



DIFERENCIAS EN LA CAPACIDAD DE INFILTRACIÓN DEL SUELO EN DOS TIPOS DE COBERTURA VEGETAL EN LA AMAZONÍA PERUANA

Jorge GARATE-QUISPE^{1,2*}, Nino BEJAR CHURA¹, Nery PILLCO SARDON¹, Marx HERRERA-MACHACA¹, Hugo DUEÑAS LINARES³

¹ Departamento de Ingeniería Forestal y Medio Ambiente, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Av. Jorge Chávez 1160, 17001 Puerto Maldonado, Perú.

² Departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias Ambientales, Universidad de Barcelona, Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, España.

³ Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios, Av. Jorge Chávez 1160, 17001 Puerto Maldonado, Perú.

* Correo electrónico: jgarate@unamad.edu.pe

RESUMEN

La rápida expansión urbana y agrícola provoca severos impactos en la capacidad de infiltración del agua en el suelo, pero estos efectos aún no han sido suficientemente investigados, especialmente en la Amazonía peruana. El estudio tuvo como objetivo comparar la capacidad y velocidad de infiltración del suelo en dos tipos de cobertura vegetal (bosque primario intervenido y pastizal) en la Amazonía peruana. La tasa de infiltración de los suelos se midió con el infiltrómetro de anillo simple; se recolectaron tres muestras en los pastizales y seis en el bosque primario. Con los valores obtenidos se construyeron las curvas de infiltración. Para evaluar las diferencias en la capacidad de infiltración entre los tipos de vegetación de cobertura, utilizamos la prueba de t-Student. Nuestros resultados muestran que la capacidad de infiltración en el bosque primario intervenido fue mayor que en el pastizal ($p \leq 0,01$, t-Student). En cuanto a las características fisicoquímicas del suelo, no encontramos diferencias significativas entre los dos tipos de cobertura evaluados. La abundancia, la riqueza de especies y la diversidad de la vegetación se asociaron positivamente con la capacidad de infiltración ($p < 0,05$). Se concluye que la capacidad de infiltración del agua del suelo en los bosques primarios es mayor que en los

pastizales. Esto tendría impactos significativos en el comportamiento hidrológico de los ecosistemas tropicales debido a la transformación de los bosques en pastizales generada por las actividades antropogénicas.

PALABRAS CLAVE: Bosque primario, infiltrómetro, pastizal, velocidad de infiltración

DIFFERENCES IN SOIL INFILTRATION CAPACITY IN TWO VEGETATION COVER TYPES IN THE PERUVIAN AMAZON

ABSTRACT

The rapid urban and agricultural expansion cause severe impacts on soil water infiltration capacity, but these effects have not yet been sufficiently investigated, especially in the Peruvian Amazon. The study aimed to analyze the variations in speed and soil infiltration in two vegetation cover types (primary intervened forest and pasture) in the Peruvian Amazon. The infiltration rate of the soil was measured using the single ring infiltrometer; three samples were collected in the pasture and six in the primary forest. With the values obtained, the infiltration curves were constructed. To evaluate differences in infiltration capacity between cover vegetation types, we used the t-Student test. Our results show that the infiltration capacity in the primary forest was greater than in the pasture ($p \leq 0,01$, t-Student test). Regarding the physicochemical characteristics of the soil, we found no significant differences between the two types of cover studied. The abundance, species richness and vegetation diversity were positively associated with the infiltration capacity ($p \leq 0,05$). We conclude that the soil water infiltration capacity in primary intervened forest is higher than in pastures. This would have significant impacts on the hydrological behavior of the tropical ecosystems due to the transformation of forests into pastures generated by anthropogenic activities.

KEYWORDS: Primary forest, infiltrometer, pasture, infiltration rate

INTRODUCCIÓN

La infiltración es el movimiento del agua de la atmósfera al suelo a través de una interfaz definible pero intangible (Surytmojo, 2014). La infiltración del agua en el suelo es un proceso importante del ciclo del agua en los ecosistemas terrestres, debido a que este influye en el balance hídrico de la vegetación, la pérdida potencial de la capa superior del suelo por erosión, la escorrentía y la recarga de las aguas subterráneas (Sun *et al.*, 2018; Ren *et al.*, 2021). Además, la capacidad de infiltración del suelo está influida por las características del suelo, las estructuras, los factores químicos y los factores biológicos (Luo *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2018; Tapia *et al.*, 2020; Bork *et al.*, 2021).

Por otro lado, la capacidad de infiltración puede ser modificada de forma rápida por las actividades antrópicas (López *et al.*, 2018). La rápida expansión urbana y agrícola ocasionan impactos severos en la capacidad de retención de agua en los suelos (Galli *et al.*, 2021; Santos *et al.*, 2021), además la actividad ganadera y los incendios forestales pueden reducir significativamente la capacidad de infiltración de los suelos (Karlin *et al.*, 2019; Fernández *et al.*, 2021).

Estudios previos han demostrado que la cobertura forestal tiene influencia significativa en la reducción de la erosión de los suelos (Ren *et al.*, 2021), la escorrentía y las inundaciones (Regüés *et al.*, 2017). Por lo que un cambio en el uso del suelo puede alterar el balance del ciclo hidrológico y afectar de forma negativa la infiltración y el escurrimiento superficial (Lozano-Trejo *et al.*, 2020). Por lo tanto, la infiltración suele ser menor en áreas sin cobertura vegetal (suelo desnudo) y en áreas agrícolas, en comparación con las de cobertura forestal (de Almeida *et al.*, 2018; Tang *et al.*, 2019). Sin embargo, en la Amazonía peruana, a nuestro conocimiento, no se ha investigado en detalle los impactos

de los cambios en la cobertura vegetal en la infiltración de los suelos. Por lo que son necesarios este tipo de estudios para comprender las implicancias de estos cambios en los ciclos hidrológicos (Galli *et al.*, 2021).

