Regeneración de las zonas ribereñas del Bajo río Uruguay: Estudios de germinación de semillas de árboles nativos

Imagen de *Terminalia australis*, "Palo amarillo" - germinación de semillas luego 5 meses en agua. Foto: Cecilia López González – Unidad de Difusión - EEMAC

Christine Lucas *
Vanessa Fender
Ana Lucia Mary
Laboratorio Ecología Fluvial, Departamento de Ciencias Biologicas, CENUR Litoral Norte, Estacion Experimental Dr. Mario A. Cassinoni - EEMAC, Universidad de la República, Paysandú
*Autor de correspondencia: clucas@cup.edu.uy

Sofia Acosta
Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo

Ludmila Profumo
Polo Sistemas Territoriales Complejos
Centro Universitario Regional Noreste sede Rivera, Universidad de la República

Carolina Ribas
Polo Sistemas Territoriales Complejos | Lic. Recursos Naturales, Centro Universitario Regional Noreste sede Rivera, Universidad de la República

Mariel Bazzalo
Secretaria Técnica. Comisión Administradora del Río Uruguay – CARU.

1. INTRODUCCIÓN

La vegetación de las zonas ribereñas cumplen un rol importante en la filtración de sedimentos y nutrientes que provienen de la superficie terrestre en la cuenca de drenaje. En los paisajes agrícolas-ganaderos, el manejo de zonas ribereñas es una de las herramientas de mitigación de impactos sobre los cuerpos de agua, tanto en ríos y arroyos como también lagunas, tajamares y reservorios. La conservación y manejo de las zonas ribereñas requiere información de base sobre la ecología de la regeneración de las especies nativas que componen la comunidad de vegetación ribereña y que cumplen las funciones y servicios ecosistémicos de regulación.

En las cuencas hidrográficas, la zona ribereña es una interfase ecológica de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos (Naiman & Decamps 1997). Dichas zonas se componen de vegetación caracterizada por plantas leñosas y herbáceas que típicamente muestran una zonificación según su grado de tolerancia a la inundación, como también su afinidad con suelos hidromórficos. Como una zona de transición entre los ambientes terrestres y acuáticos, dichas zonas brindan varios servicios ecosistémicos, incluyendo el mantenimiento y mejora de la calidad del agua a través de la filtración de sedimentos, el mantenimiento de la estructura del hábitat, la regulación de la temperatura y el aporte de material orgánico, así como también contribuyen a mantener la calidad y diversidad de hábitats para la fauna y la flora acuáticas. En cuencas agrícola-ganaderas contribuye al filtrado o inocuación de patógenos y pesticidas, a la retención de nutrientes y al control de la erosión de los suelos y de las márgenes de los cursos de agua (Lowrance *et al.* 1997; Mayer *et al.* 2007). Incluso los corredores de bosque en matrices agrícolas pueden disminuir la concentración de los

nutrientes en el suelo y en la escorrentía superficial agrícola, previniendo así la sobrecarga de nutrientes en los ecosistemas acuáticos y por ende en procesos de eutrofización (Pinay *et al.* 1993). Aunque existe una amplia literatura sobre la función ecológica de zonas de amortiguación (por ejemplo, Osborne & Kovacic 1993; Marshall & Moonen 2002; Sweeney *et al.* 2004), en la cuenca del río Uruguay, las amenazas que enfrentan los ecosistemas acuáticos frente a los cambios regionales resaltan la necesidad de investigación aplicada a la conservación y al manejo de zonas ribereñas de aguas continentales.

El ecosistema de bosque es un componente fundamental de varios ambientes fluviales, y juega un rol en la regulación de la temperatura, en la sedimentación y erosión y en los ciclos de nutrientes y carbono. La extensión del bosque nativo sobre los cursos de agua puede ser utilizado como un indicador de su calidad (Índice QBR, Munné *et al.* 1998; Munné *et al.* 2003). El ecosistema de bosque – en particular los árboles, así como la comunidad de organismos en el suelo - cumplen el servicio ecosistémico de regulación de sedimentos y escorrentía como también la filtración de nutrientes y contaminantes. Aunque los procesos metabólicos que cumplen estos servicios de filtración, adsorción, retención y hasta biodegradación de distintos compuestos son complejos, se ha demostrado que el ancho y la continuidad de bosque nativo son índices valiosos para la protección de los cursos de agua de actividades antrópicas terrestres en la cuenca.

En este marco, la restauración y recuperación de la vegetación en zonas ribereñas, tanto en zonas rurales como urbanas, es un enfoque en la investigación. Entre los aportes de la ecología a los procesos de restauración y recuperación, es el estudio de la reproducción, crecimiento y sobrevivencia de las plantas características de la zona ribereña en la fase inicial de su ciclo de vida. En Uruguay, existe relativamente poca información sobre la producción de frutos, tasas de germinación, crecimiento y sobrevivencia de las especies nativas de bosques ribereños.

La fenología de la fructificación —cuando el árbol fructifica— puede mostrar alta plasticidad. El periodo, duración y meses de producción de frutos en el bosque ribereño puede variar en función de variables climáticas e idiológicas, particularmente en climas subtropicales húmedos. La fenología de las especies leñosas también se puede vincular a factores a escala del árbol como su edad, el manejo y exposición de la copa del árbol a la luz. Entender las épocas de fructificación es importante tanto para entender la ecología y las estrategias de reproducción de las especies como también para contribuir a su manejo, ej. definir épocas de colecta de semillas.

En el ciclo de la vida de un árbol, la fase de germinación y el establecimiento de las plántulas es considerado un cuello de botella para la sobrevivencia de especies leñosas, dado las altas tasas de mortalidad en plántulas en las primeras semanas de crecimiento (Alvarez-Clare & Kitajima 2009). Por consiguiente, las estrategias que tienen las plantas en esta primera fase de desarrollo para tolerar o evitar estrés y perturbación son fundamentales para entender cómo se desarrollan las comunidades en los procesos de regeneración y sucesión.

