



SUPERVIVENCIA DE ESPECIES DE PLANTAS EN BOSQUES ESTACIONALMENTE INUNDABLES EN LA AMAZONÍA PERUANA

Gerardo R. FLORES LLAMPAZO ^{1,*}, Elvis PAREDES DÁVILA¹, Rosario DEL ÁGUILA CHAVEZ¹, Nallarett DÁVILA CARDOZO¹, Ander DÁVILA DÍAZ¹, Dennis DEL CASTILLO TORRES¹

¹ Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana – IIAP, Dirección de Investigación en Manejo Integral del Bosque y Servicios Ecosistémicos, Av. Abelardo Quiñones Km 2.5, San Juan, Loreto, Perú.

* Correo electrónico: gerardo.rfl@gmail.com

RESUMEN

La supervivencia de especies en un bosque estacionalmente inundable abre paso a entender mejor las estrategias para fines de conservación y restauración ecológica. Este trabajo reporta especies tolerantes a áreas inundables, mediante la evaluación de supervivencia de especies sembradas para la restauración del bosque. De las diecisiete especies estudiadas, cinco mostraron alto potencial para ser utilizados en trabajos de restauración de bosques estacionalmente inundables. En general, las especies de *P. munguba*, *C. tapia*, *H. crepitans*, *S. reticulata* y *M. dubia* tuvieron un porcentaje de supervivencia mayor de 50%. Destacando *S. reticulata* que presentó mayor supervivencia con 91,1% en condiciones sin sumergencia. Sin embargo, *C. tapia* (65,6%) y *M. dubia* (52,8%) toleran mayor sumergencia. La supervivencia de plantas está directamente relacionada con las características de adaptación a periodos y niveles de inundación, lo que se ve condicionada también por la heterogénea microtopografía propias de los bosques inundables amazónicos.

PALABRAS CLAVE: bosques inundables, restauración ecológica, conservación, sumergencia

SURVIVAL OF PLANTS SPECIES IN SEASONALLY FLOODED FORESTS OF THE PERUVIAN AMAZONIA

ABSTRACT

The survival of species in a seasonally flooded forest leads to a better understanding of strategies for conservation and ecological restoration. This paper reports species tolerant to flooded areas by evaluating the survival of species planted for forest restoration. Of the seventeen species studied, five showed high potential for use in seasonally flooded forest restoration. In general, the species *P. munguba*, *C. tapia*, *H. crepitans*, *S. reticulata* and *M. dubia* had a survival rate higher than 50%. *S. reticulata* had the highest survival with 91,1% in non-submergence conditions. However, *C. tapia* (65,6%) and *M. dubia* (52,8%) tolerated greater submergence. The survival of plants is directly related to characteristics of adaptation to periods and levels of flooding, which is also conditioned by the heterogeneous microtopography of Amazonian flooded forests.

KEYWORDS: flooded forest, ecology restoration, conservation, submergence

INTRODUCCIÓN

La supervivencia de especies frente al dinámico régimen hidrológico de un bosque estacionalmente inundable abre paso a entender los patrones de revegetación que aportarían a desarrollar estrategias de restauración ecológica. Esto, contribuye a la restauración ecológica en su impulso a la conservación de la biodiversidad, a la resiliencia al cambio climático, al recurso alimentario y de salud, de esta manera, también contribuye a los servicios ecosistémicos (Bullock *et al.*, 2011).

En la Amazonía Peruana se han identificado 519 mil ha para restaurar (Mamani *et al.*, 2019) y Loreto es uno de los departamentos priorizados para la restauración de sus paisajes, con un total de 257,007.3 ha (Román *et al.*, 2018). Es así que la restauración es una prioridad en la agenda nacional y Loreto es un ámbito ejecutor oportuno. La restauración es una actividad que se está ejecutando en 11 ecorregiones terrestres de Perú (SERFOR, 2018).

Los bosques estacionalmente inundables son áreas que comprenden ambientes acuáticos y terrestres, albergando una diversidad de especies arbóreas adaptadas a la inundación en distintos niveles de tolerancia según el tipo de bosque inundable (Junk *et al.*, 1989; Junk *et al.*, 2011; Wittmann & Junk 2003; Oliveira *et al.*, 2014). Existe un importante movimiento económico generado en estas áreas potencialmente productivas y de soporte económico para las familias ribereñas en actividades de pesca, agricultura, recursos forestales maderables y no maderables (Nebel, 2000; Álvarez & Ríos, 2009; Correa *et al.*, 2019). Las variadas actividades productivas permiten el uso heterogéneo local, aprovechando la estacionalidad de la inundación todo el año.

La restauración en bosques estacionalmente inundable crea una oportunidad de generar un

bienestar ecológico. El principal reto es entender el rol de factores como la sedimentación, heterogeneidad topográfica, velocidad y permanencia del agua e interacción entre las dos estacionalidades que interviene en la adaptación de las plantas (Zedler, 2000; Ferreira *et al.*, 2010; Damasceno-Junior *et al.*, 2004; Girard *et al.*, 2009; Bao *et al.*, 2018; Arias *et al.*, 2016). En consecuencia, es necesario generar información acerca de especies con mecanismo de adaptación a la sumersión, nivel y periodo de inundación como propuestas para metodologías viables de restauración ecológica.

En este sentido el objetivo del presente estudio fue determinar la supervivencia de plántulas sembradas frente a la dinámica de inundación de un bosque estacionalmente inundable con fines de restauración ecológica.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprende una extensión de 4,02 ha ubicada en la comunidad de 7 de junio, al noreste del Perú, en el departamento de Loreto, provincia de Requena, distrito de Pui-nahua (Figura 1). El sitio de estudio está localizado en las coordenadas de 5.232058°S y 74.291598°W, con temperaturas anuales máxima de 33,8 °C, mínima de 17,3 °C y precipitaciones anuales promedio de 2392,13 mm (Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2; MERRA - 2).

Según el mapa nacional de ecosistemas del Perú el área de estudio pertenece a un bosque aluvial inundable con parche de vegetación secundaria (MINAM, 2019). Olson (2001), también la clasifica como una ecorregión de bosque inundable bajo la denominación de bosque inundable de Iquitos en el trabajo de ecorregiones terrestres del mundo.