En la Amazonía peruana, específicamente en Madre de Dios, desde mediados del siglo pasado una gran extensión de bosque ha sido deforestado con fines agrícolas, ganaderos y por la minería de oro, especialmente en zonas cercanas a vías de acceso como la carretera interoceánica (Nicolau *et al.*, 2019; Tarazona & Miyasiro-López, 2020; Alarcón *et al.*, 2021). La agricultura migratoria es considerada como una de las principales fuentes de deforestación (Alarcón *et al.*, 2021), además como producto de estas actividades antrópicas en la Amazonía de Madre de Dios, se tiene pastizales abandonados que son más de 100 mil ha en los últimos 20 años (Caballero *et al.*, 2018). Estos cambios en la cobertura vegetal pueden estar afectando las propiedades del suelo en diferentes maneras.

El objetivo del presente estudio fue comparar la capacidad y velocidad de infiltración entre los dos tipos de cobertura vegetal (pastizales y bosques primarios) y analizar la relación entre la capacidad de infiltración con la abundancia, riqueza y diversidad florística en la Amazonía peruana (Madre de Dios).

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El lugar de estudio está ubicado en el sector de San Bernardo, en las coordenadas geográficas 12°44'17,18"S - 69°23'52,14"O perteneciente al distrito de Tambopata y Laberinto (Madre de Dios), al suroeste de la Amazonía peruana. La precipitación media anual y la temperatura media son 2120 mm y 25,4 °C

(Garate-Quispe *et al.*, 2020) respectivamente (considerando el período 1980-2016). El sitio de estudio presenta una estación seca (junio a setiembre (Garate-Quispe *et al.*, 2021) cuando la precipitación es menor a 100 mm.

INFILTRACIÓN

Se realizaron 6 mediciones de infiltración en bosque primario y 3 en pastizal. La tasa de infiltración se determinó utilizando un infiltrómetro de anillo simple (Sepúlveda, 1999), las dimensiones del anillo fueron de 17 cm de diámetro exterior y 20 cm de altura. El infiltrómetro se introdujo 2 cm de profundidad y se lo llenó con agua hasta un nivel de 20 cm por encima de la superficie del suelo (Figura 1). Para calcular la tasa de infiltración y la infiltración acumulada se registraron los cambios en el nivel del agua en incrementos de tiempo, hasta que la tasa de infiltración se estabilice utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa de infiltración (mm/min)} = \frac{\Delta H}{t}$$

Donde:

ΔH = Disminución en el nivel del agua en el infiltrómetro (mm) en un intervalo de tiempo determinado.

t = Tiempo de infiltración del agua en el suelo (minuto)

Los anillos se recargaron después de cada registro.

VELOCIDAD DE INFILTRACIÓN

Para el cálculo de la velocidad de infiltración se tomó en cuenta la ecuación modificada de Porta *et al.* (1994):

$$VI = \frac{V}{A \times t}$$

Donde:

VI: Velocidad de infiltración (mm/hora)

V: Volumen de agua en el infiltrómetro (m³)

A: Área interna del infiltrómetro (m²)

t: Tiempo de infiltración (hora)

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL SUELO

Se colectaron muestras del suelo en dos tipos de cobertura vegetal: bosque primario intervenido (n=6) y pastizal (n=3). El muestreo se realizó siguiendo las recomendaciones de la Guía de Muestreo de Suelos del Perú (MINAM, 2014). Cada muestra de suelo estuvo compuesta de 6 submuestras superficiales (0-20 cm) distribuidas de forma sistemática en la cercanía al punto de evaluación de la vegetación. Las muestras de suelo se caracterizaron fisicoquímicamente en el Laboratorio de Suelos y Fertilidad de la Universidad Nacional Agraria La Molina. En la caracterización fisicoquímica se consideró a: porcentaje de materia orgánica (MO), porcentaje de arena, limo, arcilla, concentraciones de fósforo, potasio y capacidad de intercambio catiónico (CIC).

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

Para el muestreo de comunidades de plantas leñosas y pastizales, se utilizó la metodología de Marco de Vigilancia de la Degradación de la Tierra (LDSF) (Vagen *et al.*, 2010), por ser menos propenso a sesgos donde las plantas no están distribuidas aleatoriamente. La metodología LDSF establece un área circular de evaluación de 1000 m² y dentro de esta