1.1 La influencia de la hidrología sobre la viabilidad de semillas

Uno de los factores más importantes que influye en el establecimiento de la vegetación en zonas ribereñas es el régimen hidrológico o pulsos de inundación. La hidrología del Bajo río Uruguay presenta períodos de inundación que pueden ocurrir varias veces al año, lo cual representa un desafío para las especies leñosas en su colonización y primer año de sobrevivencia y establecimiento sobre los márgenes del río. Durante la inundación los suelos del bosque ribereño - y por ende el banco de semillas - están expuestos a condiciones hipóxicas o anóxicas. Para muchas especies leñosas de los bosques ribereños las inundaciones pueden representar tanto condiciones favorables a la dispersión y germinación de las semillas, ya sea por el agua o por peces frugívoros (Lucas 2008), como también condiciones que reduzcan la viabilidad de las semillas debido a la exposición durante largos períodos a condiciones anóxicas o a depredadores de semillas en el agua. Algunos estudios indican que la imbibición (*hidratación de las semillas para la activación del metabolismo y la subsiguiente germinación*) durante ciertos periodos de tiempo favorece la germinación. Para especies asociadas a planicies de inundación y zonas ribereñas, las semillas pueden tolerar largos períodos de inundación. Además, algunas especies pueden presentar dormición morfológica (Baskin & Baskin 1998), donde con la imbibición durante varias semanas se logran mayores tasas de germinación (Lucas *et al* 2012).

2 OBJETIVOS

El objetivo de este estudio es aportar información sobre la regeneración de algunas especies de bosque ribereño, enfocando en la fenología reproductiva de árboles, y en la germinación de semillas, a fin de tener una base de datos para seleccionar especies adecuadas para la restauración y entender el comportamiento ecológico de las mismas en su primera fase de establecimiento.

2.1. Área de estudio

El Bajo Río Uruguay se caracteriza como un corredor con un mosaico de bosques, sabanas (bosque parque), arbustales, pastizales y humedales, como también sistemas agrícolas-ganaderas, plantaciones forestales y zonas urbanas y semiurbanas (**Fig. 1**). Según las capas de cobertura de suelo para 2018 de MODIS (MCD12Q1 versión 6), los ecosistemas de bosque, sabana y matorrales tienen una superficie total de 165.003 km^2, o 46.6% de la Cuenca del Rio Uruguay. La mayoría del área de la vegetación nativa leñosa es del tipo sabanas con 133.622 km^2, o 37.7% del área de la cuenca.

2.2. Fenología

Para obtener datos de fructificación de largo plazo, fue utilizada información en base de datos de Herbarios nacionales. Como antecedente, contamos con una recopilación de los datos de fructificación de 198 especies nativas, de la base de datos del libro de Brussa & Grela (2007) *Flora Arbórea del Uruguay: Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó* (Ribas

Fros 2016) con información de la fenología de las especies tanto de Rivera y Tacuarembó como también el Litoral Oeste. De las 198 especies revisados en Ribas Fros (2016) , seleccionamos 84 especies leñosas chequeadas en el Libro Plantas del bajo Río Uruguay: Árboles y arbustos, Volúmen 1 (Rodriguez et al 2018) como enfoque para este estudio. Dicha información fue resumida en gráficos circulares para cuantificar el número de especies con flores o frutos en cada mes del año calendario.

2.3. Colecta de Semillas

La colecta de semillas de especies nativas leñosas del río Uruguay fue realizada en 2019-2020. Utilizamos como guía metodológica para la colecta la Guía de manipulación de semillas forestales de la FAO (Willian 1991), Tropical Seed Manual (Vozzo 2002), como también recursos nacionales como el Protocolo para la cosecha de semillas en el bosque nativo de la Dirección General Forestal - MGAP - Uruguay (DGF 2018). Las colectas se llevaron a cabo en las áreas protegidas Montes del Queguay y Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), así como también en otras islas del Rio Uruguay (ej. Isla del Zapallo e Islas del Queguay, **Fig. 1**).