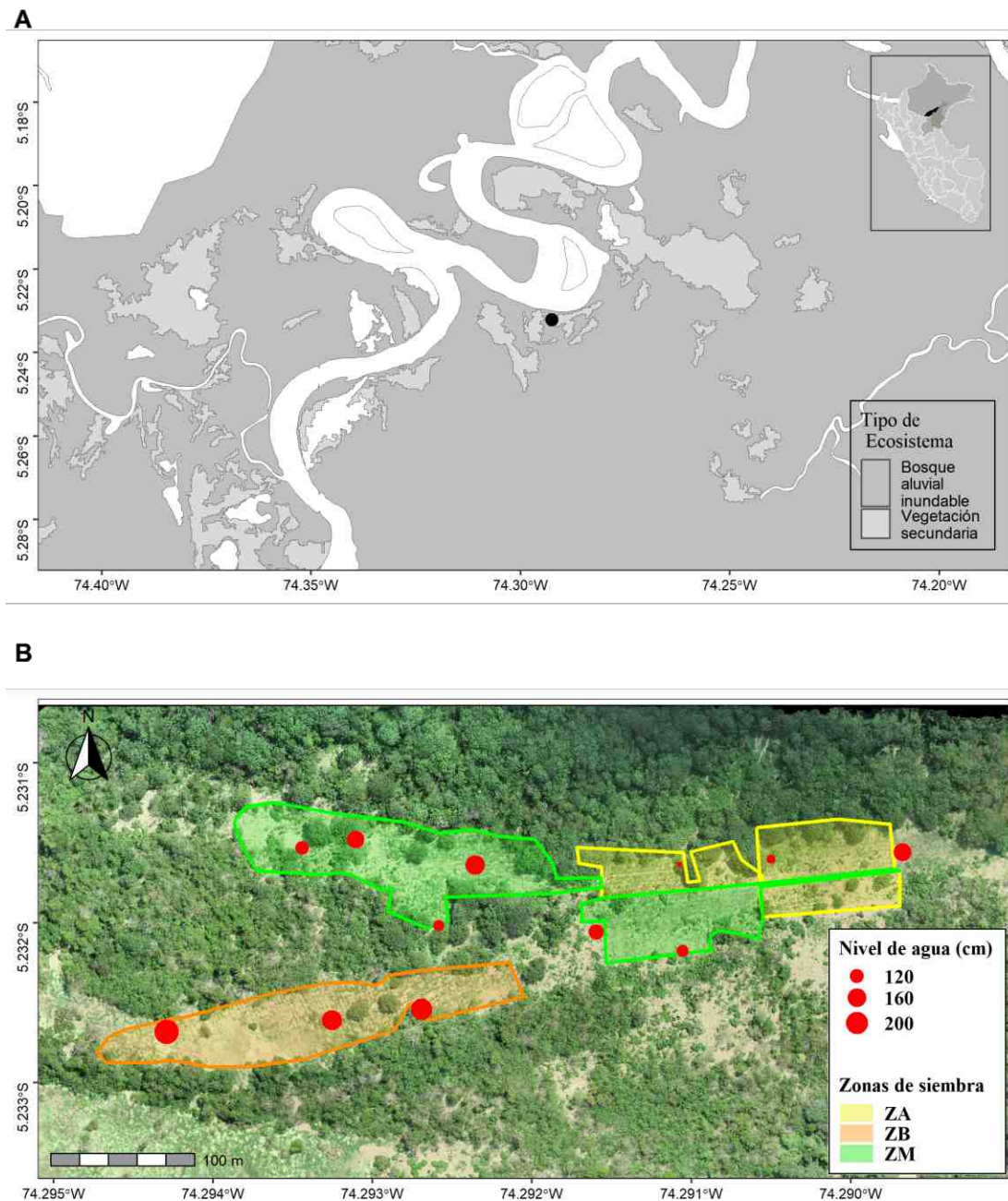


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. A. Área de estudio dentro de la clasificación del Mapa nacional de ecosistemas del Perú (MINAM, 2019), muestra el bosque aluvial inundable con parches de vegetación secundaria. B. Zonas sembradas, clasificadas en zona alta (ZA), media (ZM) y baja (ZB); y los puntos de medición del nivel de agua en el mes de abril (periodo de creciento de los ríos).

La cobertura vegetal del área está predominantemente compuesta por gramalote (*Paspalum* sp.) alcanzando una altura de 2 m de alto

en las zonas más densas con escasas plantas de porte arbóreo. La vegetación adyacente es de un bosque estacionalmente inundable con especies

de cético (*Cecropia* sp.), punga (*Pseudobombax* sp.), oje (*Ficus* sp.), amasisa (*Erythrina* sp.), *Piper* sp., y raya balsa (*Montrichardia* sp.), algunas de las especies mencionadas son excepcionalmente abundantes y forman poblaciones densas y con una mezcla de la variedad de especies.

La inundación en el área tiene distintos niveles, en zonas más elevadas tiene una altura aprox. de 1 m sobre el suelo y hasta 2,5 m en zonas más bajas durante la época de máxima creciente de los ríos.

La microtopografía del área es desnivelada con una ligera depresión avanzando hacia el centro (de norte a sur) a esto se debe los distintos niveles de inundación del agua en época de creciente de los ríos. Por lo tanto, hay zonas con mayor tiempo de permanencia de agua evidenciados en épocas de creciente y vaciante de los ríos.

ESPECIES SELECCIONADAS

Se seleccionó especies de plantas perennes y se consideró principalmente su adaptación ecológica a bosques estacionalmente inundables, luego, el potencial agroforestal, el uso medicinal, el recurso alimentario para la fauna local y la diversidad local, lo que fue determinado mediante observaciones de campo, revisiones de anteriores monitoreos en la zona y finalmente el conocimiento local. La finalidad de selección de especies es generar cobertura vegetal y valoración del área (mitigación del cambio climático, recuperación y conservación de la biodiversidad, protección del suelo, productos maderables y no maderables).

