

# *El Papel de los bosques del* **PACÍFICO COLOMBIANO** en la mitigación del cambio climático global



**HARLEY QUINTO-MOSQUERA**

**Fundación Biodiversidad, Cambio climático y Bienestar social**  
Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico John von Neumann  
Facultad de Ciencias Básicas

Universidad Tecnológica del Chocó "Diego Luis Córdoba"

2022







# **El Papel de los Bosques del Pacífico Colombiano en la Mitigación del Cambio Climático Global**

**Harley Quinto-Mosquera**

**Fundación Bi-Cambio Social**

**Instituto de Investigaciones Ambientales del  
Pacífico “John von Neumann”**

**Facultad de Ciencias Naturales  
Universidad Tecnológica del Chocó  
“Diego Luis Córdoba”**



**2022**







# **El Papel de los Bosques del Pacífico Colombiano en la Mitigación del Cambio Climático Global**

**Harley Quinto-Mosquera**

**Fundación Bi-Cambio Social**

**Biodiversidad, Cambio Climático y Bienestar Social**

**Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico  
“John von Neumann”**

**Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de  
Ecosistemas Tropicales**

**Facultad de Ciencias Naturales**

**Universidad Tecnológica del Chocó**

**“Diego Luis Córdoba”**



**2022**





**ISBN:** 978-958-8555-78-2

**Palabras clave:** Chocó Biogeográfico, Parcelas permanentes, Productividad, Suelos.

**Autor**

Harley Quinto-Mosquera

Biólogo, Magister en Bosques y Conservación Ambiental, Doctor en Ecología

Docente Investigador Facultad de Ciencias Naturales

Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”

e- mail: [hquintom@gmail.com](mailto:hquintom@gmail.com)

**Fotografías:** Harley Quinto-Mosquera

Editorial Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”

Derechos reservados conforme a la Ley. Prohibida la reproducción total o parcial de esta obra, sin los respectivos permisos de los autores.

Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”

Ciudadela Universitaria, Barrio Nicolás Medrano

Teléfonos: (4) 671-0237, 671-1616; Fax: (4) 671-0172

AA 292. Municipio de Quibdó, Departamento de Chocó, Colombia

<http://www.utch.edu.co>

Primera edición 2022

**Esta obra debe citarse:**

Quinto, H. (Ed.). (2022). *El Papel de los Bosques del Pacífico Colombiano en la Mitigación del Cambio Climático Global* (pp. 1-258). Fundación Biodiversidad, Cambio Climático y Bienestar Social, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Universidad Tecnológica del Chocó.

**Los capítulos deben citarse:**

Quinto, H. (2022). El Cambio climático global y sus efectos en el Pacífico colombiano. En H. Quinto (Ed.), *El Papel de los Bosques del Pacífico Colombiano en la Mitigación del Cambio Climático Global* (pp. 21-27). Fundación Biodiversidad, Cambio Climático y Bienestar Social, Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Universidad Tecnológica del Chocó.



## Dedicatoria

A Dios Todopoderoso.

A mi hija Heylin Andrea Quinto, a Rodrigo, y a mi mujer Mayira Guerrero Machado quienes son mi familia y mi inspiración, quienes me motivan día a día para seguir adelante.

A mi madre, Belén Mosquera Waldo, mis hermanos Jhon Wiston, Wilman, Haminton, Heiler, Heidi Jhoana y Juan Camilo y amigos, quienes son un verdadero soporte en tiempos difíciles.

A la memoria de mi querido padre José Adelio Quinto Martínez (qepd) y de mi hermano Haiber David Quinto Mosquera (qepd), quienes en vida apoyaron fehacientemente mi proceso formativo como persona.

**Harley Quinto-Mosquera**





## Agradecimientos

Los resultados del presente trabajo fueron cofinanciados por instituciones como la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”, el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación (MINCIENCIAS), la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico “John von Neumann”, mediante el proyecto de investigación titulado: “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) año 2020-2021.

