

Diversidad de especies leñosas y su relación con variables ambientales en bosques post-minería del Chocó Biogeográfico

Jhon Jerley Torres-Torres¹, Harley Quinto Mosquera², Henry Hernan Medina-Arroyo³

Resumen

Objetivo: Analizar la diversidad de especies leñosas y su relación con variables ambientales en bosques post-minería del Chocó Biogeográfico. **Materiales y métodos:** Se establecieron 10 unidades de muestreo de 0,25 ha en bosques post-minería de 15 y 35 años de recuperación (cinco en cada bosque). Se caracterizó la vegetación leñosa con $DAP \geq 5$ cm. Se tomaron muestras de suelo y se representó gráficamente la riqueza de especies en curvas de especie área y especie individuo. Se analizó la distribución de abundancia de especies (SAD). La ordenación se efectuó mediante el RDA y, finalmente, se realizó la partición de varianza, seleccionando como variables la matriz de suelo (específicamente contenido de fósforo - P y potasio - K) y matriz espacial (PCNM 2). **Resultados:** Se observó que los bosques post-minería de 15 años fueron más diversos que los de 35 años. La abundancia de especies se distribuyó de forma lognormal y la ordenación permitió la identificación de cuatro grupos. Uno de los grupos se explicó por la ubicación de las parcelas (variable espacial) y tres por variables ambientales (contenido de P y K). La partición de varianza permitió identificar que las diferencias en composición florística de los bosques post-minería de 15 y 35 años son mayormente explicadas por las variables ambientales con un 40%, mientras que a nivel espacial la variación es nula. **Conclusión:** La variabilidad florística de los sitios muestreados se relaciona con el tipo e intensidad de intervención minera, los nutrientes del suelo y, en cierta medida, con la ubicación de los individuos arbóreos.

Palabras clave: composición florística, degradación, lixiviación de nutrientes, minería, ordenación de bosques, recuperación florística.

Diversity of woody species and its relationship with environmental variables in post-mining forests of the Biogeographic Chocó

Abstract

Objective: To analyze the diversity of woody species and their relationship with environmental variables in post-mining forests of the Biogeographic Chocó. **Materials and methods:** Ten

*FR: 9 II 2023. FA: 14 XI 2023.

¹ Ing. Agroforestal. Estudiante de MSc. Bosques y Conservación Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. E-mail: jhtorrest@unal.edu.co i-jhon.torres@utch.edu.co

 orcid.org/0000-0002-0503-837X **Google Scholar**

² Biólogo, Ph.D. Profesor Asociado. Universidad Tecnológica del Chocó, Facultad de Ciencias Naturales, Programa de Biología, Quibdó, Colombia. E-mail: d-harley.quinto@utch.edu.co

 orcid.org/0000-0001-5989-4334 **Google Scholar**

³ Ing. Agroforestal, MSc., Profesor Auxiliar. Universidad Tecnológica del Chocó, Facultad de Ingeniería, Quibdó, Colombia. E-mail: d-henry.hernan@utch.edu.co

 orcid.org/0000-0002-9596-9054

CÓMO CITAR:

Torres-Torres, J. J., Mosquera, H. Q., y Medina-Arroyo, H. H. (2023). Diversidad de especies leñosas y su relación con variables ambientales en bosques post-minería del Chocó Biogeográfico. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas*, 27(2), 13-29. <https://doi.org/10.17151/bccm.2023.27.2.1>



sampling units of 0.25 ha were established in post-mining forests of 15 and 35 years of recovery (five in each forest). Woody vegetation with DBH ≥ 5 cm was characterized. Soil samples were taken, and species richness was graphically represented in species area, and individual species curves. The species abundance distribution (SAD) was analyzed. The ordering was carried out using the Resource Description and Access (RDA) cataloging and, finally, the variance partition was carried out, selecting the soil matrix (specifically phosphorus - P and potassium - K content) and spatial matrix (PCNM 2) as variables. **Results:** It was observed that 15 years old post-mining forests were more diverse than 35-years old post-mining forests. The abundance of species was distributed in a log-normal manner and the ordering allowed the identification of four groups. One of the groups was explained by the location of the plots (spatial variable) and three by environmental variables (P and K content). The variance partition allowed identifying that the differences in floristic composition of the 15- and 35-years-old post-mining forests are mostly explained by environmental variables with 40%, while at the spatial level the variation is null. **Conclusion:** The floristic variability of the sampled sites is related to the type and intensity of mining intervention, soil nutrients and, to some extent, to the location of arboreal individuals.

Key words: floristic composition, degradation, nutrient leaching, mining, forests management, floristic recovery.

Introducción

Los bosques tropicales se consideran los ecosistemas terrestres más importantes del planeta, debido a su extensión geográfica, complejidad ecológica, alta biodiversidad y tasas de endemismo (Myers *et al.*, 2000; Pan *et al.*, 2013). Esto hace que desde hace mucho tiempo se vengán realizando investigaciones dirigidas a comprender los procesos que tienen lugar en los ecosistemas (Kraft *et al.*, 2008; Quinto *et al.*, 2022). En algunos de los estudios realizados en bosques tropicales se ha indicado que la variación en composición y diversidad sobre los gradientes ambientales puede ser una consecuencia de la adaptación diferencial al suelo, clima y otros factores (p. ej. ensamblaje de nicho; Loke y Chisholm, 2023), junto con los efectos de la distancia geográfica y la limitación de la dispersión de las especies la diversidad tiende a variar con la escala climática y de suelo (Quinto y Moreno, 2014; González-Caro *et al.*, 2020).

Sin embargo, en los últimos años con el aumento del precio del oro la actividad minera se ha intensificado, a tal punto que se ha convertido en uno de los principales impulsores de deforestación en bosques tropicales (Alday *et al.*, 2010; Asner *et al.*, 2013; Mosquera-Andrade, 2014); debido a que, durante su implementación se eliminan los compartimentos que sustentan la vida de los ecosistemas vulnerados (Alday *et al.*, 2010). Asimismo, se erosionan los agregados del suelo, la textura cambia, se reduce el contenido de humedad, los nutrientes se lixivian, el sustrato se contamina con desechos sustancias tóxicas incluyendo el mercurio (Hg), la vegetación se reduce y los procesos ecológicos asociados se ven afectados (Álvarez-Berríos y Mitchell-Aide, 2015).