Se han seleccionado diecisiete especies, entre ellas árboles: amasisa (*Erythrina fusca*), bolaina negra (*Guazuma ulmifolia*), bolaina blanca (*Guazuma crinita*), capinurí (*Maquira coriacea*), capirona (*Calycophyllum spruceanum*),

catahua (*Hura crepitans*), cético (*Cecropia membranacea*), huimba (*Ceiba samauma*), insira (*Maclura tinctoria*), oje (*Ficus insipida*), punga (*Pseudobombax munguba*), retama (*Senna reticulata*), shimbillo (*Inga* sp.), tamara (*Crateva tapia*) y ubos (*Spondias mombin*); arbusto: camu camu (*Myrciaria dubia*); y hierba arborescente: raya balsa (*Montrichardia arborescens*).

DISEÑO DEL EXPERIMENTO

Debido a la microtopografía del terreno se ha dividido el área de siembra en tres zonas llamadas: zona baja, zona media y zona alta. Esta clasificación se ha realizado con el propósito de representar zonas con diferentes niveles de inundación a las cuales las plantas estuvieron sometidas.

La distribución de las especies a campo definitivo fue realizada por el criterio de tolerancia al agua en las tres zonas identificadas. Por lo tanto, las especies más tolerantes al agua fueron sembradas en la zona baja y se continuó este criterio de tolerancia para establecer las demás especies en la zona media y alta (Tabla 1).

Un total de 3104 plantas fueron sembradas, obtenidas de regeneración natural y semilleros adquiridos de la localidad. Las plantas de regeneración natural fueron adaptadas por un mes como mínimo antes de la siembra. El tamaño de las plantas fue entre 25 y 50 cm de altura con la finalidad de asegurar el cuidado en el traslado de plantas por la distancia y las áreas densas de bosques antes de llegar al área de siembra definitiva. La siembra fue realizada para un área de 4,02 ha con una separación de 3 x 3 m y 6 x 6 m entre los individuos y de 3, 6, 9, 12 y 24 m de separación entre las especies aplicando un marco de plantación cuadrado en orientación de Este – Oeste en los meses de noviembre y diciembre del 2021 (Tabla 1 y Figura 2).

Tabla 1. Número de plantas sembrados, distanciamiento de siembra y porcentaje de supervivencia por especies establecidos según zonas de siembra. ZA: zona alta, ZM: zona media, ZB: zona baja

Zonas	N° de especies	Nombre común	Nombre científico	Sembrado	Distanciamiento de siembra	Supervivencia	Supervivencia (%)
ZA	1	Catahua	<i>Hura crepitans</i>	47	12 x 12	28	59.6
	2	Retama	<i>Senna reticulata</i>	45	12 x 6 / 12 x 12	41	91.1
	3	Capinuri	<i>Maquira coriacea</i>	184	12 x 6 / 12 x 12	76	41.3
	4	Bolaina Negra	<i>Guazuma ulmifolia</i>	133	12 x 12	44	33.1
	5	Capirona	<i>Calycophyllum spruceanum</i>	110	12 x 6 / 12 x 12	47	42.7
	6	Huimba	<i>Ceiba samauma</i>	54	12 x 24	11	20.4
	7	Oje	<i>Ficus insipida</i>	19	12 x 24	2	10.5
	8	Shimbillo	<i>Inga sp.</i>	156	12 x 6	23	14.7
	9	Ubos	<i>Spondias mombin</i>	91	12 x 6 / 12 x 12	10	11
	10	Bolaina Blanca	<i>Guazuma crinita</i>	63	12 x 6	3	4.8
ZM	1	Punga	<i>Pseudobombax munguba</i>	369	3 x 6 / 6 x 12	285	77.2
	2	Retama	<i>Senna reticulata</i>	242	12 x 6 / 12 x 12	99	40.9
	3	Capirona	<i>Calycophyllum spruceanum</i>	116	6 x 12	11	9.2
	4	Cetico	<i>Cecropia membranacea</i>	235	6 x 12	60	25.5
	5	Oje	<i>Ficus insipida</i>	26	12 x 24	3	11.5
	6	Amasisa	<i>Erythrina fusca</i>	174	12 x 24	23	13.2
	7	Ubos	<i>Spondias mombin</i>	107	12 x 6	0	0
ZB	1	Punga	<i>Pseudobombax munguba</i>	82	9 x 12	13	15.9
	2	Tamara	<i>Crateva tapia</i>	157	6 x 6	103	65.6
	3	Camu camu	<i>Myrciaria dubia</i>	271	3 x 3	143	52.8
	4	Raya balsa	<i>Montrichardia arborescens</i>	180	3 x 6	24	13.3
	5	Insira	<i>Maclura tinctoria</i>	161	6 x 6	18	11.2
	6	Amasisa	<i>Erythrina fusca</i>	82	9 x 12	0	0

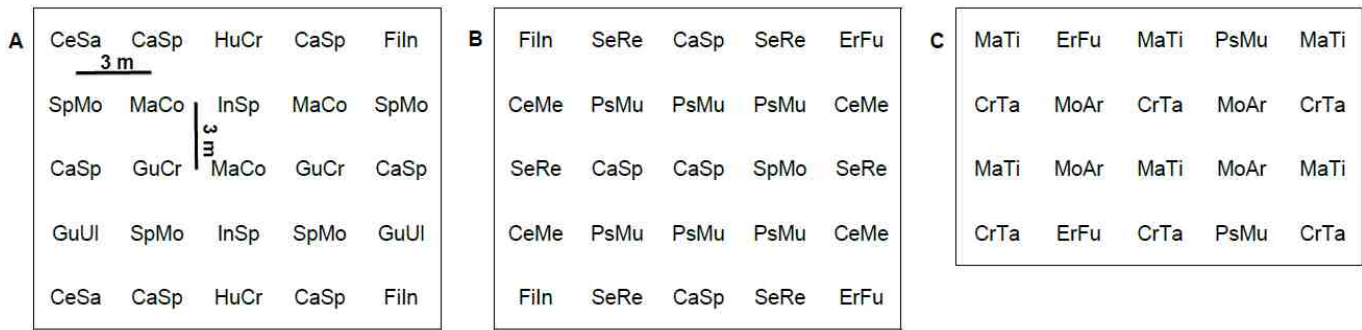


Figura 2. Distribución y combinación de especies sembradas en las zonas de siembra. A: zona alta, B: zona media y C: zona baja. SeRe: *S. reticulata*; HuCr: *H. crepitans*; CaSp: *C. spruceanum*; MaCo: *M. coriacea*; GuUl: *G. ulmifolia*; CeSa: *C. samauma*; InSp: *Inga* sp., SpMo: *S. mombin*; Filn: *F. insipida*; GuCr: *G. crinita*; PsMu: *P. munguba*; CeMe: *C. membranacea*; ErFu: *E. fusca*; MyDu: *M. dubia*; MoAr: *M. arborescens*; MaTi: *M. tinctoria* y CrTa: *C. tapia*.