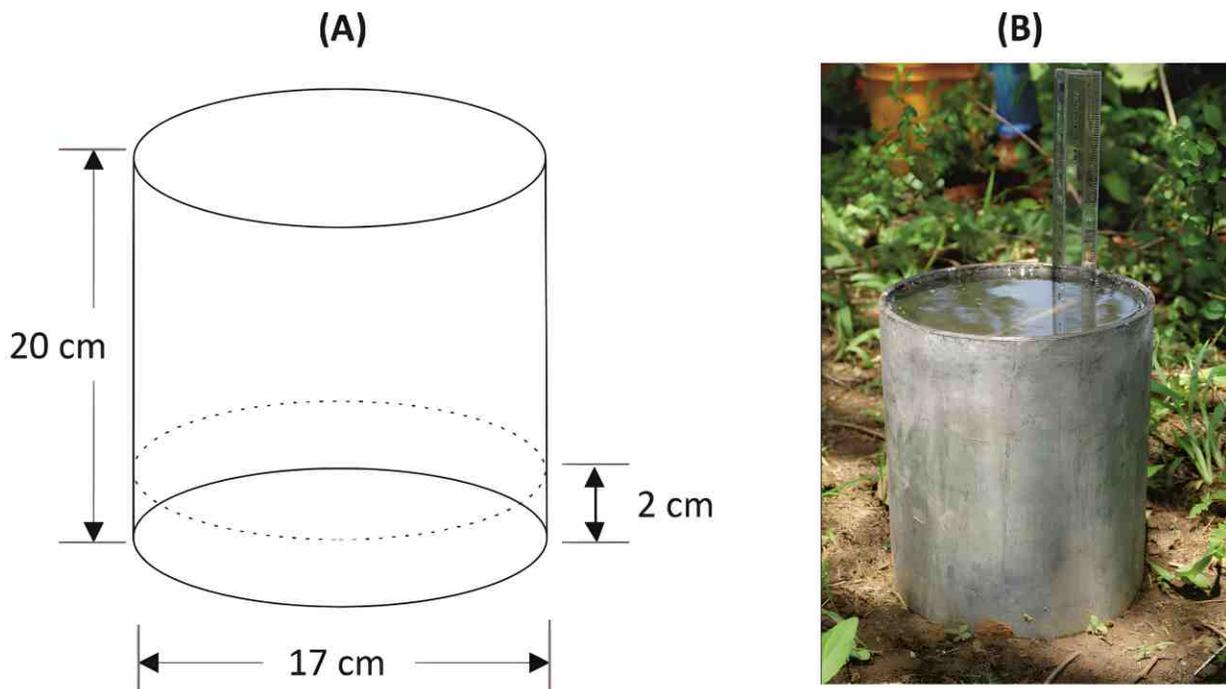


Figura 1. Diagrama del infiltrómetro de anillo simple utilizado en el estudio. (A) Dimensiones del infiltrómetro. (B) Fotografía de un infiltrómetro en campo (Vagen *et al.*, 2010)

área se establece 4 subparcelas circulares de 100 m² distanciadas entre sí por al menos 10 m. En cada subparcela se registraron e identificaron a todas las plantas leñosas, arbustos (1,5 m-3 m de altura) y árboles (>3 m de altura).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se utilizaron estadísticos descriptivos (promedio \pm desviación estándar) para la caracterización fisicoquímica del suelo. Para la comparación de las características fisicoquímicas del suelo e infiltración total promedio según tipo de cobertura, se utilizó la prueba de t-Student, con un nivel de significancia del 5%. Se construyeron los gráficos de velocidad de infiltración y se ajustó al mejor modelo de regresión, utilizando los datos promedios de la infiltración para ambos tipos de cobertura con el software TableCurve 2D y R. Se analizó la correlación entre la capacidad de infiltración con la abundancia, riqueza y diversidad arbórea uti-

lizando el coeficiente de correlación de Pearson. Para los análisis de correlación se juntaron los datos de los dos tipos de cobertura. Para agrupar los sitios de muestreo en función de la composición florística, se realizó un dendrograma jerárquico (UPGMA), mediante el método de distancias de disimilitud de Jaccard. Para comprobar diferencias significativas entre la estructura jerárquica de los grupos se utilizó la prueba de permutación del perfil de similitud (SIMPROF) usando el software PRIMER 7 (versión 7.0.022). Todas las figuras se realizaron utilizando los paquetes Vegan y ggplot2, disponibles en R (versión 4.2), utilizando el entorno integrado de RStudio (versión 2022.02).

RESULTADOS

CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DEL SUELO

No se encontraron diferencias significativas en las características fisicoquímicas del suelo entre los dos tipos de cobertura (t-Student, $p > 0,05$, Tabla 1). En ambos tipos de cobertura las características texturales fueron similares (Tabla 1), se encontró un predominio del tipo de textura franco y franco-arenoso, aunque en un solo sitio en pastizal se encontró el tipo franco-arcillo-arenoso. Mientras que la capacidad de intercambio catiónico y los porcentajes de materia orgánica fueron ligeramente superior en el bosque primario que en el pastizal (Tabla 1).

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

En total se registraron 52 especies, considerando los 8 puntos de muestreo (bosques y pastizales). En los pastizales encontramos siete especies arbóreas (promedio 3 ± 2 por punto de muestreo), mientras que en los bosques se encontraron 18 (± 3) especies en promedio en cada punto de muestreo (Tabla 2). En pastizales el 71% de las especies corresponden a especies pioneras, de estas las más frecuentes fueron *Ochroma pyramidale*, *Apeiba membranacea* y *Trema micrantha*.

En el bosque primario las especies encontradas más frecuentes (>65% de los puntos evaluados) fueron *Oenocarpus mapora*, *Miconia tomentosa*, *Eschweilera coriacea*, *Guarea macrophylla*, *Matisia malacocalyx*, *Nectandra globosa*, *Pouteria torta*, *Tachigali paniculata* y *Virola calophylla*. El análisis SIMPROF (Figura 2), mostró la existencia de dos conglomerados o grupos diferenciados de forma significativa por su composición florística ($p < 0,05$), el primer grupo corresponde a las parcelas ubicadas en el pastizal y el otro grupo corresponde a las parcelas ubicadas en el bosque. Por lo tanto, encontramos una baja similitud florística entre el bosque y el pastizal (Figura 2), teniendo sólo dos especies compartidas (*Inga capitata* y *Vis-*

mia tomentosa).

INFILTRACIÓN

La capacidad de infiltración de agua en el suelo fue significativamente superior en el bosque que en el pastizal (t-Student, $p < 0,01$) (Figura 3). En promedio, la capacidad de infiltración en los bosques (1162 ± 448 mm/hora) fue 16 veces más que en el pastizal (73 ± 60 mm/hora).

Los valores de capacidad de infiltración estuvieron relacionados de forma directa y significativa con la abundancia ($r = 0,83$; $p \leq 0,01$), riqueza de especies ($r = 0,82$; $p \leq 0,01$) y diversidad de especies (índice de Shanon, $r = 0,73$; $p < 0,01$).

Respecto a las curvas de infiltración, encontramos un diferente comportamiento entre los bosques (Figura 4A) y los pastizales (Figura 4B). En los bosques, se observó una mayor velocidad de infiltración en los primeros 10 minutos, seguidamente se observó una disminución en la velocidad de infiltración, entre los 10-15 minutos, luego esta disminución se vuelve menos acentuada (Figura 4A). Asimismo, a partir de los 35 minutos alcanza la infiltración base, la cual corresponde a la porción asintótica de la curva. En el pastizal, la velocidad de infiltración fue más homogénea y no observamos el descenso rápido que se encontró en los bosques (Figura 4B).

