Y. (2014). Temporal Trends of Soil Organic Carbon and Total Nitrogen Losses in Seasonally Frozen Zones of Northeast China: Responses to Long-Term Conventional. , pp.415–429.

- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramirez, A., & P. E. Gutierrez-Fonseca. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: Avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*, 62: 9–20.
- Reynaga, M. C. (2009). Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología austral*, 19(3): 207-214.
- Rezende, R., Graça, M. A. S., dos Santos, A. M., Medeiros, A. O., Santos, P. F., Nunes, Y. R., & Gonçalves Júnior, J. F. (2016). Organic Matter Dynamics in a Tropical Gallery Forest in a Grassland Landscape. *Biotropica*, 48(3), 301–310. <https://doi.org/10.1111/btp.12308>
- Rivera-Usme, J. J., G. A. Pinilla-Agudelo., D. L. Camacho-Pinzón., M. I. Castro-Rebolledo, & J. O. Rangel-Churio. (2014). Length-mass relationships in the aquatic invertebrate genera *Helobdella* (Hirudinea: Glossiphoniidae) and *Asellus* (Crustacea: Asellidae) of an Andean wetland of Colombia. *Actualidades Biológicas*, 36(100): 39-45.
- Rossi, F., Mallet, C., Portelli, C., Donnadieu, F., Bonnemoy, F., & Artigas, J. (2019). Stimulation or inhibition: Leaf microbial decomposition in streams subjected to complex chemical contamination. *Science of the Total Environment*, 648, 1371–1383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.197>
- Sabo, J. L., J. L. Bastow & M. E. Power. (2002). Length–mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2): 336-343.
- Sampaio, A., Rodriguez-Gonzalez, P., Varandas, S., Cortes, R.M., Ferreira, M.T. (2008). Leaf litter decomposition in western Iberian forested wetlands: Lentic versus lotic response. *Limnetica*, 27(1), pp.93–106.
- Sarante, G., Knicker, H., González-vila, F. J., González-pérez, J. A., & Pinheiro, D. (2015). The impact of exotic forest plantations on the chemical composition of soil organic matter in Southern Brazil as assessed by Py – GC / MS and lipid extracts study', *GEODRS*. Elsevier B.V., 4, pp. 11–19. doi: 10.1016/j.geodrs.2014.11.004.
- Schindler, M. H., & Gessner, M. O. (2009). Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology*, 90(6), 1641-1649.
- Silveira, L., Alonso, J., & Martínez, L. (2006). Recurso Agua En El Uruguay Summary the Effects of Afforestation on Uruguay'. *Agrociencia (Uruguay)*, 10(2), 75–94.
- Silveira, L., Alonso, J., Martínez, L., (2006). Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia*, 10, 75 – 93.
- Silveira, L., & Alonso, J. (2009). Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrological Processes: An International Journal*, 23(2), 320-329.
- Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martínez, L. (2016). Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes*, 30(20), 3596-3608.
- Simón, C, (2017). Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de impacto de la forestación en microcuencas. Tesis de Maestría. Uruguay.
- Smock, L. A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*. 10: 375–383.
- StatSoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.
- Suarez Pirez, Cecilia, (2011). Estudio comparativo de ecosistemas lóticos de cuencas con usos agropecuarios contrastantes mediante fraccionamiento isotópico de carbono y nitrógeno. Tesina de Grado. Uruguay. Disponible en: <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/123456789/1358>.