DATOS AMBIENTALES

Nivel del agua *in situ*

Se realizó la medición de los niveles de inundación semanalmente durante la época de creciente de los ríos y periodos posteriores hasta la época de vaciante en tres puntos de cada zona identificada en el área de estudio desde abril a julio del 2022. La medición se realizó utilizando una varilla asegurando que el extremo de la varilla alcance el suelo mineral y luego se midió la longitud de la varilla hasta el nivel de agua en cada punto de medición.

Temperatura y precipitación

Los datos meteorológicos de temperatura y precipitación anual se obtuvieron de la página <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/> el 27 de octubre del 2022, para el periodo del año 2021. Los datos meteorológicos obtenidos en POWER Release 8 se basaron en los productos del modelo de asimilación de la Oficina de modelado y asimilación global (GMAO) de Goddard's Modern Era Retrospective - Analysis for Research and Applications (MERRA-2) y el procesamiento directo de GMAO: equipos de instrumentos (FP-IT) GEOS 5.12.4.

MEDIDAS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

La evaluación de supervivencia se realizó nueve meses posteriores a la siembra de plantas. Este criterio en tiempo de evaluación corresponde a la finalización del efecto de inundación, es decir, por las características de la dinámica de inundación específica del área. El cálculo de supervivencia se realizó mediante el conteo de individuos vivos frente a la cantidad de individuos sembrados inicialmente por especie y por zonas, el cual, fue representado en porcentaje. Para descartar muerte por efecto de siembra se realizó una evaluación de muestreo a los tres meses (febrero).

Se usó la prueba estadística del chi cuadrado de Pearson (Zar, 1996) para determinar que las diferentes zonas influyen en la supervivencia de las plantas y para el caso de las especies que fueron sembradas en dos zonas diferentes. El análisis de los datos fue realizado con el programa R v. 4.3.0 usando el paquete stats v.4.3.0 para los análisis estadísticos y el paquete graphics v. 4.3.0 para la visualización de las frecuencias de supervivencia.

RESULTADOS

SUPERVIVENCIA EN RELACIÓN A LOS NIVELES

DE INUNDACIÓN

Las diecisiete especies sembradas supervivieron: *P. munguba* (66,1%), *C. tapia* (65,6%), *H. crepitans* (59,6%), *M. dubia* (52,8%), *S. reticulata* (48,8%), *M. coriacea* (39,1%), *G. ulmifolia* (33,1%), *C. spruceanum* (25,7%), *C. membranacea* (25,5%), *C. samauma* (20,4%), *M. arborescens* (13,3%), *M. tinctoria* (11,2%), *F. insipida* (11,1%), *E. fusca* (9%), *Inga* sp. (8,3%), *S. mombin* (5,1%) y *G. crinita* (4,8%) (Figura 3).

La supervivencia por zonas, muestra que en la zona alta de las diez especies sembradas *S. reticulata* tuvo un porcentaje mayor de supervivencia de 91,1%, y de manera descendente continúa: *H. crepitans* (59,6%), *C. spruceanum* (42,7%), *M. coriacea* (41,3%), *G. ulmifolia* (33,1%), *C. samauma* (20,4%), *Inga* sp. (14,7%), *S. mombin* (11%), *F. insipida* (10,5%) y *G. crinita* (4,8%).

En la zona media de las siete especies sembradas, *P. munguba* tuvo un porcentaje supervivencia mayor de 77,2%, luego, *S. reticulata* (40,9%), *C. membranacea* (25,5%), *E. fusca* (13,2%), *F. insipida* (11,5%), *C. spruceanum* (9,5%) y *S. mombin* (0%).

En la zona baja de las seis especies, *C. tapia*

lidera la supervivencia con un 65,6%, luego, *M. dubia* (52,8%), *P. munguba* (15,9%), *M. arborescens* (13,3%), *M. tinctoria* (11,2%) y *E. fusca* (0%) (Figura 3).

El análisis de chi cuadrado demostró que en cada zona hay diferencia significativa para la supervivencia entre las especies ($p < .000$) y el gráfico de mosaico representa las principales especies que supervivieron por la tonalidad de color para cada zona: *S. reticulata* (ZA); *P. munguba* (ZM); *C. tapia* y *M. dubia* (ZB) (Figura 4). Para el caso de las especies que se sembraron en dos zonas distintas (*S. reticulata*, *P. munguba*, *C. spruceanum*, *E. fusca*, *F. insipida* y *S. mombin*) la dinámica de inundación por la microtopografía de las zonas influye en la supervivencia de cinco especies (Tabla 2).

La dinámica de inundación según las zonas tuvo características distintas en altura de inundación y tiempo de permanencia del agua debido a la microtopografía del área. En la zona alta la máxima altura de inundación alcanzó 1,02 m con 42 días de inundación. En la zona media tuvo una altura de 1,74 m con 64 días de inundación. En la zona baja tuvo 2,42 m de altura de inundación con 87 días de inundación.