Algunas estimaciones han permitido dimensionar los impactos de la minería a los ecosistemas boscosos; por ejemplo, Mosquera-Andrade (2014) reportó una pérdida de 7200 ha/año de bosques en el departamento del Chocó, mientras que Espejo *et al.* (2018) informaron tasas de deforestación de 8000 ha/año para bosques de la Amazonía colombiana, lo cual es preocupante si se tiene en cuenta que gran parte de las cifras asociadas a la minería ilegal no reposan en bases de datos (Lara-Rodríguez *et al.*, 2020), lo que hace que se subestimen las áreas deforestadas durante la actividad minera (Fuentes *et al.*, 2021).

A pesar de los notables efectos impuestos por la minería sobre el suelo y la pérdida de la diversidad, a la fecha el estudio de ¿cómo se recupera la vegetación y la diversidad en áreas post-minería?, el problema ha recibido poca atención (Ramírez *et al.*, 2019). Al respecto, la mayoría de las investigaciones en la materia se han ocupado de evaluar aspectos como el proceso de revegetación natural de las minas sin tener en cuenta factores ambientales (Ramírez *et al.*, 2019; Valois-Cuesta *et al.*, 2022), la respuesta de la vegetación a la adición de nutrientes (Oktavia *et al.*, 2015; Kalamandeen *et al.*, 2020; Viana-Cunha *et al.*, 2022) y el estudio del contenido nutricional del suelo sin incluir la vegetación (Quinto *et al.*, 2022). Sin embargo, para los bosques pluviales de tierras bajas de Colombia, es poco lo que se conoce acerca de cómo la composición y la diversidad florística y como esta se explica por los factores espaciales y ambientales.

El propósito de esta investigación fue analizar la diversidad de especies leñosas y su relación con variables ambientales en bosques post-minería del Chocó Biogeográfico, la cual estuvo guiada por las siguientes preguntas de investigación (i) ¿existen diferencias en los patrones estructurales y de diversidad entre los bosques post-minería de 15 y 30 años? y (ii) ¿Cuáles son los determinantes ambientales y espaciales de la similitud en composición florística de los dos bosques post-minería?

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la parte norte del Chocó Biogeográfico, ubicada en el extremo nor-occidental de Sudamérica que abarca desde la Serranía del Darién en los límites entre Panamá y Colombia, hasta el norte del Ecuador en la Provincia de Esmeraldas. Esta región está delimitada por la cordillera occidental de los Andes en Colombia y el Océano Pacífico. La región es conocida principalmente por ser una de las áreas con mayor pluviosidad del mundo (hasta 11,000 mm/año de precipitación promedio). Actualmente, gran parte de la región se encuentra cubierta principalmente por bosques primarios continuos en buen estado de conservación, que incluye un amplio rango de altitud (desde 0-4000 msnm) y paisajes especialmente en las tierras bajas (desde bosques de tierra firme bien drenados hasta bosques pantanosos). También incluye diferentes tipos de bosque en un gradiente de altitud que alcanza los 3000 msnm (Poveda *et al.*, 2004).

Los datos para el análisis se levantaron en un área boscosa previamente degradadas por minería a cielo abierto de oro, en la localidad de Jigualito, municipio de Condoto (Coordenadas: 5°06'01" N y 76°32'44" W). Tiene una precipitación promedio de 8000 mm anuales, una altitud de 70 m y topografía plana (Poveda *et al.*, 2004).

Los suelos son Ultisoles, pero debido a la minería han cambiado su estructura original, caracterizándose por presentar material rocoso y arenoso. Además, son ácidos con altos contenidos de materia orgánica - MO, nitrógeno - N total, fósforo - P disponible, aluminio - Al y arcilla; mientras que, las concentraciones de calcio - Ca, potasio - K, magnesio - Mg, capacidad de intercambio catiónico - CICE y limo, son muy bajas en áreas de reciente actividad minera, pero su contenido es mayor en áreas con más tiempo de recuperación (Quinto *et al.*, 2022).

Establecimiento de parcelas

Se establecieron 10 parcelas permanentes de 50 x 50 m (2500 m²) en bosques post-minería de 15 y 35 años luego, dentro de cada unidad de muestreo se instalaron 25 cuadrantes de 10 x 10 m (100 m²), en los cuales se realizaron las mediciones de suelos, diversidad y estructura.

Medición de diámetros y altura de los árboles

En las parcelas establecidas se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) a todos los árboles con DAP \geq 5 cm. Estas mediciones se realizaron en la parte cilíndrica del árbol, en áreas libres de nudos, ramas, bambas o raíces adventicias. El perímetro del tronco del árbol donde se midió el DAP se marcó con pintura asfáltica amarilla para garantizar que todas las mediciones se realizaran en la misma zona de la primera medición. La altura de los árboles se determinó con un clinómetro Sutton, a distancias fijas de 10 metros de los individuos. Los datos de diámetro y altura de los árboles se promediaron a nivel de unidades de cuadrante.

Identificación taxonómica y clasificación en grupos funcionales

Se identificaron todas las morfoespecies hasta el máximo nivel taxonómico posible (especie, género, familia botánica). Esta identificación se llevó a cabo utilizando claves especializadas y por confrontación con el material depositado en la colección del herbario Chocó de la Universidad Tecnológica del Chocó (Torres-Torres *et al.*, 2016). Deberían indicar si hicieron depósito formal del material colectado. Con esta información se determinó la riqueza de especies, abundancia de individuos (Quinto y Mosquera, 2014). Los cálculos de diversidad se realizaron a nivel de unidades de muestreo, para comparar en la misma escala con las demás variables ambientales.