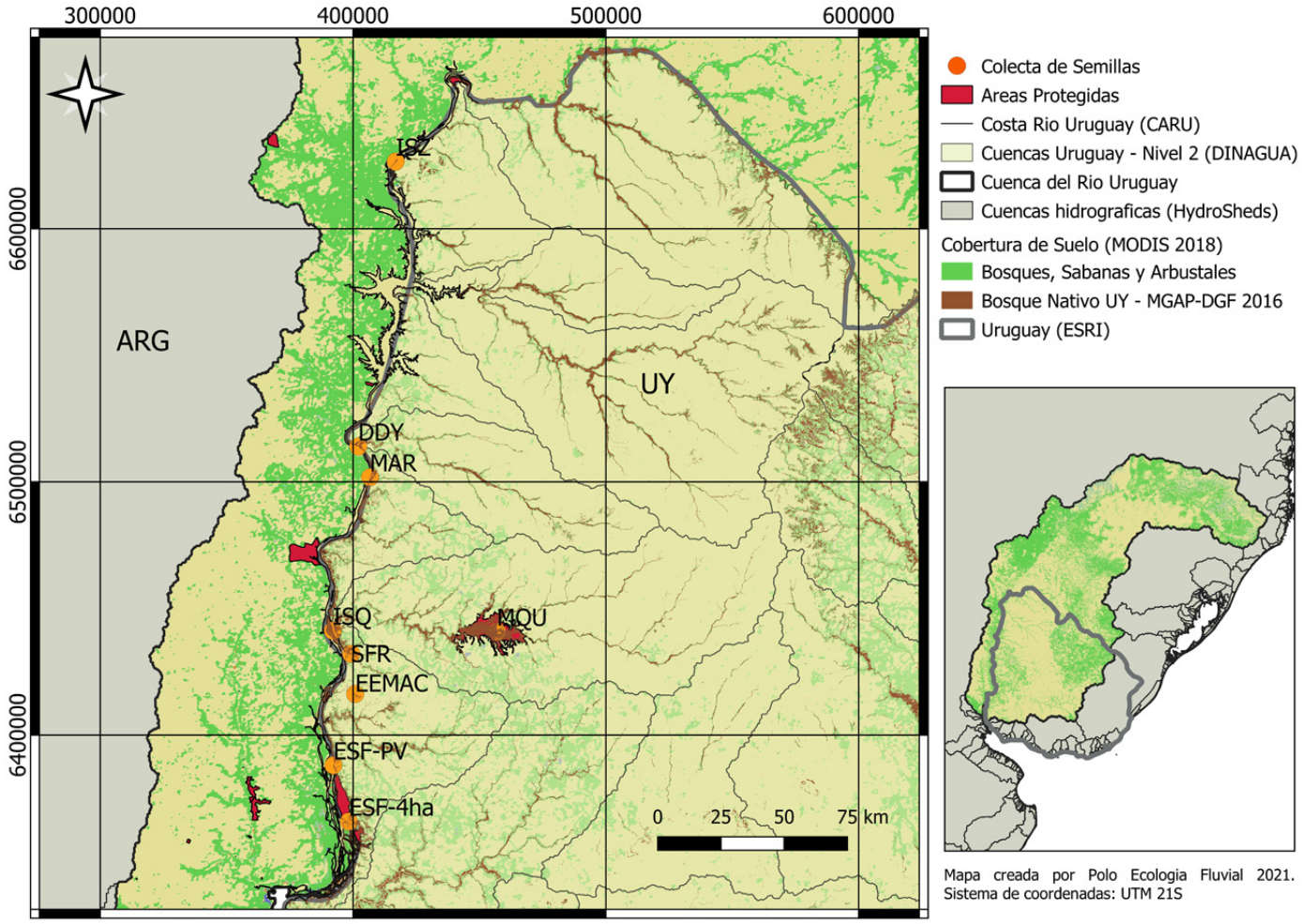

Figura 1. Mapa de sitios de colecta de semillas y observaciones de fenología *in situ* en 2019-2020, cobertura de bosques en Uruguay, y cobertura de bosques, sabanas y arbustales según MODIS Global Land Cover Classification MCD12Q1 versión 6. 2018. Áreas Protegidas de Uruguay y Argentina, ubicados en la cuenca del Rio Uruguay en rojo.

La colecta de semillas ocurrió en dos períodos, marzo-mayo 2019 y enero-mayo 2020. Las 12 especies nativas consideradas para este estudio son el conjunto total de especies de árboles y arbustos colectados en 2019-2020. Para las mismas se estableció un tamaño mínimo de muestra - N mínimo - de 50 semillas para cada una de las 12 especies leñosas (del tipo árboles y arbustos). Las especies colectadas reflejan los dos grupos más importantes en términos de número de especies leñosas en Uruguay, las mirtáceas (Familia Myrtaceae) y las leguminosas (Familia Fabaceae), así como también otras familias típicas del ambiente del este río como Combretaceae, Rubiaceae, Ebenacaeae y Sapotaceae (**Tabla 1, Fig. 2**).

Figura 2. *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán) - fruto maduro y semilla. Foto planta con frutos: Autora C. Lucas. Foto Semilla: Imágenes fotográficas de los estudiantes avanzados de la Tecnicatura en Tecnologías de la Imagen Fotográfica, tomadas en 2019.

2.4.. Germinación y morfo-fisiología de semillas y plántulas

En base a la literatura y a observaciones a campo se registraron características morfo-fisiológicas de 12 especies nativas de los bosques ribereños del Bajo Río Uruguay **(Tabla 1).** Es posible que varias especies empleen más de un mecanismo de dispersión, por ejemplo, hay especies con frutos que flotan en el agua y que se dispersan a través de ésta (hidrocoria), como también frutos que al ser consumidos por aves o peces dispersan sus semillas (zoocoria). Los atributos morfo-fisiológicos de las semillas y plántulas fueron evaluados en el laboratorio del Polo Ecología Fluvial con sede en la EEMAC, Paysandú. Se midió el largo y ancho de cada semilla con un calibre digital y la biomasa húmeda en una balanza con precisión 0.001 g. Luego de la germinación fueron observados el tipo de cotiledones (epígea o hipógea; foliares o de reserva).

Se evaluaron métodos para germinar semillas con dificultades de germinación. Dado su adaptación a suelos húmedos con periodos de inundación, se aplicaron tratamientos de imbibición, de inmersión de semillas en agua de la canilla de la EEMAC, dejando las semillas en agua por periodos de 1 hasta 11 semanas. Luego del período designado de imbibición las semillas fueron sacadas del agua y puestas en bandejas de 10 x 20 cm con arena esterilizada a temperatura controlada (20-23°C) sin control de los niveles de humedad, pero con riego a mano cada 2-3 días. La germinación de cada especie por cada tratamiento fue monitoreada a cada 2-3 días, considerando la germinación de una semilla como la emergencia de la radícula **(Fig. 3).**

Figura 3. Germinación definida como la emersión de la radícula de la semilla, de *Myrcianthes cisplantesis* (Guayabo colorado) sobre arena esterilizada.

Las metodologías de escarificación de semillas y los tiempos prolongados de imbibición (15-32 semanas en agua) fueron utilizados para tratar especies de germinación relativamente lenta. Por ejemplo, para especies de semillas de tegumento duro, se probó el método de escarificación en ácido sulfúrico (H_2SO_4) con una concentración de 4% (Doran *et al*. 1983). Éste se aplica a semillas con una germinación favorecida por procesos como la digestión animal, ruptura de la testa de la semilla, cambio de calor abrupto, u otras condiciones que favorecen el quiebre de una dormición física. Las semillas de *Diospyros inconstans* (Caqui silvestre) fueron colocadas en un frasco de vidrio con la preparación del ácido hasta ser cubiertas completamente durante 2 horas. Luego las 100 semillas de cada especie fueron enjuagadas con abundante agua corriente durante 15 minutos y germinadas en una bandeja con arena esterilizada (Doran *et al*. 1983).

Se registraron para la germinación el T50 = número de días desde la fecha de siembra para las semillas alcanzar ≥ 50% germinación y el G_{total} que es el éxito total de germinación al final del experimento.

3. RESULTADOS Y DISCUSION

3.1. Fructificación

Del total de las 84 especies nativas con datos de fenología se observó un período de fructificacion "pico" de diciembre hasta marzo y un "pico" en floración en octubre y noviembre según se puede apreciar en la **Fig. 4.** Los estudios de fenología requieren datos de varios años, particularmente en regiones subtropicales y tropicales (Mendoza *et al*. 2017). Presentamos avances con los datos originales de este proyecto y datos de trabajos técnico-científicos anteriores para desarrollar una base de datos sobre la morfología y fisiología de las especies de interés para estudio. El monitoreo de fructificación a largo plazo se puede desarrollar a través de varias fuentes de información, inclusive estudios científicos, ciencia ciudadana y colectas botánicas. El banco de datos globales de fenología, Global Plant Phenological Data Portal (www.plantphenology.org), recopila datos de diversas fuentes para brindar una plataforma con datos georeferenciados de fenología de especies, con un énfasis en plantas de consumo humano.