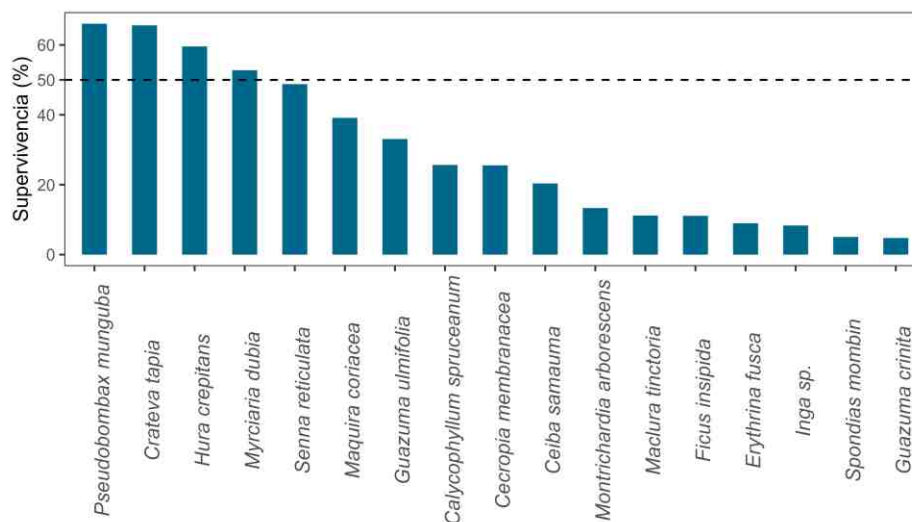


Figura 3. Supervivencia de las diecisiete especies sembradas en bosques inundables a nivel de comunidad

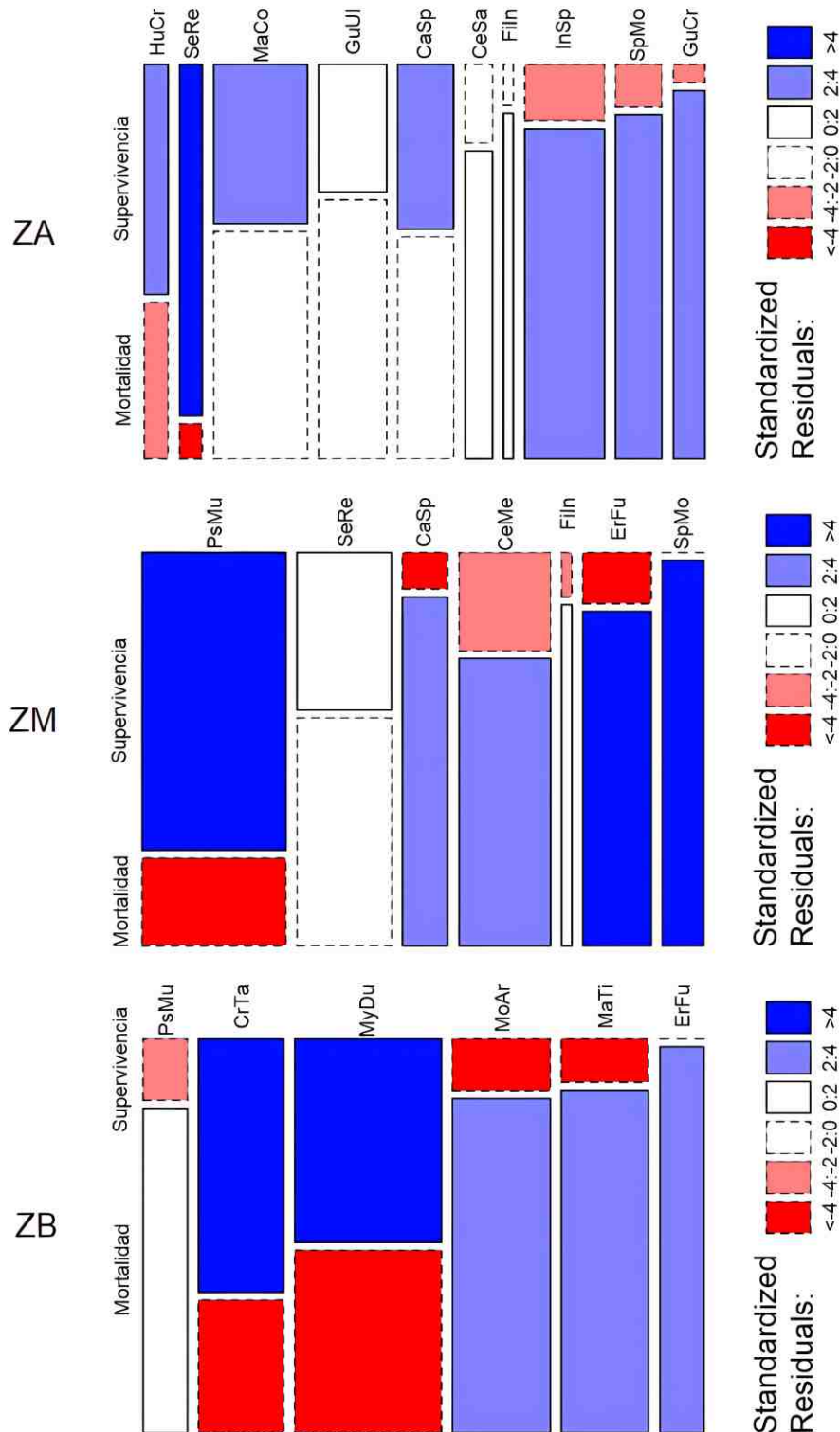


Figura 4. Supervivencia de las diecisiete especies sembradas clasificadas según zona: zona alta (ZA), zona media (ZM) y zona baja (ZB). SeRe: *S. reticulata*; HuCr: *H. crepitans*; CaSp: *C. spruceanum*; MaCo: *M. coriacea*; GuUl: *G. ulmifolia*; CeSa: *C. samauma*; InSp: *Inga* sp., SpMo: *S. mombin*; Filn: *F. insipida*; GuCr: *G. crinita*; PsMu: *P. munguba*; CeMe: *C. membranacea*; ErFu: *E. fusca*; MyDu: *M. dubia*; MoAr: *M. arborescens*; MaTi: *M. tinctoria* y CrTa: *C. tapia*.