Muestreo de suelos

En cada cuadrante se tomaron muestras de suelos a 20 cm de profundidad, con un barreno cilíndrico. Las muestras se enviaron al Laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, en donde se determinaron los parámetros fisicoquímicos del suelo, empleando las siguientes técnicas: textura con el método de Bouyoucos, pH con potenciómetro de suelo: agua 1:2; MO con el método de Walkley y Black y volumetría; nitrógeno con el método de Micro-Kjeldahl; fósforo con Acido L ascórbico y espectrofotómetro UV – VIS; y Ca, Mg, K con el método de acetato de amonio 1N, neutro y absorción atómica (Quinto y Moreno, 2017).

Diversidad y distribución de abundancia de especie

Se utilizaron curvas de especies individuos y especies áreas para describir los patrones generales de diversidad, basado en la riqueza de especie a escala de parcelas (Duque *et al.*, 2016). Seguidamente, se analizó la distribución de abundancia de especies (SAD) a escala de parcela (Duque *et al.*, 2016). Para esto último, se utilizó el método de máxima verosimilitud para ajustar el lognormal y logseries a cada distribución (Prado y Miranda, 2013). Los modelos se clasificaron utilizando el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés), que permite comparar diferentes modelos estadísticos y seleccionar el mejor entre ellos (para este caso el mejor ajuste de distribución; Duque *et al.*, 2016).

Determinantes ambientales y espaciales de la similitud florística

Se utilizó un procedimiento de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS) en los tamaños de efecto observados y estandarizados de similitud para visualizar diferencias entre la composición florística en los ecosistemas muestreados. Para evaluar los efectos ambientales y espaciales sobre la diversidad se utilizó un análisis de redundancia basado en la distancia (RDA; Legendre y Legendre, 2012) para dividir la cantidad de variación de similitud explicada por cada conjunto de variables explicativas. El RDA es un método para llevar a cabo ordenaciones restringidas utilizando medidas de distancia no euclidianas. En el RDA, la matriz PhyloSor estandarizada se transformó internamente en coordenadas principales, que luego se utilizaron en un análisis de redundancia (RDA). Antes del análisis, los valores estandarizados de PhyloSor se convirtieron en distancias positivas escalando entre 0 y 1. Luego, se ejecutó RDA solo con las variables espaciales y se aplicó un procedimiento de selección directa para identificar un eje PCNM significativo. El mismo procedimiento se realizó para las variables de suelo. Finalmente, se realizó un RDA que incluía la distribución espacial de las parcelas (variable espacial) y el contenido de P y K como variables ambientales (Legendre y Legendre, 2012). Para todos los modelos, los resultados se informaron en términos de la R² valores. Los análisis se realizaron utilizando el paquete *vegan*, en el entorno de R (Oksanen *et al.*, 2019; González-Caro *et al.*, 2020).

Partición de variación

Se realizaron particiones de variación (VARPART) para identificar la contribución de cada variable en la explicación de la composición florística de los dos ecosistemas (Peres-Neto, 2006; Legendre, 2008). VARPART permite identificar los efectos puros de las variables ambientales y espaciales y cuanto queda sin explicar (Legendre *et al.*, 2005). Para esto, se realizó la transformación de Hellinger sobre la abundancia de especies para disminuir el peso de las más abundantes (Legendre y Gallagher, 2001).

Las variables espaciales se obtuvieron a partir de las coordenadas geográficas de las parcelas transformadas a una matriz de distancias geográficas entre parcelas y utilizando el análisis de coordenadas principales de matrices vecinas (PCNM) (Borcard y Legendre, 2002; Dray *et al.*, 2006). El análisis se realizó en Qeco (Di Rienzo *et al.*, 2010) en la interfaz R (R Development Core Team, 2017) con las bibliotecas Vegan; Función PCNM (Oksanen *et al.*, 2013).

Resultados

Composición y estructura florística

En total se registraron 2453 individuos (15 años = 330 ind. y 35 años = 2123 ind.), agrupados en 42 especies y 20 familias botánicas. En general, la composición florística arbórea está dominada por *Cespedesia spathulata* (Ruiz & Pav.) Planch., *Cosmibuena grandiflora* (Ruiz & Pav.) Rusby, *Clidemia septuplinervia* Cogn., *Cecropia peltata* L., *Crotón* sp., *Vismia* sp. y familias botánicas como Ochnaceae, Rubiaceae, Melastomataceae, Urticaceae, Hypericaceae y Fabaceae. En síntesis, en las Tablas 1S y 2S, se resumen las características estructurales, ecológicas y edáficas de los ecosistemas estudiados.

Tabla 1S. Composición florística de los bosques post-minería de 15 y 35 años de recuperación.

Familia	Especie	Género	Número de individuos		
			15 años	35 años	Total
Annonaceae	<i>Anaxagorea allenii</i> A. ST. - Hill.	Anaxagorea		3	3
	<i>Xylopia macrantha</i> Planch. & Triana	Xylopia	13		13
Areaceae	<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H.Wendl.	Socratea		9	9
Asteraceae	<i>Piptocoma discolor</i> (Kunth) Pruski	Piptocoma	12		12
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Porophyllum	1		1

Buseraceae	<i>Trattinnickia aspera</i> (Standl.) Swart	Trattinnickia	3	3	3
Chrysobalanaceae	<i>Licania mambranaceae</i> Sagot ex Laness	Licania	8	8	8
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i> sp.	Cyathea	33		33
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> Sp.	Croton	4	30	34
	<i>Calliandra laxa</i> var. laxa	Calliandra	2		2
	<i>Diploptropis</i> sp.	Diploptropis	1		1
	<i>Inga acrocephala</i> Steud.	Inga	3	3	6
	<i>Inga lopadadenia</i> Harms.		50	50	50
Fabaceae (Leguminosas)	<i>Lonchocarpus monilis</i> (L.) A.M.G. Azevedo	Lonchocarpus	2	1	3
	<i>Ormosia</i> sp.	Ormosia	3		3
	<i>Pentaclethra maculoba</i> (Willd.) Kuntze	Pentaclethra	1		1
	<i>Abarema barbouriana</i> (Standl.) Barneby & J.W.Grimes	Abarema	9	3	12
Hypericaceae	<i>Vismia</i> sp.	Vismia	24	27	51
Lauraceae	<i>Nectandra</i> sp.	Nectandra	2		2
Malvaceae	<i>Hampea romeroi</i> Cuatrec.	Hampea	19		19
	<i>Vasivaea podocarpa</i> Kuhlman	Vasivaea	1		1
	<i>Bellucia pentamera</i> Naudin	Bellucia	6	4	10
	<i>Clidemia septuplinervia</i> Cogn.	Clidemia		371	371
	<i>Meriania speciosa</i> (Bonpl.) Naudin	Meriania		5	5
Melastomataceae	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Tococa	4		4
	<i>Tococa</i> sp.		1		1
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) D.C.	Miconia	1	1	1
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) D.C.		1	5	6
	<i>Brosimum utile</i> (Kunth) Oken	Brosimum		2	2
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Ficus	1	4	5
	<i>Ficus</i> sp.		27	8	35
Myrtaceae	<i>Eugenia coloradoensis</i> Standl.	Eugenia	2	1	3
Ochnaceae	<i>Cespedesia spatulata</i> (Ruiz & Pav.) Planch.	Cespedesia	117	832	949