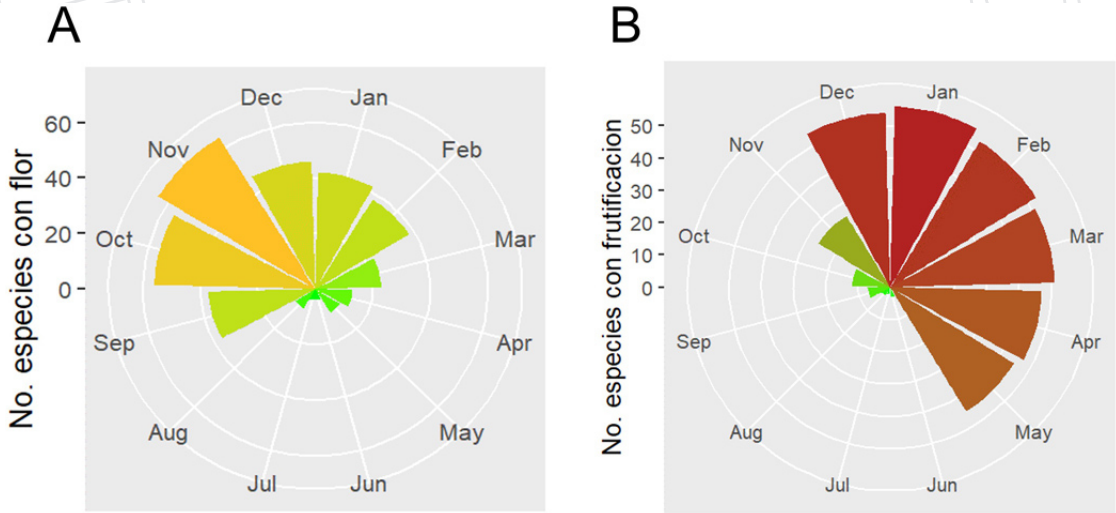

Figura 4. A escala mensual, número de especies en fructificación (izquierda) y en floración (derecha), con base en 84 especies de plantas del Bajo Río Uruguay. Datos de período de fructificación de Brussa y Grela 2007, procesada por C. Ribas, 2016, UdelaR.

En términos de biomasa y tamaño de las semillas hubo una variabilidad en biomasa húmeda entre 8 y 6140 mg (**Tabla 1**).

Tabla 1. Características morfológicas de las semillas de las especies de estudio en orden alfabético por familia y género. Biomasa húmeda (promedio y desvío estándar) y dimensiones de las semillas (Promedio del Largo y Promedio del Ancho en mm), en base a *n* = 10 semillas de cada especie. *Cotiledones verdes que cumplen el rol de fotosíntesis. Las especies sin datos de cotiledones no germinaron en el período de estudio.

Familia	*Nombre científico*	*Nombre común*	*Cotiledones*	*Biomasa húmeda (mg)*	*Largo de semilla (mm)*	*Ancho de semilla (mm)*
Combretaceae	*Terminalia australis* Cambess	*Palo* amarillo	Foliar	436 ± 39	4.36	2.55
Ebenaceae	*Diospyros inconstans* Jacq.	Caqui-silvestre	S/D	332 ± 74	12.32	6.49
Fabaceae	*Erythrina crista-galli* L.	Ceibo	Reserva	441 ± 93	13.34	6.97
Fabaceae	*Inga uraguensis* Hook. & Arn.	Inga	Reserva*	915 ± 193	16.72	9.78
Lauraceae	*Nectandra angustifolia* (Schrad.) Nees & Mart	Laurel del Rio	Reserva	807 ± 184	15.25	6.67
Myrtaceae	*Blepharocalyx salicifolius* (Kunth) O.Berg	Arrayán	Reserva**	43 ± 7	4.74	3.87
Myrtaceae	*Eugenia uniflora* O.Berg	Pitanga	Reserva	168 ± 47	7.28	5.74
Myrtaceae	*Myrcianthes cisplatensis* O.Berg	Guayabo colorado	Reserva*	181 ± 28	7.14	6.39
Myrtaceae	*Myrceugenia glaucescens* (Cambess.) D.Legrand & Kausel	Murta	Foliar	24 ± 5	5.70	4.35
Myrtaceae	*Myrrhinium atropurpureum* var. octandrum Benth.	Palo de fierro	Foliar	16 ± 3	3.67	2.98
Rubiaceae	*Cephalanthus glabratus* K. Schum	Sarandi colorado	Foliar	8 ± 2	4.56	1.81
Sapotaceae	*Pouteria salicifolia* Radlk.	Mataojo	Reserva	6145 ± 1301	27.08	17.91

*Cotiledones de reserva que presentan clorofila y que se ubican en la superficie del suelo.
**Los cotiledones de arrayán forman un tallo grueso en la base de la planta que también tiene clorofila.

3.2. Germinación de semillas bajo tratamientos de imbibición

Las tasas de germinación de las especies típicas del ecosistema bosque ribereño seleccionadas fueron variables, con un éxito total de entre 13 y 100%, lo cual puede indicar que para algunas especies no se lograron las condiciones ideales en términos de temperatura, humedad, o medio de cultivo para su germinación. En general existió una tendencia a bajar el número de días necesarios para alcanzar 50% del éxito de germinación en cuanto se aumentó el período de imbibicion, lo cual se interpreta como tasas más rápidas de germinación con períodos más largos en agua (**Fig. 5**).

Para las especies de bosques ribereños, el ciclo hidrológico puede jugar un rol importante en la primera fase de establecimiento de estas: la germinación de las semillas. Se observó que algunas de las especies en estudio no mostraron solamente tolerancia a tiempos prolongados en agua, sino que en algunos casos como el *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán) y *Eugenia uniflora* O. Berg (Pitanga), los periodos prolongados en el agua favorecieron el éxito de la germinación y/o las tasas más rápidas de germinación en comparación con las semillas expuestas al agua por sólo una semana (**Fig. 5**). Como se pudo observar con *Blepharocalyx salicifolius* (Arrayán), la misma logra una germinación mayor al 50% en casi todos los tratamientos de imbibición, menos la de 7 semanas (**Fig. 5**). Asimismo, se observaron diferentes tasas de germinación asociadas a cada tratamiento, tal es el caso de las semillas cuya tasa de germinación luego de 1, 3 o 5 semanas en agua fue más lenta que la tasa de germinación luego de 11 semanas en agua. El éxito de la germinación de *B. salicifolius* (% total) luego de 5-9 semanas fue relativamente bajo en comparación a 1 y 3 semanas. Para las especies *Eugenia uniflora, Inga uruguensis, y Mycianthes cisplatensis*, el mayor éxito de germinación ocurrió luego el tratamiento de 5 semanas de imbibición. Sin embargo, las especies *Myrceugenia glaucescens* (Murta) y *Pouteria salicifolia* (Mataojo), ambas asociadas al margen de los ríos mostraron un porcentaje de germinación mayor luego de sólo una semana en agua (**Fig. 5).**