Tabla 2. Prueba de chi cuadrado de Pearson de supervivencia de las especies sembradas en dos zonas de siembra diferentes

N°	Nombre científico	Zonas		p
1	<i>Calycophyllum spruceanum</i>	ZA (n=47)	ZM (n=11)	0,000*
2	<i>Erythrina fusca</i>	ZB (n=0)	ZM (n=23)	0,001*
3	<i>Ficus insipida</i>	ZA (n=2)	ZM (n=3)	1
4	<i>Pseudobombax munguba</i>	ZB (n=13)	ZM (n=285)	0,000*
5	<i>Senna reticulata</i>	ZA (n=41)	ZM (n=99)	0,000*
6	<i>Spondias mombin</i>	ZA (n=10)	ZM (n=0)	0,001*

DISCUSIÓN

SUPERVIVENCIA DE PLANTAS EN RELACIÓN A LOS NIVELES DE INUNDACIÓN

La heterogénea microtopografía de la superficie del terreno genera zonas con diferentes niveles y períodos de inundación durante la época de creciente de los ríos. El éxito de supervivencia de las plantas en este bosque estacionalmente inundable se debe a los mecanismos de tolerancia de la especie frente a la dinámica de inundación (Ferreira *et al.*, 2010) y a las estrategias adaptativas de las plantas a otras presiones ambientales (Oliveira *et al.*, 2014). De esta manera, se observa un comportamiento de supervivencia distinta de individuos de la misma especie frente a condiciones de sumersión, nivel y periodo de inundación que caracteriza a cada zona de siembra como es el caso de *S. reticulata*, *P. munguba* y *C. spruceanum* (Figura 4 y Tabla 2).

S. reticulata tiene antecedentes de buenos resultados en actividades de restauración (Garate-Quispe *et al.*, 2021). El rápido crecimiento, la alta tolerancia a condiciones de inundación sin sumergencia y su capacidad de colonizar en áreas abiertas o pastizales son características ventajosas (Parolin 1998, 1999, 2001a, 2005; Parolin *et al.*, 2002). La previa identificación del

nivel de inundación para la siembra es un criterio crucial, de esta manera, la supervivencia se duplica cuando es sembrada en áreas de menor nivel y periodo de inundación (Figura 4 y Tabla 2), debido a la menor exposición a la sumersión de los individuos (Parolin 2001a).

P. munguba es una especie pionera que comúnmente se encuentra a lo largo de la gradiente de inundación en el bosque estacionalmente inundable de la Amazonía (Encarnación, 1993; Kalliola *et al.*, 1993; Junk *et al.*, 2015). A nivel de comunidad lidera la supervivencia en espacios abiertos en bosques que inunda hasta los 2,42 m a pesar de la sumersión en la época de creciente de los ríos. Sin embargo, *P. munguba* responde mejor a condiciones de niveles de inundación menor y menos prolongado (Figura 4 y Tabla 2), de esta manera, en la zona media tiene una supervivencia mayor (77,2%) en comparación a la zona baja (15,9%). El nivel y periodo de inundación es un factor clave para el desarrollo de la especie (Damasceno-Junior, *et al.*, 2004). Adicionalmente, durante el inicio de la época de vaciante se observó que los individuos en sumersión estaban defoliados o con hojas nuevas y antes de finalizar la vaciante desarrollaron más hojas nuevas (Parolin, 2001b). Para este estudio, *P. munguba* presenta cierta tolerancia a la sumersión (~ < 1 m.) aunque no es óptimo por la notable mortalidad

comparativa en condiciones de mayor sumersión ($\sim > 1.5$ m) y periodo de inundación (Melo *et al.*, 2015).

C. tapia se encuentra adaptada en zona de inundación de la Amazonía (Kalliola *et al.*, 1993; Wittmann, 2012; Arias *et al.*, 2016). Entre las seis especies tolerantes a inundación sembradas en la zona baja es el que mayor supervivencia ha tenido (65,6%). La estrategia de tolerancia para este estudio está caracterizada por soportar una sumersión de $\sim > 1,6$ m sin reducción drástica de la población. En comparación con *P. munguba*, *C. tapia* se adapta mejor a condiciones de sumersión, nivel y periodo de inundación (Figura 4). No se descarta la probabilidad de una mayor respuesta de supervivencia a condiciones sin sumergencia (Melo *et al.*, 2015).

M. dubia es resistente en áreas inundables para características de la zona baja, aunque su porcentaje de supervivencia no es alto, su respuesta a la tolerancia podría ser mayor. Ha demostrado sobreponerse a partir de un estado deteriorado, es decir, sin hojas y con el fuste quebrado cercano al nivel del suelo. Esto representaría una resistencia notable y recomendable para ensayos de siembra en áreas de restauración en bosques inundables de la Amazonía Central (Scarano *et al.*, 2018).

Las estrategias adaptativas para la tolerancia de la sumersión tienen diferentes mecanismos de respuesta según la especie (Parolin, 2002). *S. reticulata* evita la sumersión mediante un rápido crecimiento mientras que *M. dubia*, *P. munguba* y *C. tapia* tienen mecanismos de tolerancia a la sumersión (Parolin, 2001b, 2002) con mejor tolerancia para *C. tapia*.

CONSIDERACIONES PARA LA SUPERVIVENCIA DE PLANTAS

Las estrategias de colonización del gramalo-

te como el crecimiento rápido (Ferreira *et al.*, 2010) es un factor que desfavorece la supervivencia de especies en las áreas abiertas. El gramalote puede alcanzar a medir los 2 m de altura y al finalizar la época de vaciante cubre por completo a las especies de menor altura en muchos casos doblando o quebrando el fuste. Debido a la amenaza del gramalote para la supervivencia de las especies mencionados anteriormente, no se descarta una mejor respuesta a la tolerancia de sumersión, nivel y periodo de inundación por parte de todas las especies sembradas mencionadas.

S. reticulata es una especie de rápida colonización con un comportamiento monodominante para una determinada área favorable, aunque esto podría representar una competencia para otras especies sembradas, hay estudios que indicaría favorecer la coexistencia luego de seis años en la diversidad para las zonas inundables (Parolin *et al.*, 2015). Adicionalmente, se reporta otras características luego de la siembra: crecimiento rápido con un incremento de hasta 1,80 m en 45 días, producción de flores y frutos a los 4 meses y regeneración natural de hasta 0,95 m de altura a los 11 meses. De esta manera, se considera que es una especie con una alta productividad en biomasa (Grandis *et al.*, 2020) en menos de un año de sembrado.