El modelo de mejor ajuste para la velocidad de infiltración en el bosque fue el modelo potencial ($R^2 = 0,99$, $p < 0,05$) y en el pastizal, el mejor modelo ajustado fue el inverso del primer orden ($R^2 = 0,77$, $p < 0,05$) (Figura 5)

Tabla 1. Comparación de las características fisicoquímicas del suelo entre los dos tipos de cobertura evaluados. MO: Materia orgánica; CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico. Prueba de t-Student al 5% de probabilidad

Tipo de cobertura	MO (%)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	P (ppm)	K (ppm)	CIC
Bosque primario	2,6 ± 1,3 a	57,3 ± 14,7 a	26,2 ± 9,7 a	16,5 ± 8,3 a	1,6 ± 1,0 a	65,0 ± 22,7 a	5,16 ± 2,9 a
Pastizal	2,1 ± 0,7 a	56,5 ± 7,4 a	26,9 ± 11,4 a	16,5 ± 5,1 a	1,0 ± 0,8 a	84,7 ± 31,2 a	3,81 ± 1,5 a

Tabla 2. Abundancia, riqueza y diversidad florística en los sitios evaluados según tipo de cobertura vegetal.

	Abundancia	Riqueza de especies	Diversidad de Shannon
Bosque 1	19	19	3.42
Bosque 2	17	17	3.30
Bosque 3	13	13	3.03
Bosque 4	19	19	3.42
Bosque 5	25	21	3.38
Pastizal 1	3	3	1.43
Pastizal 2	1	1	0.00
Pastizal 3	5	5	2.01

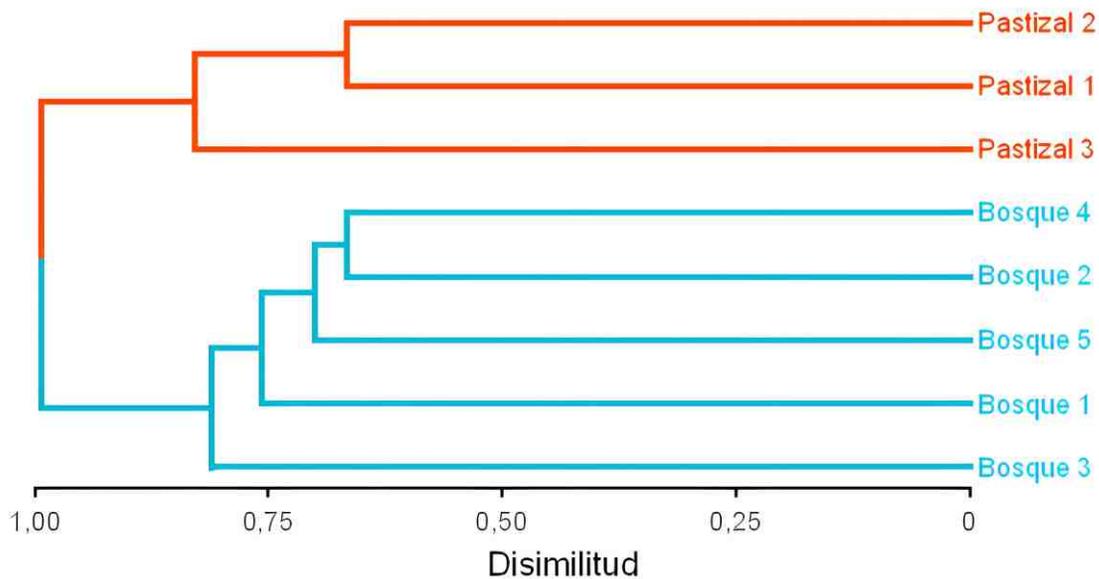


Figura 2. Similitud en la composición florística entre el bosque primario y el pastizal, mediante el análisis de conglomerado jerárquico (UPGMA) obtenido a partir de una matriz de similitud de Jaccard. En diferentes colores se muestran los sitios agrupados en 2 conglomerados con significación estadística (SIMPROF).

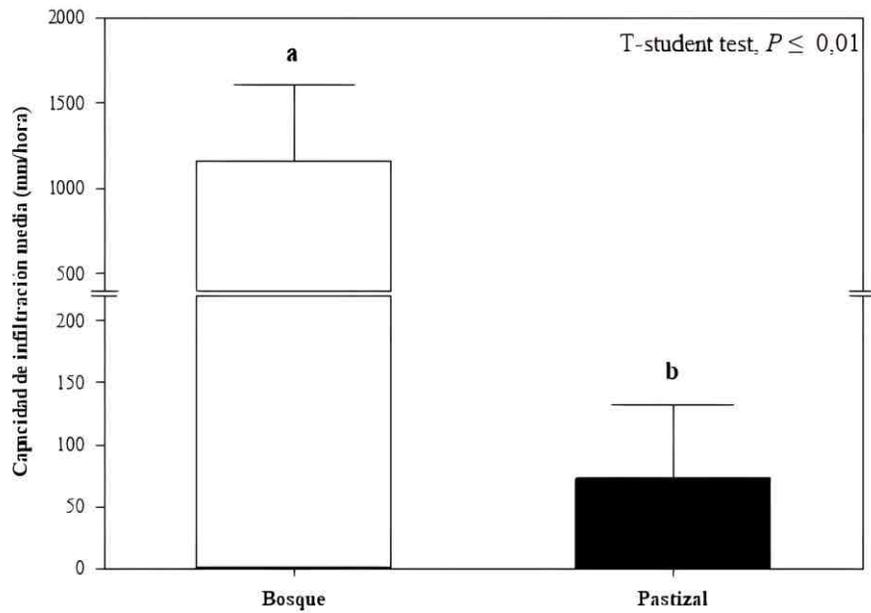


Figura 3. Capacidad de Infiltración total promedio para cada tipo de cobertura vegetal (pastizal y bosque). Los bigotes representan la desviación estándar.