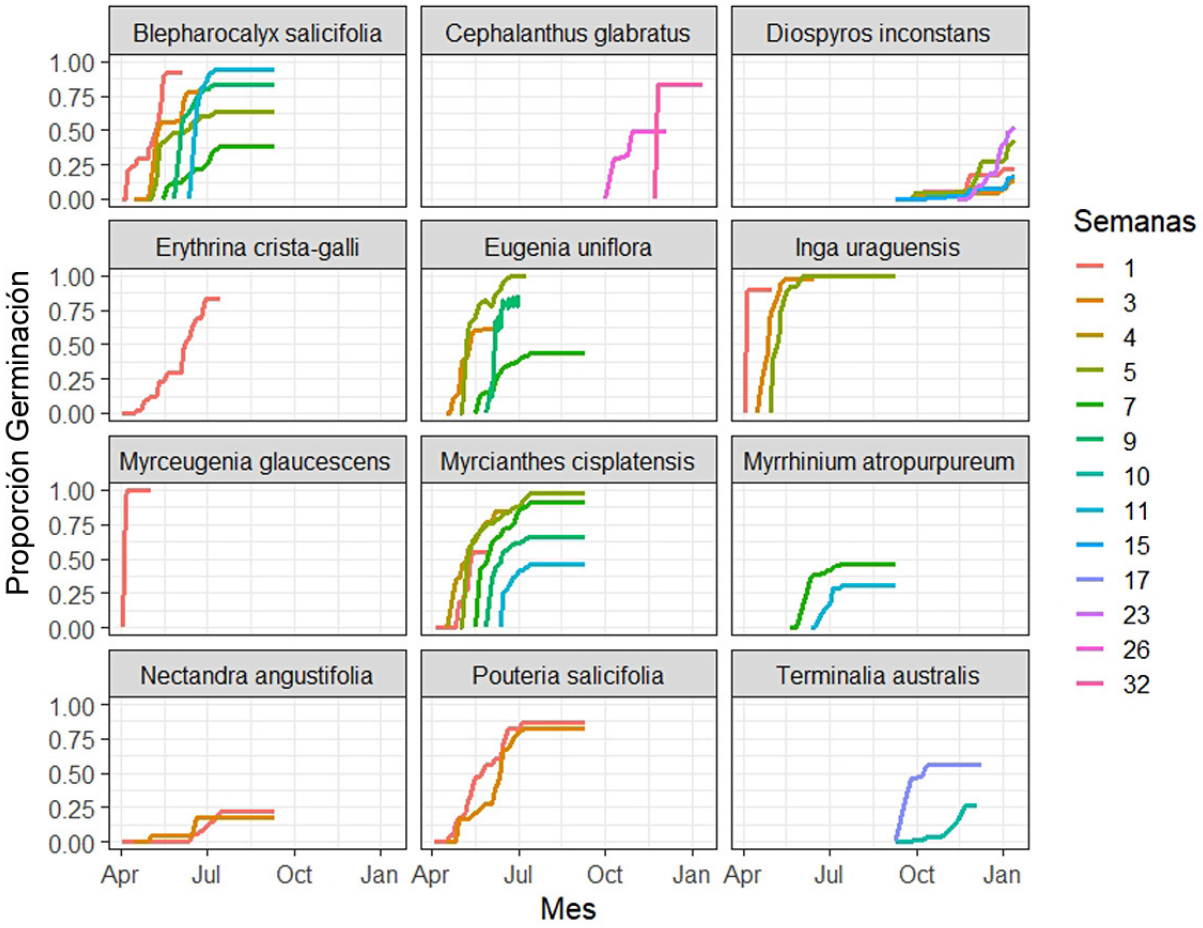

Figura 5. Germinación en proporción de semillas germinadas (entre 0 y 1) de las 12 especies del estudio durante los meses de abril 2019 a enero 2020.

Para las especies *Terminalia australis* (Palo amarillo), *Diospyros inconstans* (Caquí silvestre) y *Cephalanthus glabratus* (Sarandí colorado), debido a las bajas tasas de germinación con los tratamientos de imbibición aplicados en este proyecto, se debió dejar a estas semillas en una bandeja con agua ya que presentan un tegumento duro; luego de pasados los 4 meses en agua se observó que dichas especies comenzaron a germinar en el agua, pasando posteriormente las mismas a bandejas con arena para continuar con su desarrollo.

Los períodos de inundación del Río Uruguay registrados en el Puerto de Paysandú en 2019 tuvieron una duración máxima de 3 a 4,5 semanas. Durante la inundación, los suelos del bosque ribereño - y por ende el banco de semillas - están expuestos a condiciones anóxicas o de hipoxia. Para las especies que fructifican en verano, las inundaciones pueden presentar tanto condiciones que favorecen la germinación y la dispersión (por agua o peces frugívoros), como también condiciones que reducen la viabilidad de semillas, por su exposición durante largo período a condiciones anóxicas.

En las márgenes del Río Uruguay se colectaron frutos maduros de Sarandí colorado, *Cephalanthus glabratus* (Rubiaceae) en marzo de 2019 y se pusieron las semillas en agua limpia en abril del mismo año, a temperatura ambiente y cambiando el agua periódicamente. Luego de 5 meses en un recipiente con agua, las semillas germinaron sumergidas, a una tasa aproximada de 20%. Esta especie típicamente se reproduce por estaca, dada su facilidad de rebrotar y la baja tasa de sobrevivencia de las plántulas. Luego de germinar, la mayoría de las plántulas murieron durante los primeros dos meses. Es esperable que una especie pionera como ésta presente alta tasa de mortandad de plántulas en las primeras semanas del establecimiento luego de la germinación, sin embargo, puede ser una especie altamente sensible a la humedad del suelo en esta fase del establecimiento.

La especie *Terminalia australis* (Palo amarillo), también es una especie leñosa típica de los márgenes del río Uruguay y presentó bajas tasas de germinación por semilla en los experimentos de 1-13 semanas en agua. Se observó que es favorable colectar las semillas de esta especie dentro del agua misma en la costa del río, si es posible y guardarlas en agua por 5-6 meses durante el invierno. Esto permite que el tegumento de la semilla, que es un tejido leñoso bastante duro, se afloje y se parta en dos. Luego, salen los cotiledones foliares, envueltos entre sí y se abren desarrollando más de un centímetro de ancho.