Las evaluaciones a futuro ayudarán a entender mejor los posibles escenarios de respuesta de la planta a las condiciones dinámicas de un área inundable y la coexistencia con otras especies. Aunque se puede obtener un stock de especies a considerar para siembra en lugares estacionalmente inundable de la Amazonía, la dinámica de inundación, microtopografía del terreno, el relleno de sedimentación, disponibilidad de nutrientes, áreas de vegetación cerradas y aisladas, drenaje del suelo y la interacción entre estos factores (Girard *et al.*, 2009; Arieira *et al.*, 2016; Bao *et al.*, 2018) no tienen las mismas

características en todos los bosques inundables de la Amazonía. Los datos de dinámica de inundación para este estudio se realizaron luego de la época máxima de creciente de los ríos, por lo que, la permanencia de agua para cada zona es mayor a lo presentado debido a la inundación temprana de los niveles de terreno más bajos.

En general, es limitante la supervivencia de especies sembradas en áreas de mayor profundidad de agua, el cual, tendrían un efecto negativo en abundancia y riqueza de especies por la sedimentación, condiciones anóxicas y permanencia de agua (Damasceno-Junior *et al.*, 2004; Bao *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

Las especies de *P. munguba*, *C. tapia*, *H. crepitans*, *M. dubia* y *S. reticulata* tienen un alto potencial para restauración en términos de supervivencia para bosques estacionalmente inundables.

S. reticulata tiene una mejor respuesta en desarrollo en zonas sin sumergencia, de preferencia que el nivel de inundación no supere el 1,2 m y sembró realizado 2 meses antes del inicio de la inundación con al menos 30 cm de altura. En terrenos más bajos con nivel de inundación de hasta 2,4 m, *C. tapia* puede establecerse y *P. munguba* tiene una mejor adaptación en condiciones intermedias de las dos especies mencionadas anteriormente.

El criterio para la restauración de bosques estacionalmente inundable es identificar las áreas que sumergen, nivel y periodo de inundación según los mecanismos de tolerancia de las especies a sembrar. La clasificación previamente realizada de las zonas de siembra contribuyó a entender la adaptación en términos de supervivencia de especies frente a la dinámica de inundación y condiciones heterogéneas espaciales del área. La identificación de un factor li-

mitante que desfavorece el desarrollo de las plantas sembradas, distintos a los mecanismos de tolerancia propias de las especies, son las especies competidoras presentes en el área. Finalmente, este trabajo es un aporte para reforzar los criterios a considerar en estrategias de restauración ecológica para bosques estacionalmente inundables.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el apoyo de Petrotal Perú S.R.L. en el marco del convenio con el IAP. De igual manera agradecemos también el apoyo del personal local de la comunidad 7 de junio.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los datos meteorológicos usados en este estudio son de libre acceso obtenidos de la página <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/> el 27 de octubre del 2022, del National Aeronautics and Space Administration (NASA) Langley Research Center (LaRC) Prediction of Worldwide Energy Resource (POWER) Project financiado a través del NASA Earth Science/Applied Science Program.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, L.; Ríos, S. 2009. *Evaluación de la economía familiar en bosques inundables de la Amazonía peruana. Estudio de caso: Pihuicho Isla (isla Muyuy)*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. 95pp.
- Arias, M.E.; Wittmann, F.; Parolin, P.; Murray-Hudson, M.; Cochrane, T. 2016. Interactions Between Flooding and Upland Disturbance Drives Species Diversity in Large River Floodplains. *Hydrobiologia*, 814(1): 5–17. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-016->

2664-3

- Arieira, J.; Penha, J.; Nunes da Cunha, C.; Guimarães Couto, E. 2016. Ontogenetic Shifts in Habitat-Association of Tree Species in a Neotropical Wetland. *Plant and Soil*, 404 (1-2): 219–36. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-016-2844-y>
- Bao, F.; Elsey-Quirk, T.; de Assis, M.A.; Arruda, R.; Pott, A. 2018. Seasonal Flooding, Topography, and Organic Debris Interact to Influence the Emergence and Distribution of Seedlings in a Tropical Grassland. *Biotropica*, 50(4): 616–24. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12550>
- Bullock, J.M.; Aronson, J.; Newton, A.C.; Pywell, R.F.; Rey-Benayas, J.M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in ecology & evolution*, 26(10): 541-549. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Correa Da Silva, V.E.; Del Castillo Torres, D.; Inga Sánchez, H.; Paredes Davila, E.J.; Pinedo Panduro, M.; Freitas Alvarado, L. 2019. *Agroforestería familiar inundable y procesos de adaptación al medio ambiente en Loreto*. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. 168pp.
- Damasceno-Junior, G. A.; Semir, J.; dos Santos, F.A.M.; Leitão-Filho, H.F. 2004. Tree Mortality in a Riparian Forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, After an Extreme Flooding. *Acta Botanica Brasílica*, 18(4): 839–46. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0102-33062004000400014>
- Encarnación, F. 1993. El bosque y las formaciones vegetales en la llanura amazónica del Perú. *Alma Mater*, 6, 95-114.
- Ferreira, C.S.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, A. de O.; Franco, A.C. 2010. Plant Reproduction in the Central Amazonian Floodplains: Challenges and Adaptations. *AoB PLANTS 2010 (June)*. DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plq009>
- Garate-Quispe, J.S.; Canahuire-Robles, R.; Surco-Huacachi, O.; Alarcón-Aguirre, G. 2021. Desarrollo Estructural y Composición Florística Arbórea En Áreas Afectadas Por Minería Aurífera En La Amazonía Peruana: A 20 Años de Su Reforestación. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92(0): 923-437. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3437>
- Girard, P.; Fantin-Cruz, I.; de Oliveira, S.M.L.; Hamilton, S.K. 2009. Small-Scale Spatial Variation of Inundation Dynamics in a Floodplain of the Pantanal (Brazil). *Hydrobiologia*, 638(1): 223–33. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0046-9>
- Grandis, A.; Arenque-Musa, B.C.; Martins, M.C.M.; Maciel, T.O.; Simister, R.; Gómez, L.D.; Buckeridge, M.S. 2020. Senna Reticulata: A Viable Option for Bioenergy Production in the Amazonian Region. *BioEnergy Research*, 14(1): 91–105. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10176-x>
- Junk, W.J.; Barley, P.B.; Sparks R.E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110–127.
- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Schöngart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M.; Wittmann, F. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4): 623–40. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0190-7>
- Junk, W.J.; Wittmann, F.; Schöngart, J.; Piedade, M.T.F. 2015. A Classification of the Major Habitats of Amazonian Black-Water River Floodplains and a Comparison with Their White-Water Counterparts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(4): 677–93. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9412-8>
- Kalliola, R.; Puhakka, M.; Danjoy, W. 1993.