- Tanaka, M. (1970). Ecological studies on communities of soil Collembola in Mt. Sobo, Southwest Japan. *Jap. J. Ecol.* 20, 102–110.
- Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekin, S. A., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 118–146. <https://doi.org/10.1899/08-170.1>
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ (1989) Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70: 97-104.
- Tererai, F., Gaertner, M., Jacobs, S. M., & Richardson, D. M. (2013) 'Forest Ecology and Management Eucalyptus invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition', *Forest Ecology and Management*. Elsevier B.V., 297, pp. 84–93. doi: 10.1016/j.foreco.2013.02.016.
- Tiegs, S. D., Costello, D. M., Isken, M. W., Woodward, G., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., et al., Zwart, J. A. (2019). Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. *Science Advances*, 5(1), eaav0486. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aav0486>
- Thorp, J. H., & DeLong, M. D. (1994). The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos*, 305-308.
- Tonin, A. M, Hepp, L. U, & Gonçalves, J. F. (2018). Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds. *Ecosystems*, 21(3), 567–581. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0169-1>
- Uruguay XXI. (2015). Sector Forestal. Además de excelentes condiciones de clima y suelo para la producción maderera, existen oportunidades para agregado de valor en la fase industrial. Uruguay XXI promoción de inversiones y exportaciones. 27pp.
- Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10(2), 109–122.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- Villar, C. A., De Cabo, L., Vaithyanathan, P., & Bonetto, C. (2001). Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Aquatic Botany*, 70(2), 105–116. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00149-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00149-8)
- Wallace, J. B., Eggert, S. L., Meyer, J. L., & Webster, J. R. (1997). Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277(5322), 102-104.
- Yeung, A. C. Y., Musetta-Lambert, J. L., Kreuzweiser, D. P., Sibley, P. K., & Richardson, J. S. (2018). Relations of interannual differences in stream litter breakdown with discharge: bioassessment implications. *Ecosphere*, 9(9). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2423>
- Young, R. G., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2008). Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 605-625.
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*. 37(3), 701–708.
- Zilli, F., Barco, J., & Vanzetti, A. (2017). Biometry of neotropical invertebrates inhabiting floodplain rivers: unraveling bionomy. *Iheringia, Série Zoologia*, 1–12. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017014>

Anexo

Tabla 1A. Promedio de biomasa relativa de especies de hojas pertenecientes a la categoría hojas del ingreso potencial lateral de MOPG, en los arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales.

	Ganadería extensiva	Plantación forestal
<i>Baccharis trimera</i>		0,29
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>		0,08
<i>Centella asiática</i>		0,03
<i>Colletia paradoxa</i>	0,49	0,26
<i>Daphnopsis racemosa</i>	0,45	
<i>Eryngium sp</i>	40,06	49,56
<i>Eucalyptus sp</i>	0,78	0,04
<i>Hydrocotyle sp</i>	0,80	
<i>Lithraea brasiliensis</i>	2,47	2,28
<i>Malvacea sp</i>	0,12	
<i>Maytenus ilicifolia</i>	0,07	
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	0,36	
<i>Salix sp</i>	31,22	38,10
<i>Schinus longifolius</i>		0,04
<i>Sebastiania commersoniana</i>		2,49
<i>Smilax campestris</i>		0,88
Trebol	0,34	0,09
<i>Typha sp</i>	9,53	5,40
No identificada	13,31	0,44

Tabla 2A. Promedio de biomasa relativa de especies de hojas pertenecientes a la categoría hojas, del stock bentónico de MOPG, en los arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales.

	Ganadería extensiva	Plantación forestal
<i>Allophylus edulis</i>	0,30	0,06
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>		2,71
<i>Echinodorus sp</i>	11,65	5,91
<i>Envira sp</i>		0,17
<i>Eryngium sp</i>	7,69	23,53
<i>Eucalyptus sp</i>	5,49	
<i>Lithraea brasiliensis</i>		2,54
<i>Ludwigia sp.</i>	0,22	
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	0,67	
<i>Salix sp.</i>	59,39	4,78
<i>Sebastiania commersoniana</i>	1,78	
<i>Smilax campestris</i>		2,15
<i>Typha sp.</i>	12,53	57,88
No identificada	0,28	0,27

Tabla 3A. Promedio de biomasa relativa de especies de hojas perteneciente a la categoría hojas, del transporte por deriva, en los arroyos asociados a ganadería extensiva y arroyos asociados a plantaciones forestales.

	Ganadería extensiva	Plantación forestal
<i>Daphnopsis racemosa</i>	3,09	
<i>Eryngium sp.</i>	23,48	
<i>Lithraea brasiliensis</i>	1,88	
<i>Ludwigia sp.</i>	2,61	
<i>Salix sp.</i>	37,27	
<i>Typha sp.</i>	31,67	