En particular para las especies de Fabaceae se presentan situaciones distintas: en el caso de *Inga uruguensis*, manifestó mucha facilidad para la germinación, llegando a una tasa de 80-100% de germinadas en todos los 3 experimentos (1, 3 y 5 semanas en agua) (**Fig. 6**). Siendo que fueron protegidos de ataque por hormigas, las semillas mostraron alta viabilidad y tolerancia a períodos extensos de inmersión en agua, esperable para una especie característica tanto de las márgenes como de las islas del río Uruguay. Al contrario, la especie *Gleditsia amorphoides* (Corondá) que mostró una tasa muy baja de germinación luego de cinco semanas en agua, lo cual puede reflejar semillas no viables como también condiciones de temperatura o humedad inadecuadas para la germinación. *Erythrina crista-galli* (Ceibo) mostró tasas de germinación mayores a 75% luego de una semana en agua, pero no se logró un número suficiente de semillas viables para evaluar su tolerancia a periodos más largos de imbibición.

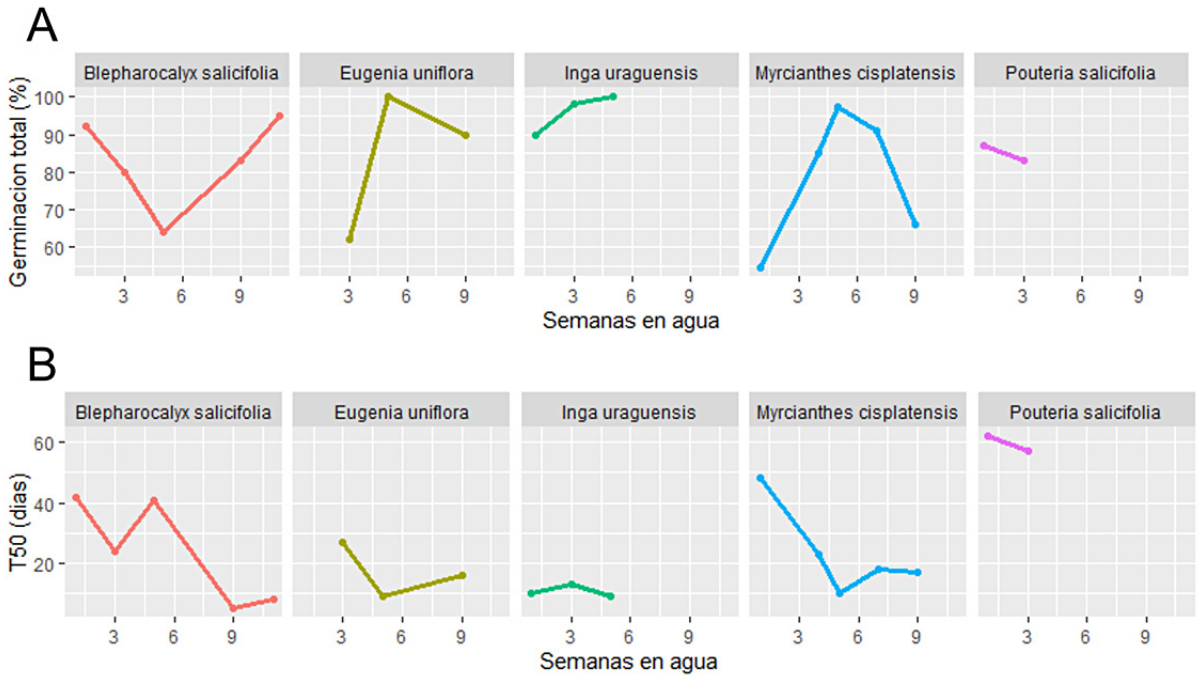

Figura 6. Tendencia de la germinación del subgrupo de cinco especies con éxito de germinación mayor al 50% (excluye especies que no llegaron a 50% germinación total). A) Tendencias en el éxito de Germinación total (%) y B) Tendencias en T50 (días) el número de días para alcanzar 50% germinación por tratamiento.

Las especies de la familia Myrtaceae, el grupo taxonómico más importante en términos de número de especies de leñosas en Uruguay, por lo general mostraron una tendencia a aumentar la tasa de germinación con más tiempo de imbibición, indicado por la declinación en número de días para alcanzar 50% germinación (**Fig. 6**). *Blepharocalyx salicifolius, Eugenia uniflora* y *Myrcianthes cisplatensis* (Arrayán, Pitanga y Guayabo colorado) todos mostraron alta tasa de germinación en los experimentos de imbibición, esperable tanto para especies características de las márgenes del río Uruguay, como el río Queguay. *Myrcianthes cisplatensis* mostró 68% de éxito de germinación luego de 9 semanas en agua. Sin embargo, las otras especies como *Myrrhinium atropurpureum* (Palo fierro) requieren más tiempo para evaluar su respuesta a la germinación en agua. Otros grupos taxonómicos del Litoral del río Uruguay fueron analizados en este estudio, pero no se presentan los resultados por haber tenido un bajo éxito de germinación.

Las especies típicas de las márgenes de los ríos muestran alta tolerancia a periodos de anoxia, y en algunos casos tiempos prolongados de inundación, de 1-5 semanas, pueden favorecer tanto la tasa como el éxito de la germinación. Por ende, no es evidente que estas especies requieran inundación para la germinación; sino que el tiempo prolongado en agua a temperatura ambiente puede ser beneficioso para la germinación al permitir A) ablandamiento de los tegumentos de semillas duras, B) absorción adecuada de agua en el endosperma y C) tasas más rápidas de germinación una vez que las semillas se liberan de las condiciones de anoxia.

4. CONSIDERACIONES GENERALES

En los ecosistemas fluviales, el régimen hidrológico es un factor principal que influye en la estructura, función y composición de las comunidades de flora y fauna asociada con estos ecosistemas (Junk *et al.*, 1989). Incluso la regeneración del bosque está altamente vinculada con los ciclos hidrológicos y la tolerancia de las especies a la inundación siendo un factor determinante de sobrevivencia y distribución espacial en la planicie de inundación asociada al río. En este estudio se observaron semillas de árboles nativos de los ecosistemas de referencia de bosques ribereños del río Uruguay altamente tolerantes a periodos de imbibición de 1 hasta 11 semanas, asimilando las condiciones anóxicas de la inundación. Se logró describir la morfo-fisología de semillas de 10 especies de árboles de bosques ribereños del río Uruguay con importancia para la restauración de dichos ecosistemas. Asimismo, se presentan resultados inéditos sobre la germinación de estas especies bajo experimentos de imbibición.