- Amazonía peruana. Vegetación húmeda tropical en el llano subandino.* Proyecto Amazónica de la Universidad de Turku y Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales. Jyväskylä, Finlandia. 256pp.
- Mamani, C.A.; Benavides, F.J.; González, C.F.B.I.; Mendoza, C.R.; Calderón, U.R.; Saavedra, M.L.E. 2019. *Restauración de Paisajes en el Perú. Sitios prioritarios y evaluación de oportunidades.* SERFOR. Lima, Perú. 71pp.
- de Melo, R.B; Franco, A.C.; Silva, C.O.; Piedade, M.T.F.; Ferreira, C.S. 2015. Seed Germination and Seedling Development in Response to Submergence in Tree Species of the Central Amazonian Floodplains. *AoB PLANTS* 7 (January). DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv041>
- MINAM. 2019. *Mapa nacional de ecosistemas del Perú: Memoria descriptiva.* MINAM. 60pp.
- Nebel, G. 2000. El uso sostenible de la tierra en los bosques de la llanura aluvial inundable Peruana: opciones, planeamiento e implementación. *Folia Amazónica*, 11(1-2), 113-138. DOI: <https://doi.org/10.24841/fa.v11i1-2.118>
- Oliveira, M.T.; Damasceno-Junior, G.A.; Pott, A.; Filho, A.C.P.; Suarez, Y.R.; Parolin, P. 2014. Regeneration of Riparian Forests of the Brazilian Pantanal Under Flood and Fire Influence. *Forest Ecology and Management*, 331(November): 256–63. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.011>
- Olson, D.M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C.; D'Amico, J.A.; Itoua, I.; Strand, H.E.; Morrison, J.C.; Loucks, C.J.; Allnutt, T.F.; Ricketts, T.H.; Kura, Y.; Lamoreux, J.F.; Wettengel, W.W.; Hedao, P.; Kassem, K.R. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51(11):933-938
- Parolin, P. 1998. Floristic composition and structure of two stands of *Senna reticulata* differing in age. *Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas*, 15(1/2), 113-128.
- Parolin, P. 1999. Growth strategies of *Senna reticulata* and *Cecropia latiloba*, two pioneer tree species of Central Amazonian floodplains. *Ökophysiologie pflanzlicher Interaktionen*, 14: 272-277.
- Parolin, P. 2001a. *Senna reticulata*, a Pioneer Tree from Amazonian Várzea Floodplains. *The Botanical Review*, 67(2): 239–54. DOI: <https://doi.org/10.1007/bf02858077>
- Parolin, P. 2001b. Morphological and Physiological Adjustments to Waterlogging and Drought in Seedlings of Amazonian Floodplain Trees. *Oecologia*, 128(3): 326–35. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420100660>
- Parolin, P. 2002. Submergence Tolerance Vs. Escape from Submergence: Two Strategies of Seedling Establishment in Amazonian Floodplains. *Environmental and Experimental Botany*, 48(2): 177–86. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0098-8472\(02\)00036-9](https://doi.org/10.1016/s0098-8472(02)00036-9)
- Parolin, P.; Oliveira, A.C.; Piedade, M.T.F.; Wittmann, F.; Junk, W.F. 2002. Pioneer Trees in Amazonian Floodplains: Three Key Species Form Monospecific Stands in Different Habitats. *Folia Geobotanica*, 37(2): 225–38. DOI: <https://doi.org/10.1007/bf02804233>
- Parolin, P. 2005. *Senna reticulata* (Willd.) HS Irwin & Barneby (Fabaceae) as "pasture killer" ("matapasto") pioneer tree in Amazonian floodplains. *Ecologia aplicada*, 4(1-2), 41-46.
- Parolin, P.; Barbosa, F.H.; da Cunha, C.N.; Ferreira, L.V. 2015. Alternative paths of succession through shrub encroachment in Amazonian floodplains. *Pesquisas Botânica*, (68), 212-225.
- Román, F.; Mamani, A.; Cruz, A.D.; Sandoval, C.; Cuesta, F. 2018. *Orientaciones Para la*

- restauración de ecosistemas forestales y otros ecosistemas de vegetación silvestre*. SERFOR. Lima, Perú. 48pp.
- Scarano, F.R.; Bozelli, R.L.; Dias, A.T.C.; Assireu, A.; Capossoli, D.J.; Assis Esteves, F. D.; Figueredo-Barros, M.P.; Souza Nunes, M.F.Q.; Roland, F.; Sansevero, J.B.B; Rajão, P.H.M.; Reis, A.; Zamith, L.R. 2018. Twenty-five years of restoration of an Igapó Forest in Central Amazonia, Brazil. En: Myster, R.W. (Ed). *Igapó (Black-water flooded forests) of the Amazon Basin*. p. 279-294.
- SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre), Bioversity - Perú; ICRAF. 2018. *Experiencias de restauración en el Perú. Lecciones aprendidas*. SERFOR. Lima, Perú. 132pp.
- Wittmann, F.; Junk, W.J. 2003. Sapling Communities in Amazonian White-Water Forests. *Journal of Biogeography*, 30(10): 1533–44. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00966.x>
- Wittmann, F. 2012. Tree species composition and diversity in Brazilian freshwater floodplains. En: Pagano, M. (Ed). *Mycorrhiza: occurrence in natural and restored environments*. p. 223-264.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rd Edition. Prentice Hall, New Jersey. 662pp.
- Zedler, J. B. 2000. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in ecology & evolution*, 15(10), 402-407. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01959-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01959-5)

Recibido: 19 de enero de 2023 **Aceptado para publicación:** 11 de mayo de 2023