	<i>Isertia pittieri</i> Standl.	Isertia	9	6	15	
Rubiaceae	<i>Cosmibuena grandiflora</i> (Ruiz & Pav.) Rusby	Cosmibuena	21	656	677	
	<i>Faramea multiflora</i> A.Rich.	Faramea	4	3	7	
	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Palicourea		7	7	
	<i>Posoqueria</i> sp.	Posoqueria	2		2	
Salicaceae	<i>Lunania parviflora</i> Spruce ex Benth.	Lunania	8		8	
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i> L.	Cecropia	4	68	72	
	<i>Pourouma bicolor</i> Mart.	Pourouma		4	4	
Vochysiaceae	<i>Vochysia</i> sp.	Vochysia		1	1	
Total (Familias 20)			38	330	2122	2452

Tabla 2S. Características estructurales, ecológicas y edáficas de los bosques post-minería de 15 y 35 años de recuperación.

Localidad	Jigualito	
	Bosques en recuperación	
Tipo de ecosistema	Bosques en recuperación	
Tiempo de sucesión (años)	15	35
Promedio DAP	5,57	13,89
Altura promedio	7,46	13,44
Riqueza	5,56	8,68
Abundancia	11,12	17,36
Dominancia	0,31	0,31
Shannon	1,42	1,44
Margalef	1,75	1,73
Berger-Parker	0,44	0,43
pH	4,64	4,47
Materia orgánica (%)	5,07	10,26
Fósforo (ppm)	30,73	26,16
Nitrógeno total (%)	0,23	0,4
Aluminio (cmol/kg)	2,84	3,29
Calcio (cmol/kg)	1,28	2,85

Magnesio (cmol/kg)	1,35	1,6
Potasio (cmol/kg)	0,51	0,34
CICE (cmol/kg)	5,71	8,4
Arena (%)	66,08	73,41
Limo (%)	23,84	20,35
Arcilla (%)	10,08	6,06

Diversidad del bosque

Se encontró una mayor diversidad de especies en el bosque de 15 años de recuperación, en el que se pueden encontrar hasta 25 especies al muestrear 300 individuos; mientras que para el ecosistema de 35 años la misma cantidad de individuos se pueden encontrar agrupadas en 15 especies diferentes (Figura 1A). Asimismo, se denota que al aumentar el número de parcelas existe la posibilidad de encontrar nuevas especies, observándose los mejores valores en las minas en los que la vegetación lleva 35 años de recuperación (± 30 especies en 5 parcelas), frente a las ± 24 especies en 5 parcelas sugeridas para las minas de 15 años de recuperación (Figura 1B).

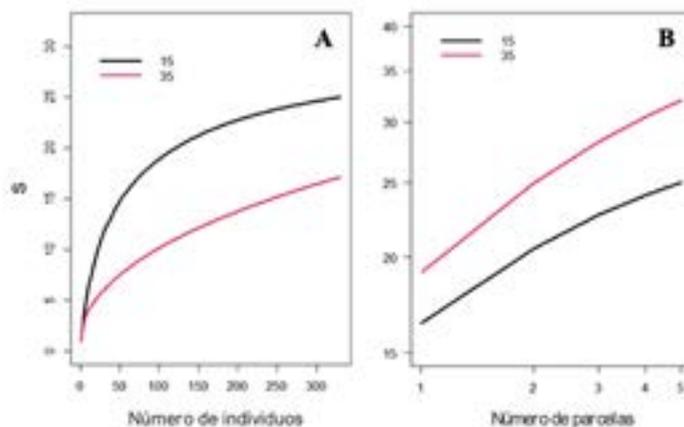


Figura 1. Figura 1. (A) Curva especie – individuo, (B) curva especie –área para bosques post-minería de 15 años (línea negra) y 35 años (línea roja) de recuperación. Fuente: elaboración propia

Distribución de abundancia de especie

Las distribuciones de abundancia de especies en los dos ecosistemas se ajustaron mejor por logaritmo normal que por serie logarítmica (Figura 2). Aunque el modelo logarítmico normal empleado tiende a subestimar sistemáticamente el número de especies más raras, funcionó mejor para ajustar el número de especies con las abundancias intermedias más comunes que la serie logarítmica (Figura 2).

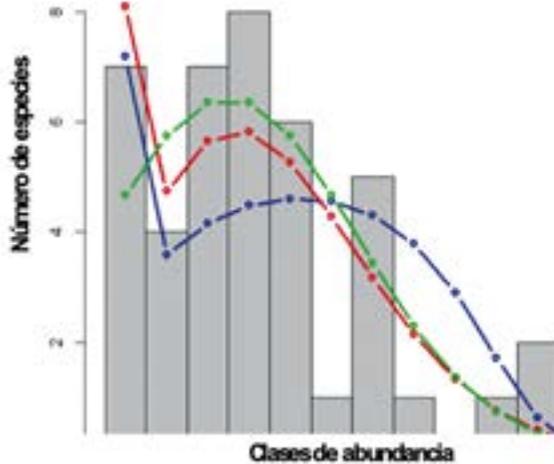


Figura 2. Distribuciones de abundancia de especies (barras) de todos los individuos para cada parcela de 0,25 ha para todas las especies, junto con el mejor ajuste lognormal (verde), logseries (azul) y Poisson normal (rojo).
Fuente: elaboración propia

Ordenación

El procedimiento de ordenación de escala multidimensional no métrica (NMDS, Figura 2S; 3S) permitió observar que existen disimilitudes a nivel florístico entre los dos ecosistemas muestreados, permitiendo visualizar claramente dos grupos. El RDA realizado permitió la visualización de tres grupos organizados de acuerdo con su semejanza florística. Estos grupos son: el primero representado por las parcelas 1 y 2, el segundo conformado por las parcelas 3 y 4 y el tercero comprendido por las parcelas de la 5 a la 9, que se encuentran agrupadas y presentan características florísticas similares. Finalmente, se observa que la parcela 10 se encuentra separada de los dos grupos (Figura 3A).