En general, las especies de la familia Myrtaceae típicas del margen del río, como *Blepharocalyx salicifolia, Myrceugenia glaucescens* y *Eugenia uniflora*, mostraron altas tasas de germinación de semillas que superaron el 75% y que dichas tasas son pocas afectadas por períodos típicos de inundación de 1-5 semanas en agua. Mientras tanto, las especies de la familia Fabaceae mostraron tasas muy variables de germinación en respuesta a la imbibición, con *Inga uraguensis*, especie característica de las islas y márgenes del río Uruguay, mostrando el éxito más alto en germinación luego los experimentos de imbibición.

Las semillas de *Pouteria salicifolia* (Mataojo) Sapotaceae, mostraron alta tolerancia a la imbibición, un resultado esperable dado su abundancia en el río y sus afluentes. Dicha especie posee semillas grandes en términos de biomasa, un recurso potencialmente importante para crecimiento vertical y el desarrollo de raíces para fijación de las márgenes del río, como también para rebrote en el caso de algún daño. El crecimiento vertical rápido es una de las potenciales estrategias de sobrevivencia de plantas en las planicies de inundación, a fines de evitar la inmersión total de la planta durante la inundación (Parolin, 2001).

Siendo ésta la década de la restauración de ecosistemas de la ONU (ONU, 2020), es importante generar información sobre la regeneración de especies objeto de la restauración del bosque ribereño. Los resultados se aplican al desarrollo del cultivo de especies nativas en el Litoral, al conocimiento general sobre las épocas de frutificacion y colecta de semilla, y al desarrollo y difusión de técnicas de germinación adecuados para especies de suelos húmedos y ambientes ribereños en Uruguay.

5. AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el Convenio Específico CARU - CENUR Litoral Norte en el marco del Proyecto "Ecología de la regeneración de especies leñosas nativas del Litoral y su aplicación a la restauración de zonas ribereñas" entre 2019 y 2021. La colecta de semillas se hizo en colaboración con la CARU, Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) y la Dirección General Forestal del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) en Uruguay.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarez-Clare, S. & Kitajima, K. 2009. Susceptibility of tree seedlings to biotic and abiotic hazards in the understory of a moist tropical forest in Panama. *Biotropica*, 41, 47-56.

Baeza, S. & Paruelo, J.M. 2020. Land Use/Land Cover Change (2000–2014) in the Rio de la Plata Grasslands: An Analysis Based on MODIS NDVI Time Series. *Remote Sensing*, 12, 381.

Baskin, C.C. & Baskin, J.M. 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego, CA.

Boggiano, P. 2010. Pasturas del monte de parque en el litoral oeste. http://www.guayubira.org.uy/monte/seminario2010/Boggiano-pasturas.pdf.

Brussa, C.A. & Grela, I.A. 2007. *Flora Arbórea del Uruguay: Con énfasis en las especies de Rivera y Tacuarembó*. COFUSA, Montevideo.

Canham, C.D. & Murphy, L. 2016. The demography of tree species response to climate: seedling recruitment and survival. *Ecosphere*, 7, e01424.

CARU Flora, 2018. Aplicación para el reconocimiento de plantas del bajo Río Uruguay para celulares.

Chapman, C.A., Chapman, L.J., Struhsaker, T.T., Zanne, A.E., Clark, C.J. & Poulsen, J.R. 2005. A long-term evaluation of fruiting phenology: importance of climate change. *Journal of Tropical Ecology*, 21, 31-45.

Curran, L. & Leighton, M. 2000. Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast□fruiting Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*, 70, 101-128.

Denny, E.G., Gerst, K.L., Miller-Rushing, A.J., Tierney, G.L., Crimmins, T.M., Enquist, C.A. *et al.* 2014. Standardized phenology monitoring methods to track plant and animal activity for science and resource management applications. *International journal of biometeorology*, 58, 591-601.

Detto, M., Wright, S.J., Calderón, O. & Muller-Landau, H.C. 2018. Resource acquisition and reproductive strategies of tropical forest in response to the El Niño–Southern Oscillation. *Nature communications*, 9, 1-8.

DGF, 2018. Protocolo para la cosecha de semillas en el bosque nativo. https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/protocolo-para-cosecha-semillas-bosque-nativo. (ed. MGAP).

Downing, J.A., Cole, J.J., Duarte, C., Middelburg, J.J., Melack, J.M., Prairie, Y.T. *et al.* 2012. Global abundance and size distribution of streams and rivers. *Inland waters*, 2, 229-236.

Fagundes, N.C.A., Braga, L.d.L., Silva, W.A., Coutinho, C.A., Neves, W.V., Souza, R.A.d. *et al.* 2018. Survival of Saplings in Recovery of Riparian Vegetation of Pandeiros River (MG). *Floresta e Ambiente*, 25.

FAO, 2010. FAO Forestry Paper: Global Forest Resources Assessment. FAO Rome, p. 340.

Fernandez, R.D., Ceballos, S.J., Malizia, A. & Aragón, R. 2017. Gleditsia triacanthos (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany*, 65, 203-213.

Fracassi, N. & Furman, C. 2017. Guía de campo para la restauración del bosque ribereño en el Delta del Paraná. Ediciones INTA., p. 16

Frioni, L., Minasian, H. & Volfovicz, R. 1999. Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. *Forest Ecology and Management*, 115, 41-47.

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J. *et al*. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.

Gonzalez-Vainer, P., Morelli, E. & Defeo, O. 2012. Differences in Coprophilous Beetle Communities Structure in Sierra de Minas (Uruguay): a Mosaic Landscape. *Neotrop. Entomol.*, 41, 366-374.

Goulding, M. 1985. Forest fishes of the Amazon. In: *Key Environments: Amazonia* (eds. Prance, GT & Lovejoy, TE). Pergamon Press Oxford, pp. 267-276.

Horton, J.L. & Clark, J.L. 2001. Water table decline alters growth and survival of Salix gooddingii and Tamarix chinensis seedlings. *Forest ecology and management*, 140, 239-247.

Kozlowski, T.T. 1984. Plant responses to flooding of soil. *Bioscience*, 34, 162-167.

Kozlowski, T.T. 2002. Physiological-ecological impacts of flooding on riparian forest ecosystems. *Wetlands*, 22, 550-561.