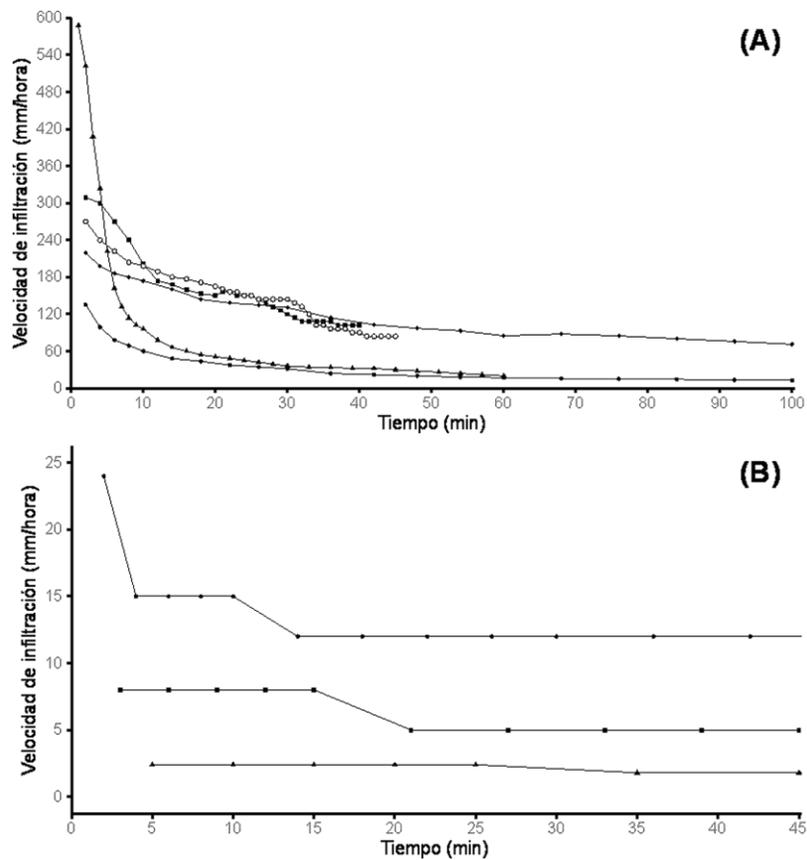


Figura 4. Comportamiento de la infiltración de agua en el suelo según tipo de cobertura vegetal, bosque primario (A) y en pastizales (B).

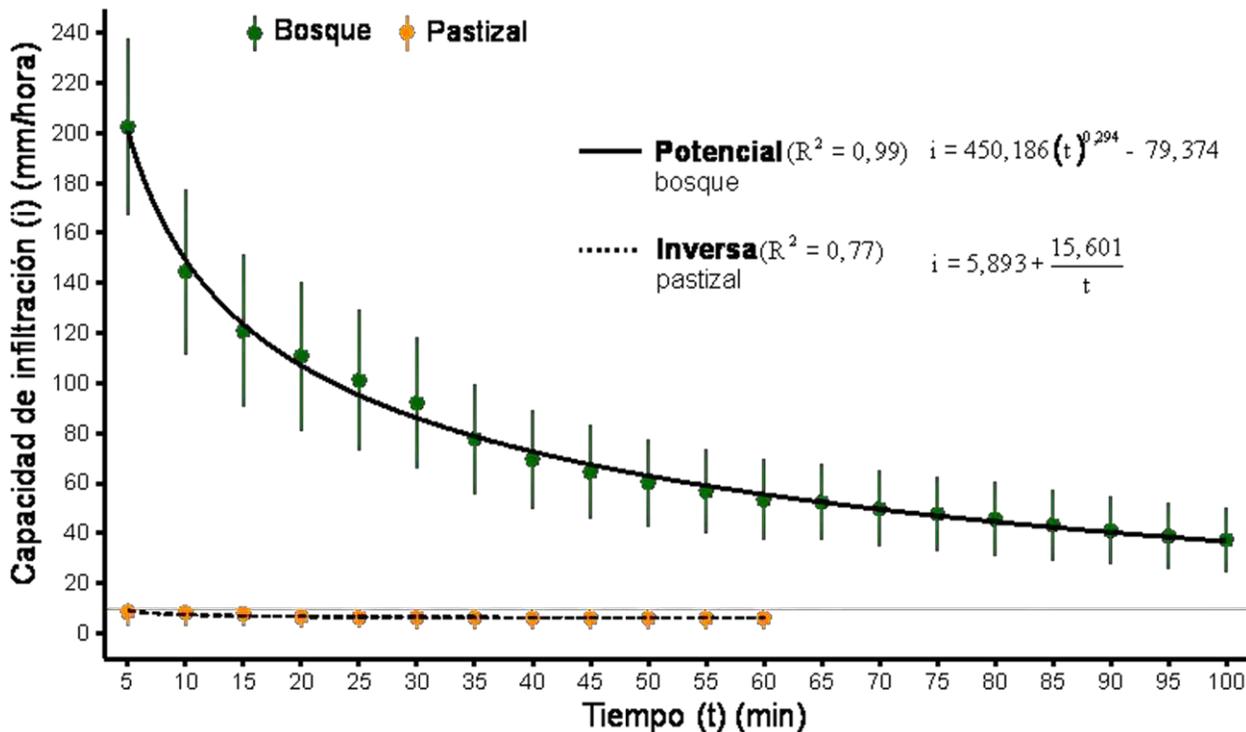


Figura 5. Curvas de infiltración promedio en comunidades vegetales de bosque primario (verde) y en pastizales (naranja). Las líneas verticales representan a la desviación estándar.

DISCUSIÓN

CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DEL SUELO

Sobre las características fisicoquímicas del suelo en bosques, los niveles de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico (CIC) fueron inferiores a los reportados para Madre de Dios (Velásquez *et al.*, 2021), sin embargo, los porcentajes de arena, limo y arcilla si fueron similares de los reportados por Velásquez *et al.* (2021). En pastizales, los valores encontrados de materia orgánica (1,41%), porcentaje de arena (48%), capacidad de intercambio catiónico (83 meq/100g) y potasio (61 ppm) fueron similares a los reportados por Soto-Benavente *et al.* (2020) en pastizales en Madre de Dios. Sin embargo, Schwartzmann (2019) reportó en pastizales valores promedio de capacidad de intercambio catiónico (CIC = 17,8 meq/100g),

materia orgánica (2,69%), porcentajes de limo (52%) y arcilla (34%) superiores al presente estudio. Los altos valores de capacidad de intercambio catiónico encontrado por Schwartzmann (2019) en pastizales de Madre de Dios se debería a los altos valores de arcilla y materia orgánica registrados, ya que el CIC está influenciado por el contenido de materia orgánica (Brasil *et al.*, 2021) y del tipo de arcilla como de su contenido (Meimaroglou & Mouzakis, 2019).

COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

Sobre la vegetación, en el bosque, las especies más frecuentes correspondieron a las típicas familias de bosques primarios: Arecaceae, Lecythidaceae, Meliaceae y Sapotaceae. Estas familias son consideradas hiper-dominantes en la Amazonía (Draper *et al.*, 2021) y en Madre de Dios (Dueñas & Garate, 2018). Asimismo,

mo, conforme a lo esperado en el bosque, se encontraron especies típicas de los bosques primarios remanentes como las del género *Oenocarpus* (palmeras), *Eschweiteria*, *Guarea*, *Nectandra* y *Pouteria* (de Assis *et al.*, 2017). Por otro lado, en la Amazonía, la colonización inicial de áreas degradadas o abandonadas suele estar dominada por especies arbóreas pioneras, exigentes de luz, de crecimiento rápido en diámetro y área basal (Chazdon *et al.*, 2007; van Breugel *et al.*, 2007, Vieut *et al.*, 2013). Especies como *Ochroma pyramidale*, *Apeiba membrancea* y *Trema micrantha* son típicas en la sucesión secundaria de áreas abandonadas por actividades antrópicas en Madre de Dios (Román-Dañobeytia *et al.*, 2015; Garate-Quispe *et al.*, 2021).

INFILTRACIÓN

Lopes *et al.* (2008) en un estudio en la Amazonía brasileña, encontraron que la infiltración de agua en el suelo es significativamente superior en presencia de vegetación arbórea. En el presente estudio, la capacidad de infiltración en el pastizal fue significativamente inferior a la del bosque primario, similares resultados fueron reportados por estudios previos (Regüés *et al.*, 2017; Sun *et al.*, 2018; Lozano-Trejo *et al.*, 2020). Esto debido a que los cambios en el uso del suelo pueden influir en cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y estas determinan la capacidad de infiltración (Barquéz *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2018; Luna *et al.*, 2020; Tapia *et al.*, 2020). Las actividades agrícolas y ganaderas desarrolladas posterior a la deforestación y abandono del pastizal, pueden interactuar e influir negativamente en la infiltración del agua y hacerlos más susceptibles a la erosión (Wu *et al.*, 2016; de Almeida *et al.*, 2018).

Las características de la vegetación tiene

efectos importantes en la capacidad de infiltración del suelo (Wang *et al.*, 2018). Asimismo, reportaron que la vegetación arbórea puede favorecer la infiltración mediante la ampliación de su zona radicular (Zhang *et al.*, 2021). La fuerte correlación entre la infiltración de agua en el suelo y los atributos florísticos encontrada en el presente estudio nos sugiere que los sitios con mayor abundancia, riqueza y diversidad tienen una mayor capacidad de infiltración en el suelo. Esto se debería a que la vegetación arbórea de los bosques le brindaría una mayor porosidad, permeabilidad y conductividad hidráulica saturada al suelo (Wang *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2014; Galli *et al.*, 2021) a diferencia de los pastizales, por lo tanto, se incrementaría la infiltración del agua superficial (Lopes *et al.*, 2018; Lozano-Trejo *et al.*, 2020).

La infiltración de agua en el suelo también puede ser influenciada por la estructura del suelo, una mejora en la calidad de la estructura del suelo promueve un buen drenaje y puede reducir significativamente la escorrentía superficial y los procesos erosivos (Brasil *et al.*, 2021); favoreciendo de esta manera a la infiltración, lo cual concuerda con nuestros resultados, ya que los bosques presentaron valores superiores, en materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico en el suelo que los pastizales. Estudios experimentales previos han demostrado que la capacidad de infiltración y permeabilidad de los suelos están directamente relacionados con la porosidad del suelo (Santos *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021), densidad de raíces (Luo *et al.*, 2021) y el crecimiento y descomposición de raíces (Luo *et al.*, 2014; Bork *et al.*, 2021).

El modelo potencial fue el mejor modelo ajustado para el comportamiento de la infiltración del agua en el suelo de los bosques primarios, similares resultados fueron

reportados por estudios previos (Karlin *et al.*, 2019; Lozano-Trejo *et al.*, 2020). Además, las diferencias en el comportamiento de las curvas de infiltración según el tipo de cobertura también fueron reportados por estudios previos (Lozano-Trejo *et al.*, 2020; Tapia *et al.*, 2020), y esto podría deberse a las diferentes condiciones edáficas y florísticas (Wang *et al.*, 2019; Luna *et al.*, 2020) como en los bosques y pastizales evaluados. Una mejor calidad en las características del suelo (mayor materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico) estaría generando una mayor infiltración en los bosques que en los pastizales (Brasil *et al.*, 2021).

Nuestros resultados, de nivel exploratorio, resaltan la gran contribución de los bosques en la conservación del agua de las precipitaciones, en comparación con los pastizales. De esta manera, son importantes las acciones y programas de educación ambiental con la población local, fomento de la recuperación de la cobertura vegetal (sistemas agroforestales, plantaciones, etc.) y gestión sostenible de los recursos forestales maderables y no maderables. Debido a que estas actividades pueden minimizar los impactos ambientales debido a las inundaciones y erosión de los suelos (Lopes *et al.*, 2018).