Al relacionar estos grupos con las variables ambientales y espaciales se aprecia que el patrón de agrupamiento observado en las parcelas de la 5 a la 9 (cuatro de ellas del bosque de 35 años de recuperación; 50%) tiende a ser explicado por las variables espacial PCNM2, mientras que las parcelas 1, 2 y 4 (30%) se explicaron por la presencia de K y la 3 y 10 (30%) por la presencia de P del suelo (Figura 3B).

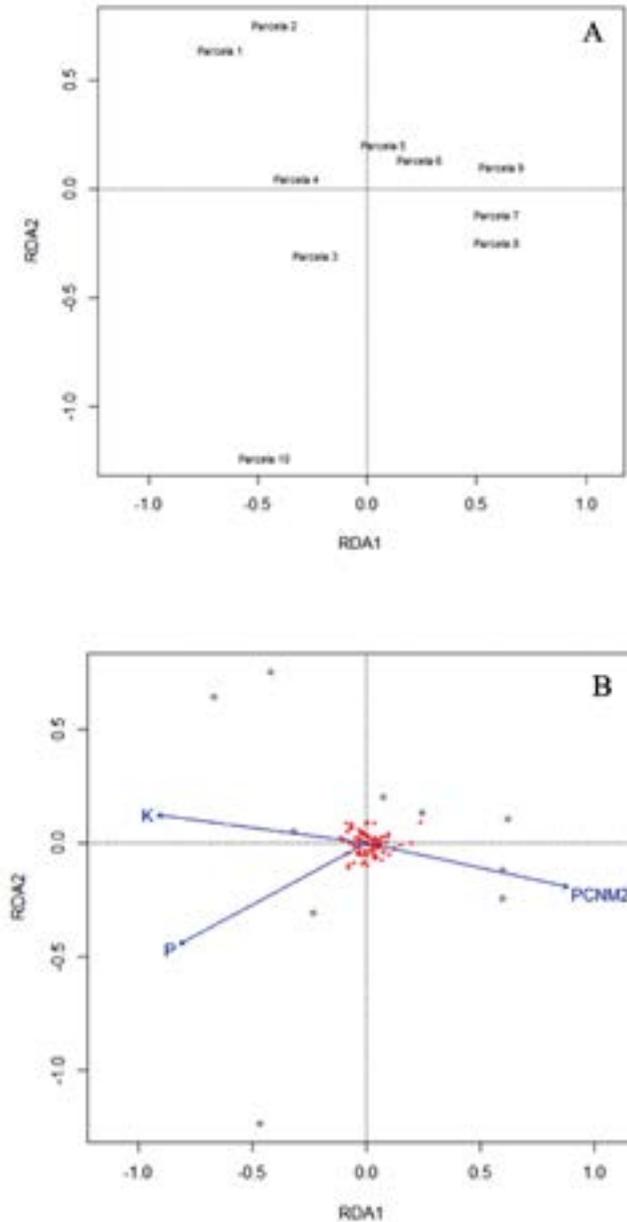


Figura 3. Analisis de redundancia (RDA), (A) visualización de los grupos formados de acuerdo a la composición florística de las parcelas, (B) variables que explican los patrones presentados.
Fuente: elaboración propia.

Partición de la variación

Las variables seleccionadas fueron matriz de suelos (variables ambientales), específicamente contenido de P y K. Para la matriz espacial, se seleccionó el PCNM 2, que representa distribución espacial entre parcelas.

El VARPART (Figura 4) mostró que el contenido de P y K explican el 40% de la variación en bosques post-minería de 15 y 35 años; mientras que las variables espaciales no explican para nada la variación y la fracción no explicada es de 66%. Asimismo, se denota que el suelo explica el 16% y los efectos compartidos entre las variables espaciales y ambientales es del 24% (Figura 4).

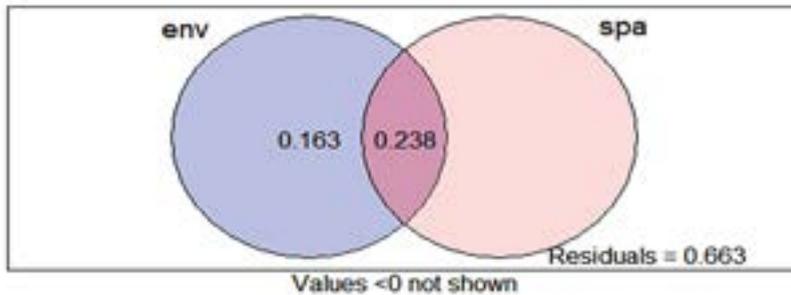


Figura 4. Resultados de partición de variación para matrices predictoras de factores que explican la variación en la composición florística de especies leñosas DAP ≥ 5 cm en 10 parcelas de 0,25 ha en bosques post-minería del Chocó biogeográfico.
Fuente: elaboración propia.

Discusiones

¿Existen diferencias en los patrones estructurales y de diversidad entre los bosques post-minería de 15 y 35 años?

A nivel florístico (composición, estructura y diversidad) se observó que hay una separación entre las parcelas de los bosques post-minería de 15 y 35 años. Esto pareciera estar relacionado con el tiempo de sucesión o recuperación de los sitios (Ramírez *et al.*, 2019). Al respecto, Quinto *et al.* (2013) han indicado que estas diferencias son muy comunes en cronosecuencias y que se generan en suelos post-

minería, en los que se presentan serios déficit nutricional producto del intercambio de los horizontes del suelo y la lixiviación de nutrientes que se da posterior a esta intervención (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz, 2016).