Le, H.D., Smith, C., Herbohn, J. & Harrison, S. 2012. More than just trees: assessing reforestation success in tropical developing countries. *Journal of Rural Studies*, 28, 5-19.

Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. & Simpson, R.S. 2008. *Seedling ecology and evolution*. Cambridge University Press.

Lehner, B. & Grill, G. 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. . *Hydrological Processes*, 25, 2171–2186.

Lowe, W.H. & Likens, G.E. 2005. Moving headwater streams to the head of the class. *BioScience*, 55, 196-197.

Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M. *et al.* 1997. Water quality functions of Riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management*, 21, 687-712.

Lucas, C.M., Sheikh, P., Gagnon, P.R. & McGrath, D.G. 2016. How livestock and flooding mediate the ecological integrity of working forests in Amazon River floodplains. *Ecological Applications*, 26, 190-202.

Lucas, C.M., Mekdeçe, F., Nascimento, C.M., Holanda, A.S.S., Braga, J., Dias, S., Sousa, S., Rosa, P.S. and Suemitsu, C., 2012. Effects of short-term and prolonged saturation on seed germination of Amazonian floodplain forest species. *Aquatic Botany*, *99*, pp.49-55.

Lucas, C.M. 2008. Within Flood Season Variation in Fruit Consumption and Seed Dispersal by Two Characin Fishes of the Amazon. *Biotropica*, 40, 581–589.

MacKenzie, C.M., Primack, R.B. & Miller□Rushing, A.J. 2019. Trails□as□transects: phenology monitoring across heterogeneous microclimates in Acadia National Park, Maine. *Ecosphere*, 10.

Magdaleno, F. & Martinez, R. 2014. Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the Riparian Forest Evaluation (RFV) index. *For. Syst.*, 23, 259-272.

Marshall, E.J.R. & Moonen, A.C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89, 5-21.

Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D. & Canfield, T.J. 2007. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1172-1180.

Modernel, P., Rossing, W.A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. & Tittonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11, 113002.

Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N. & Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 147-163.

Munné, A., Solá, C. & Prat, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175, 20-37.

Naiman, R.J. & Decamps, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 621-658.

O'Mara, F.P. 2012. The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of botany*, 110, 1263-1270.

ONU. 2020. https://www.decadeonrestoration.org/es

Oliveira, A.C.B., Martinelli, L.A., Moreira, M.Z., Soares, M.G.M. & Cyrino, J.E.P. 2006. Seasonality of energy sources of *Colossoma macropomum* in a floodplain lake in the Amazon - Lake Camaleão, Amazonas, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 13, 135-142.

Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshw. Biol.*, 29, 243-258.

Ostfeld, R.S. & Keesing, F. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 15, 232-237.

Parkyn, S.M., Davies□Colley, R.J., Halliday, N.J., Costley, K.J. & Croker, G.F. 2003. Planted riparian buffer zones in New Zealand: do they live up to expectations? *Restoration ecology*, 11, 436-447.

Parolin, P. 2001. Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees. *Oecologia*, 128, 326-335.

Pinay, G., Roques, L. & Fabre, A. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian forest. *J. Appl. Ecol.*, 30, 581-591.

Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G. & Willmer, P. 2003. Linking

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84, 2628-2642.

Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar. Freshw. Res.*, 54, 1-16.

Ribas Fros., C. 2016. Fenología de especies nativas de Bosque Ribereño para Rivera y Tacuarembó. In: *Instituto de Gestión Agropecuaria - Tacuarembó*. Universidad Catolica del Uruguay.

Rodriguez, E., Aceñolaza, P., Picasso, G. & Gago, J. 2018. *Plantas del bajo Río Uruguay: Arboles y arbustos., Volumen 1* – 1º Ed. – 310 p. Comision Administradora del Rio Uruguay - CARU. Montevideo. Disponible al publico: https://www.caru.org.uy/web/wp-content/uploads/2018/11/Libro_plantas_del_bajo_rio_uruguay_VERSION-DIGITAL.pdf

Wright, S.J., Carrasco, C., Calderon, O. & Paton, S. 1999. The El Niño Southern Oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology*, 80, 1632-1647.

Sosa, B., Romero, D., Fernández, G. & Achkar, M. 2018. Spatial analysis to identify invasion colonization strategies and management priorities in riparian ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 411, 195-202.

Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J. *et al.* 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 14132-14137.

Sweeney, B.W. & Czapka, S.J. 2004. Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management*, 192, 361-373.

Templ, B., Koch, E., Bolmgren, K., Ungersböck, M., Paul, A., Scheifinger, H. *et al.* 2018. Pan European Phenological database (PEP725): a single point of access for European data. *International Journal of Biometeorology*, 62, 1109-1113.

Thomas, P. 2013. Araucaria angustifolia. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32975A2829141. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32975A2829141.en. Downloaded on 10 July 2020.

Tierney, G.L., Faber-Langendoen, D., Mitchell, B.R., Shriver, W.G. & Gibbs, J.P. 2009. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 308-316.

Toranza, C., Lucas, C. & Ceroni, M. 2019. Spatial Distribution and Tree Cover of Hillside and Ravine Forests in Uruguay: the Challenges of Mapping Patchy Ecosystems. *Agrociencia Uruguay*, 23, 135-146.

Trabucco, A., Zomer, R.J., Bossio, D.A., van Straaten, O. & Verchot, L.V. 2008. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: a global analysis of hydrologic impacts with four case studies. *Agriculture, ecosystems & environment*, 126, 81-97.

van Breugel, M., Hall, J.S., Craven, D.J., Gregoire, T.G., Park, A., Dent, D.H. *et al.* 2011. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. *Forest Ecology and Management*, 261, 1580-1589.

Vargas, O. 2007. *Guía Metodológica para la Restauración Ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia.

Vozzo, J.A. 2002. *Tropical tree seed manual*. US Department of Agriculture, Forest Service.

Warren, D.R., Bernhardt, E.S., Hall Jr, R.O. & Likens, G.E. 2007. Forest age, wood and nutrient dynamics in headwater streams of the Hubbard Brook Experimental Forest, NH. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32, 1154-1163.

Willian, R. 1991. Guía para la manipulación de semillas forestales. FAO.

Wohl, E. 2017. Connectivity in rivers. *Progress in Physical Geography*, 41, 345-362.

Wright, S.J., Carrasco, C., Calderon, O. & Paton, S. 1999. The El Niño Southern Oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology*, 80, 1632-1647.