Desde esta perspectiva sugerimos iniciativas para la gestión y restauración de los pastizales y bosques secundarios para favorecer la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos, como la infiltración. Además, en la Amazonía de Madre de Dios son necesarios más estudios para investigar los efectos de la vegetación en la infiltración de agua en el suelo. En futuros estudios se recomienda considerar a más tipos de cobertura vegetal, incrementar el número de muestras, correlacionar la capacidad de infiltración con las características fisicoquímicas del suelo, y considerar a más características del suelo, co-

mo por ejemplo, la densidad aparente del suelo.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados sugieren que en los bosques primarios, la capacidad de infiltración de agua en el suelo es superior a los pastizales. Además, encontramos que los sitios con mayor abundancia, riqueza y diversidad en la vegetación arbórea tienden a tener una mayor capacidad de infiltración en el suelo. Esto tendría impactos significativos en el comportamiento hidrológico de los ecosistemas tropicales, debido a la transformación de bosques a pastizales generados por las actividades antrópicas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcón, G.; Canahuire, R.; Guevara, F.; Rodríguez, L.; Gallegos-Chacón, L. Garate-Quispe, J. 2021. Dinámica de la pérdida de bosques en el sureste de la Amazonía peruana: un estudio de caso en Madre de Dios. *Ecosistemas*, 30(2): 2175. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2175>
- Bargués, A.; Reese, H.; Alwaw, A.; Bayala, J.; Malmer, A.; Laudon, H.; Ilstedt, U. 2014. The effect of trees on preferential flow and soil infiltrability in an agroforestry parkland in semiarid Burkina Faso. *Water Resources Research*, 50: 3342-3354. DOI: <https://doi.org/10.1002/2013WR015197>
- Bork, M.; Lange, J.; Rosenfellner, M.; Hensen, B.; Olsson, O.; Hartung, T. 2021. Urban storm water infiltration systems are not reliable sinks for biocides: evidence from column experiments. *Scientific Reports*, 11: 7242. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-86387-9>
- Brasil, A.; Schwartz, G.; Noronha, N.; Gama, M.;

- y Ferreira, G. 2021. Natural regeneration for restoration of degraded areas after bauxite mining: A case study in the Eastern Amazon. *Ecological Engineering*, 171, 106392. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106392>
- Caballero, J.; Messinger, M.; Román-Dañobeytia, F.; Ascorra, C.; Fernandez, L.; Silman, M. 2018. Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. *Remote Sensing*, 10(12): 1903. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Chazdon, R.; Letcher, S.; van Breugel, M.; Martinez-Ramos, M.; Bongers, F.; Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362(1478), 273-289. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1990>
- De Almeida, W.; Panachuki, S.; De Oliveira, P.; Da Silva, R.; Sobrinho, T.; De Carvalho, D. 2018. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. *Soil and Tillage Research*, 175: 130-138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.009>
- de Assis, R.; Wittmann, F.; Luize, B.; Haugaasen, T. 2017. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. *Flora*, 229, 124-140. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.02.019>
- Draper, F.; Costa, F.; Arellano, G.; Phillips, O. 2021. Amazon tree dominance across forest strata. *Nature Ecology and Evolution*, 5(6): 757-767. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01418-y>
- Dueñas, H.; Garate-Quispe, J. 2018. Diversidad, dominancia y distribución arbórea en Madre de Dios, Perú. *Revista Forestal del Perú*, 33(1): 4-23. DOI: <https://doi.org/10.21704/rfp.v33i1.1152>
- Fernández, C.; Fernández-Alonso, J.; Vega, J.; Fontúrbel, T.; Llorens, R.; Sobrino, J. 2021. Exploring the use of spectral indices to assess alterations in soil properties in pine stands affected by crown fire in Spain. *Fire Ecology*, 17(1): 2-11. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42408-020-00089-7>
- Galli, A.; Peruzzi, C.; Beltrame, L.; Cislighi, A.; Masseroni, D. 2021. Evaluating the infiltration capacity of degraded vs rehabilitated urban greenspaces: Lessons learnt from a real-world Italian case study. *Science of the Total Environment*, 787: 147612. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147612>
- 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: e923437. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3437>
- Garate-Quispe, J.S.; Garcia, M.; Alarcón, G. 2020. Survival and growth of brazil-nut seedlings in tree-fall gaps and forest understorey. *Floresta e Ambiente*, 27(3): e20171168. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.116817>
- Karlin, M.; Bernasconi, J.; Cora, A.; Sánchez, S.; Arnulphi, S.; Accietto, R. 2019. Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo*, 37(2): 196-208.
- Lopes, E.; Carvalho, R. Marques, T.R. 2018. Comparison of soil use in the infiltration of rainwater: pasture and forest. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 71(3): 8593-8600. DOI: <https://doi.org/10.15446/rfnam.v71n3.66134>

- López, W.; Reynoso, R.; López, J.; Camas, R.; Tasistro, A. 2018. Diagnóstico de la compactación en suelos cultivados con maíz en la Región Fraylesca, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(1): 65-79. DOI: <https://doi.org/10.29312/remexca.v9i1.848>
- Lozano-Trejo, S.; Olazo, J.; Pérez-León, M.I.; Castañeda-Hidalgo, E.; Díaz-Zorrilla, G.O.; Santiago-Martínez, G. 2020. Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Revista Terra Latinoamericana*, 38(1): 57. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v38i1.443>
- Luna, E.; Cantú, I.; Yáñez, M.; González, M.; Marmolejo, J.; Béjar-Pulido, S. 2020. Ajuste de modelos empíricos de infiltración en un Umbrisol bajo diferentes tratamientos silvícolas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(57): 132-152. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i57.643>
- Luo, D.; Huang, X.; Guo, Q.; Liu, Q.; Li, M. 2014. Soil infiltration study for different forest types in typical small watershed of Moufengshan area. *Advanced Materials Research*, 955: 3620-3624. DOI: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.955-959.3620>
- Luo, Y.; Zhang, J.; Zhou, Z.; Shen, Z.; Chong, L.; Victor, C. 2021. Investigation and prediction of water infiltration process in cracked soils based on a full-scale model test. *Geoderma*, 400(5): 115111. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115111>
- Meimaroglou, N.; Mouzakis, C. 2019. Cation Exchange Capacity (CEC), texture, consistency and organic matter in soil assessment for earth construction: The case of earth mortars. *Construction and Building Materials*, 221, 27-39. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.06.036>
- MINAM. 2014. *Estandares de calidad Ambiental (ECA) para el suelo: Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM*. Ministerio del Ambiente, Lima, Perú. 4pp.
- Nicolau, A.; Herndon, K.; Flores-Anderson, A.; Griffin, R. 2019. A spatial pattern analysis of forest loss in the Madre de Dios region, Peru. *Environmental Research Letters*, 14(12): 124045. DOI: <https://orcid.org/0000-0002-7529-2074>
- Porta, J.; Lopez-Acevedo, M.; De Laburu, C. 1994. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi Prensa, Madrid, España. 961pp.
- Regüés, D.; Badía, D.; Echeverría, M.T.; Gispert, M.; Lana-Renault, N.; León, J.; Nadal, M.; Pardini, J.; Serrano-Muela, P. 2017. Analysing the effect of land use and vegetation cover on soil infiltration in three contrasting environments in northeast Spain. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 43(1): 141-169. DOI: <http://doi.org/10.18172/cig.3164>
- Ren, Z.; Zhang, X.; Zhang, X.; Li, Z.; Li, P.; Zhou, Z. 2021. Sand cover enhances rill formation under laboratory rainfall simulation. *Catena*, 205(5): 105472. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105472>
- Román-Dañobeytia, F.; Huayllani, M.; Michi, A.; Ibarra, F.; Loayza-Muro, R.; Vázquez, T.; Rodríguez, L.; García, M. 2015. Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85, 39-46. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>
- Santos, R.S.; Wiesmeier, M.; Cherubin, M.R.; Oliveira, D.M.; Locatelli, J.L.; Holzschuh, M.; Cerri, C.E. 2021. Consequences of land-use change in Brazil's new agricultural frontier: A soil physical health assessment. *Geoderma*, 400: 115149. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115149>