La pérdida de nutrientes pareciera ser un gran problema en los suelos post-minería del Chocó Biogeográfico (Tabla 2S; Quinto *et al.*, 2022) y al parecer tiene fuerte influencia en la recuperación de la diversidad de los sitios (Ramírez *et al.*, 2019). Esto se corrobora con los resultados obtenidos en la presente investigación, en el que la diversidad es inferior a la obtenida en investigaciones de bosques naturales de la misma zona de vida (Torres-Torres *et al.*, 2017; Mena-Mosquera *et al.*, 2020). De igual forma, se observó que, aunque la diferencia en riqueza de especie de los sitios muestreados no es muy grande la curva especie-individuo indica que a medida que se incrementa el muestreo de individuos el ecosistema más joven presentará más diversidad, pero cuando se aumenta el número de parcela la diversidad va a ser mayor en el bosque de 35 años. Este resultado difiere de lo obtenido por Valoyes y Ramírez (2020), quienes encontraron mayor diversidad para bosques post-minería de Condoto. Esto podría explicarse por diferencias en la topografía de los terrenos y tipo de minería practicado (p. ej. con draga, dragones o retroexcavadora).

¿Cuáles son los determinantes ambientales y espaciales de la similitud en composición florística de los dos bosques post-minería?

De acuerdo con los resultados obtenidos, el suelo, y en particular su contenido de nutrientes, juega un papel fundamental como determinante de la similitud y diferencia florística entre los sitios muestreados. Se ha observado una relación directa entre la composición de la vegetación y los nutrientes presentes en el suelo (Valois-Cuesta *et al.*, 2022). Además, el tipo de vegetación desarrollada en el suelo tiene un impacto significativo en el tiempo de recuperación de los ecosistemas (Ramírez *et al.*, 2019; Valoyes y Ramírez, 2020). En este sentido, los hallazgos de Oktavia *et al.* (2015) sugieren que en las áreas post-minería recién perturbadas se presentan pocos contenidos de cationes básicos (como Ca y Mg) en concentraciones de 0,0 y 0,5 me/100 g. Estos cationes son responsables del crecimiento radicular y el anclaje de las plantas. La presencia de estos bajos contenidos se asocia frecuentemente con la topografía resultante de la actividad minera, lo que facilita la lixiviación de nutrientes junto con la precipitación (Ramírez *et al.*, 2019). No obstante, con el paso del tiempo en este tipo de sucesión, se observa un incremento gradual de minerales como Ca y Mg (Sansupa *et al.*, 2021; Semy y Singh, 2021).

El análisis de ordenación (RDA) sugiere un patrón característico de este tipo de ecosistema en el que los sitios de mayor edad tienden a agruparse entre sí y los de menor edad tienden a quedar dispersos. Este hallazgo es similar a lo sugerido por Ramírez y Rangel-Ch. (2019) y Ramírez *et al.* (2019), quienes indicaron que la

composición florística del sitio es un gran responsable de esta separación, ya que los suelos que quedan después de la minería tienden a promover el crecimiento de algunos grupos de vegetación homogéneo, los cuales son reemplazados conforme aumentan los años, permitiendo esto en parte que lleguen a colonizar especies como las leguminosas que aportan al restablecimiento de la fertilidad del suelo (Feldpausch *et al.*, 2004; Paoli *et al.*, 2005).

Por su parte, al relacionar las diferencias en composición de los sitios con las variables ambientales, hay una separación triple: por un lado, se observó un grupo explicado por las variables espaciales (parcelas 5, 6, 7, 8 y 9), lo que puede ser atribuido a la ubicación o la forma como se encuentran distribuidas las parcelas, ya que el trabajo de minería es realizado por cortes que por lo general se realizan de forma lineal (Valois-Cuesta y Martínez, 2016), ocasionando esto pocas variaciones latitudinales o longitudinales. Por otro lado, hay un grupo que se explica por variables ambientales y a la vez, este se subdivide en dos grupos más a saber: los explicados por la presencia de P en el suelo (parcelas 3 y 10) y los relacionados con la presencia de K en el suelo (parcelas 1, 2 y 4). Frente a la influencia del suelo se ha indicado en gran parte de las investigaciones que la fertilidad del suelo (especialmente la disponibilidad de N, P y K) es el principal limitante de la composición estructura, diversidad y productividad del bosque (Sayer *et al.*, 2012, Álvarez-Clare *et al.*, 2013, Quinto y Moreno, 2017); por ejemplo, Feldpausch *et al.* (2004) señalaron que el N resulta ser el principal limitante en los primeros estados sucesionales del bosque, mientras que el P lo es en ecosistemas maduros (Paoli *et al.*, 2005). Esto en parte es explicado por Walker y Syers (1976), quienes señalaron que, durante el desarrollo del suelo, la meteorización de la roca madre o del material original proporciona la principal fuente de fósforo para el desarrollo inicial de la vegetación. Este material a lo largo de los años se agota gradualmente y por ende el P disponible (Viana-Cunha *et al.*, 2022).

También durante este proceso, los cationes básicos derivados de la roca como el calcio, el magnesio y el potasio pueden perderse por lixiviación o quedan poco disponibles por la oclusión de los óxidos de hierro y aluminio (Quinto *et al.*, 2022). Por su parte, el nitrógeno tiende a acumularse con el tiempo y los aportes de la fijación biológica superan las pérdidas de N (Hedin *et al.*, 2009). Por esta razón, a lo largo de las tres últimas décadas se ha tratado de comprobar en qué medida el P limita la productividad de los bosques (Wright *et al.*, 2011; Wright *et al.*, 2018; Wright, 2019; Viana-Cunha *et al.*, 2022).

En este sentido, Quinto y Moreno (2017), en bosques naturales del Chocó Biogeográfico han señalado que la productividad y sus componentes se encuentra limitados por múltiples nutrientes del suelo.

Conclusiones

Los bosques post-minería de 15 y 35 años estudiados presentan marcadas separaciones en su composición florística y estructura, atribuidas al tiempo de sucesión y recuperación de los sitios, donde la actividad minera ha generado déficits nutricionales en el suelo que afectan la diversidad y abundancia de especies presentes. Asimismo, se aprecia que el contenido de nutrientes en el suelo juega un papel clave en la similitud y diferencia florística entre los bosques post-mineros. Específicamente, el contenido de fósforo y potasio en el suelo parece influir en la composición de especies leñosas en los sitios muestreados. Además, el análisis de ordenación revela que los bosques más antiguos tienden a agruparse, lo que sugiere que la composición florística del suelo y la presencia de ciertos grupos de vegetación influyen en la recuperación del ecosistema con el tiempo.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación por el apoyo financiero a través del proyecto Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la producción neta del ecosistema en áreas degradadas por minería, como estrategia para potenciar la captura de carbono y la venta de servicios ambientales en el Chocó Biogeográfico (CÓDIGO 1128-852-72243), presentado por la Universidad Tecnológica del Chocó “D.L.C.”, la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, la Universidad de Valladolid (España), Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John Von Neumann – IIAP, y el SENA Chocó.

Referencias bibliográficas

- Alday, J. G., Marrs, R. H. y Martínez-Ruiz, C. (2010). The importance of topography and climate on short-term vegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering*, 36, 579-585. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.005>
- Álvarez-Berrios, N. L. y Mitchell-Aide, T. (2015). Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters*, 10(1), 014006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014006>
- Álvarez-Clare, S., Mack, M. C. y Brooks, M. (2013). A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. *Ecology*, 94(7), 1540-1551. <https://sci-hub.se/10.1890/12-2128.1>
- Asner, G. P., Llactayo, W., Tupayachi, R. y Luna, E. R. (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(46), 18454-18459. <https://doi.org/10.1073/pnas.1318271110>
- Borcard, D. y Legendre, P. (2002). All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153(1-2), 51-68. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(01\)00501-4](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(01)00501-4)
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, E., Pla, L., Vilchez-Mendoza, S. y Di Rienzo, M. J. (2010). Software de ecología cuantitativa Qeco: un enfoque colaborativo. *Revista Latinoamericana de Conservación*, 1, 73-75.
- Dray, S., Legendre, P. y Peres-Neto, P. R. (2006). Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196(3-4), 483-493. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015>
- Duque, A., Muller-Landau, H. C., Valencia, R., Cardenas, D., Davies, Stuart A., de Oliveira, A. J., Romero-Saltos, H. y Vicentini, A. (2016). Insights into regional patterns of Amazonian forest structure, diversity, and dominance from three large terra-firme forest dynamics plots. *Biodiversity and Conservation*, 26, 669-686. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1265-9>
- Espejo, J. C., Messinger, M., Román-Dañobeytia, F., Ascorra, C. y Luis, E. (2018). Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective. *Remote Sensing*, 10, 1903. <https://doi.org/10.3390/rs10121903>
- Feldpausch, T. R., Rondon, M. A., Fernandes, E. C. M., Riha, S. J. y Wandelli, E. (2004). Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecological Applications*, 14(4), 164-176. <https://doi.org/10.1890/01-6015>
- Fuentes, H. J., Ferrucho, C. C. y Martínez, W. A. (2021). La minería y su impacto en el desarrollo económico en Colombia. *Apuntes del CENES*, 40(71), 189-216. <https://doi.org/10.19053/01203053.v40.n71.2021.12225>