- Sepúlveda, R.B. 1999. El infiltrómetro de cilindro simple como método de cálculo de la conductividad hidráulica de los suelos. Experiencias de campo en ámbitos de montaña mediterránea. *Baetica*, 21: 9-33. DOI: <https://doi.org/10.24310/BAETICA.1999.v0i21.480>
- Soto-Benavente, M.; Rodriguez-Achata, L.; Olivera, M.; Sanchez, V.; Nano, C.; Garate-Quispe, J. 2020. Health risks due to the presence of heavy metals in agricultural products cultivated in areas abandoned by gold mining in the Peruvian Amazon. *Scientia Agropecuaria*, 11(1), 49-59. DOI: <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2020.01.06>
- Sun, D.; Yang, H.; Guan, D.; Yang, M.; Wu, J.; Yuan, F.; Zhang, Y. 2018. The effects of land use change on soil infiltration capacity in China: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 626: 1394-1401. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.104>
- Suryatmojo, H. 2014. Recovery of Forest Soil Disturbance in the Intensive Forest Management System. *Procedia Environmental Sciences*, 20: 832-840. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2014.03.101>
- Schwartzmann, T. 2019. *Cambios en la calidad del suelo en un sistema agroforestal comparado con un pastizal en Madre de Dios*. Tesis de pre-grado, Universidad Científica del Sur, Facultad de Ciencias Ambientales, Lima, Perú. 98pp.
- Tang, B.; Jiao, J.; Yan, F.; Li, H. 2019. Variations in soil infiltration capacity after vegetation restoration in the hilly and gully regions of the Loess Plateau, China. *Journal of Soils and Sediments*, 19(3): 1456-1466. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2121-1>
- Tapia, R., Carmona, J.; Martinelli, M. 2020. Infiltration rate and base infiltration in two shrub communities of the hyper arid desert of San Juan (Argentina). *Ecosistemas*, 29(3): 2036-2036. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2036>
- Tarazona, Y.; Miyasiro-López, M. 2020. Monitoring tropical forest degradation using remote sensing. Challenges and opportunities in the Madre de Dios region, Peru. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 19: 100337. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100337>
- Vagen, T.; Winowiecki, L.; Walsh, M.; Tamene, L.; Tondoh, J. 2010. *Land Degradation Surveillance Framework (LDSF): Field Guide*. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi, Kenia. 14pp.
- van Breugel, M.; Bongers, F.; Martinez-Ramos, M. 2007. Species Dynamics During Early Secondary Forest Succession: Recruitment, Mortality and Species Turnover. *Biotropica*, 35(5), 610-619. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00316.x>
- Velásquez, M.G.; Vega, C.M.; Corvera, R.; Pillaca, M.; Thomas, E.; Stewart, P.M. 2021. Mercury in soils impacted by alluvial gold mining in the Peruvian Amazon. *Journal of Environmental Management*, 288: 112364. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112364>
- Vleut, I.; Levy-Tacher, S.; De Boer, W.; Galindo-Gonzalez, J., y Ramirez-Marcial, N. (2013). Can a fast-growing early-successional tree (*Ochroma pyramidale*, Malvaceae) accelerate forest succession? *Journal of Tropical Ecology*, 29(2), 173-180. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467413000126>
- Wang, P.; Zheng, H.; Ren, Z.; Zhang, D.; Zhai, C.; Mao, Z. 2018. Effects of Urbanization, Soil Property and Vegetation Configuration on Soil Infiltration of Urban Forest in Changchun, Northeast China. *Chinese Geographical Science*, 28(3): 482-494. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chgs.2018.03.001>

- <https://doi.org/10.1007/s11769-018-0953-7>
- Wang, W.; Zhang, H.; Li, M.; Cheng, J.; Wang, B.; Lu, W. 2009. Infiltration characteristics of water in forest soils in the Simian mountains, Chongqing City, southwestern China. *Frontiers of Forestry in China*, 4(3): 338-343. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11461-009-0050-2>
- Wu, G.L.; Yang, Z.; Cui, Z.; Liu, Y.; Fang, N.F.; Shi, Z.H. 2016. Mixed artificial grasslands with more roots improved mine soil infiltration capacity. *Journal of Hydrology*, 535: 54-60. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.059>
- Zhang, Z.; Wang, W.; Gong, C.; Zhao, M. 2021. Salix psammophila afforestations can cause a decline of the water table, prevent groundwater recharge and reduce effective infiltration. *Science of the Total Environment*, 780: 146336. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146336>

Recibido: 06 de junio de 2022 **Aceptado para publicación:** 05 de diciembre de 2022