- González-Caro, S., Duivenvoorden, J. F., Balslev, H., Cavelier, J. Grández, C., Macía, M. J., Romero-Saltos, H., Sánchez, M. Valencia, R. y Duque, Á. (2020). Scale-dependent drivers of the phylogenetic structure and similarity of tree communities in northwestern Amazonia. *Journal of Ecology*, 00, 1-12
- Hedin, L. O., Brookshire, J., D. Menge y Barron, A. R. (2009). The Nitrogen Paradox in Tropical Forest Ecosystems. *The annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 613-635. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110246>
- Kalamandeen, M., Gloor, E., Johnson, I., Agard, S., Katow, M., Vanbrooke, A., Ashley, D., Batterman, S. A., Ziv, G., Holder-Collins, K., Phillips, O. L., Brondizio, E. S., Vieira, I., y Galbraith, D. (2020). Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1730–1740. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13669>
- Kraft, N., Valencia, R. y Ackerly, D. D. (2008). Functional Traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science*, 322, 580-582. <https://doi.org/10.1126/science.1160662>
- Lara-Rodríguez, J. S., Tosi, A. y Altamiras-Martin, A. (2020). Minería del platino y el oro en Chocó: pobreza, riqueza natural e informalidad. *Revista de Economía Institucional*, 22(42). <https://ssrn.com/abstract=3495556>
- Legendre, P. (2008). Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of plant Ecology*, 1(1), 3-8. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtm001>
- Legendre, P. y Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Legendre, P. y Legendre, L. F. J. (2012). *Numerical ecology* (Vol. 24). Elsevier.
- Legendre, P., Borcard, D. y Peres-Neto, P. R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75(4), 435-450. <https://doi.org/10.1890/05-0549>
- Loke, L. H. L. y Chisholm, R. A. (2023). Unveiling the transition from niche to dispersal assembly in ecology. *Nature*, 618, 537-542. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06161-x>
- Mena-Mosquera, V. E., Andrade, H. J. y Torres-Torres, J. J. (2020). Composición florística, estructura y diversidad del bosque pluvial tropical de la subcuenca del río Munguidó, Quibdó, Chocó, Colombia. *Entramado*, 16(1), 204-215. <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.16109>
- Mosquera-Andrade, D. H. (2014). Motores de la deforestación del bosque húmedo Tropical bh-T de la región noroccidental colombiana. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 33(2), 96-104. <http://dx.doi.org/10.18636/riutch.v33i2%20Jul-Dic.519>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R. y Wagner, H. (2013). Vegan: community ecology package. R Package Version. 2.1-25/r2418. <http://R-Forge.Rproject.org/projects/vegan/>
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R. y Legendre, P. (2019). Vegan: Community ecology package. R package version 2–5.
- Oktavia, D., Setiadib, Y. y Hilwanc, I. (2015). The comparison of soil properties in heath forest and postmined land: Basic for ecosystem restoration. *Procedia Environmental Sciences*, 28, 124-131. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.018>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L. y Jackson, R. B. (2013). The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44(1): 593-622. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>
- Paoli, G. D., Curran, L. M. y Zak, D. R. (2005). Phosphorus efficiency of aboveground productivity in Bornean rain forest: evidence against the unimodal efficiency hypothesis. *Ecology*, 86(6), 1548-1561. <https://doi.org/10.1890/04-1126>
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S. y Borcard, D. (2006). Variación partición de matrices de datos de especies: Estimación y comparación de fracciones. *Ecología*, 87(10), 2614-2625.
- Poveda, I. C., Rojas, C., Rudas, A. y Rangel-C., O. (2004). El Chocó biogeográfico: Ambiente Físico. En O Rangel-C. (eds), *Colombia Diversidad Biológica IV. El Chocó biogeográfico Costa Pacífica*. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia.
- Prado, P. I. y Miranda, M. D. (2013) Fitting species abundance model with maximum likelihood Quick reference for sads package. 1-20. https://cran.r-project.org/web/packages/sads/vignettes/sads_intro.pdf
- Quinto, H., Cuesta-Nagles, J., Mosquera-Sánchez, I., Palacios-Hinestroza, L. y Peñaloza, H. (2013). Biomasa vegetal en zonas degradadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 3(1), 53-64. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5168136>
- Quinto, H. y Moreno, F. (2014). Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó biogeográfico. *Revista Arvore*, 38(6), 1123-1132. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600017>
- Quinto, H. y Moreno, F. (2017). Net Primary Productivity and Edaphic Fertility in Two Pluvial Tropical Forests in the Choco Biogeographical Region of Colombia. *PLOS ONE*, 12(4), e0175620. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175620>
- Quinto, H., Ayala-Vivas, G. y Gutiérrez, H. (2022). Contenido de nutrientes, acidez y textura del suelo en áreas degradadas por la minería en el Chocó biogeográfico. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(179), 514-528. <https://doi.org/10.18257/racefyn.1615>
- R Development Core Team. (2022) *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ramírez, G. y Rangel-Ch., J. O. (2019). Sucesión vegetal en áreas de minería a cielo abierto en el bosque pluvial tropical del departamento del Chocó, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 43(169), 673-688. <https://doi.org/10.18257/racefyn.896>
- Ramírez, G., Quinto, H., Vargas, L. y Rangel-Ch., O. (2019). Temporary Effect of Mining on Breathing and on the Physicochemical Conditions of Soil. *Modern Environmental Science and Engineering*, 5(9), 837-848.
- Sansupa, C., Purahong, W., Wubet, T., Tiansawat, P., Pathom-Aree, W., Teaumroong, N., Chantawannakul, P., Buscot, F., Elliott, S. y Disayathanoawat, T. (2021). Soil bacterial communities and their associated functions for forest restoration on a limestone mine in northern Thailand. *PLoS ONE*, 16(4), e0248806. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0248806>
- Semy, K. y Singh, M. R. (2021). Comparative Assessment on the physico-chemical properties of coal mining affected and non-affected forest soil at Changki, Nagaland. *Indian Journal of Ecology*, 48(1), 36-42.
- Torres-Torres, J. J., Mena-Mosquera, V. E. y Álvarez, E. (2017). Carbono aéreo almacenado en tres bosques del Jardín Botánico del Pacífico, Chocó, Colombia. *Entramado*, 13, 200-209. <https://doi.org/10.18041/entramado.2017v13n1.25110>

- Torres-Torres, J. J., Mena-Mosquera, V. E. y Álvarez, E. (2016). Composición y diversidad florística de tres bosques húmedos tropicales de edades diferentes, en el Jardín Botánico del Pacífico, municipio de Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Revista Biodiversidad Neotropical*, 6(1), 12-21. <https://doi.org/10.18636/bioneotropical.v6i1.197.g376>
- Valois-Cuesta, H. y Martínez-Ruiz, C. (2016). Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó biogeográfico colombiano: actividad minera y conservación de la biodiversidad. *Bosque (Valdivia)*, 37(2), 295-305. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000200008>
- Valois-Cuesta, H., Martínez-Ruiz, C. y Quinto-Mosquera, H. (2022). Revegetación natural de áreas afectadas por minería de oro en la selva pluvial tropical del Chocó, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 70(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v70i1.50653>
- Valoyes, Z. y Ramírez, G. (2020). Flora emergente en un gradiente de sucesión post-aprovechamiento minero en Condoto, Chocó. *Ciencia en Desarrollo*, 11(1), 7-20. <https://doi.org/10.19053/01217488.v11.n1.2020.10358>
- Viana-Cunha, H. F., Andersen, K. M., Figueiredo, L., Delgado, F., Fonseca, I., Martins, A., et al. (2022). Direct evidence for phosphorus limitation on Amazon forest productivity. *Nature*, 608, 558-562. <https://www.nature.com/articles/s41586-022-05085-2>
- Walker, T. W. y Syers, J. K. (1976). The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15, 1-19. [https://sci-hub.se/10.1016/00-7061\(76\)90066-5](https://sci-hub.se/10.1016/00-7061(76)90066-5)
- Wright, S. J. (2019). Plant responses to nutrient addition experiments conducted in tropical forests. *Ecological Monographs*, 0(0), e01382. <https://doi.org/10.1002/ecm.1382>
- Wright, S. J., Turner, B. L., Yavitt, J. B., Harms, K. E., Kaspari, M., Tanner, E. V. J., Bujan, J. et al. (2018). Plant responses to fertilization experiments in lowland, species-rich, tropical forests. *Ecology* 99, 1129-1138. <https://doi.org/10.1002/ecy.2193>
- Wright, S. J., Yavitt, J. B., Wurzbarger, N., Turner, B. L., Tanner, E. V. J., Sayer, E. J. et al. (2011). Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology*, 92, 1616-1625. <https://doi.org/10.1890/10-1558.1>