Asimismo, contribuyeron en la financiación de estas investigaciones los recursos del Convenio 0010-2013 firmado entre la Universidad Tecnológica del Chocó, la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín y el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS), en el marco del proyecto titulado: “Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la productividad primaria neta de bosques pluviales tropicales del departamento del Chocó”.

Al Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico “John von Neumann”, por la financiación de la investigación en los Manglares de Nuquí, presentada en el Capítulo 6.

A los estudiantes, investigadores y profesores Flavio H. Moreno Hurtado, Hamleth Valois Cuesta, Eva Ledezma, Alicia Mena, Esteban Álvarez Dávila, Cesar Emir Díaz, Elmer Rentería, Reimer Rengifo Ibargüen, Ditter Horacio Mosquera (qepd), Danilza Marcela Bellido, Yacid Dario Córdoba Pino, Rosa Alejandra Herrera Padilla, Haylin Llineth Caicedo Moreno, May Thelis Yineth Pérez Luis, Hilda Yineth Valoyes Hinstroza, Fancy Yineth Mena Domínguez, Yeison Rivas, Jeffersson Mena, Rubi Yaneth Mosquera Mosquera, quienes contribuyeron con las distintas actividades de recolección y análisis de los datos presentados en los distintos capítulos.

A las comunidades del Chocó, en especial a las personas de las localidades de Nuquí, Salero, Opogodó y Pacurita, quienes nos brindaron su hospitalidad en el desarrollo de las distintas investigaciones plasmadas en esta obra.

Mil gracias...





## Contenido

Pág.

- 19 Sección 1. Generalidades sobre el cambio climático global**
- 21 Capítulo 1.** El Cambio climático global y sus efectos en el Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera
- 29 Sección 2. Carbono almacenado en bosques del Pacífico colombiano**
- 31 Capítulo 2.** Biomasa aérea y suelos en un bosque pluvial tropical en el Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera
- 57 Capítulo 3.** Biomasa de raíces gruesas de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, H Valoyes, F Mosquera
- 71 Capítulo 4.** Biomasa de raíces finas y su relación con la fertilidad del suelo de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, F Moreno-Hurtado, HY Caicedo-Moreno, MTY Pérez-Luis
- 95 Capítulo 5.** Biomasa aérea y subterránea de áreas degradadas por minería en el Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, J Cuesta-Nagles, L Palacios, I Mosquera, H Peñaloza-Murillo
- 111 Capítulo 6.** Biomasa aérea y subterránea de manglares y bosques de transición en la costa pacífica colombiana. H Quinto-Mosquera, Y Rivas-Urrutia, H Valoyes-Hinestroza, JV Arboleda
- 143 Sección 3. Captura de carbono en bosques del Pacífico colombiano**
- 145 Capítulo 7.** Captura de carbono y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, F Moreno-Hurtado
- 167 Capítulo 8.** Dinámica de raíces finas y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, H Caicedo-Moreno, MT Pérez-Luis, F Moreno-Hurtado



**Pág.**

- 183 Capítulo 9.** Producción de hojarasca y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. H Quinto-Mosquera, F Mena-Domínguez, H Valoyes-Hinestroza
- 201 Sección 4. El papel de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático global**
- 203 Capítulo 10.** El papel de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático global. H Quinto-Mosquera, M Guerrero-Machado
- 249 Sección 5. Conclusiones generales**
- 251 Capítulo 11.** Conclusiones generales
- 256 Anexos**





## Lista de autores

### **Harley Quinto-Mosquera**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”.

Correo: d-harley.quinto@utch.edu.co, hquintom@gmail.com

### **Flavio Moreno Hurtado**

Doctorado en Ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Correo: fhmoreno@unal.edu.co

### **Jair Cuesta Nagles**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: jcnagles@hotmail.com

### **Mayira Guerrero Machado**

Programa de Derecho. Facultad de Derecho. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: mayiraguerrero@hotmail.com

### **Hilda Yineth Valoyes Hinestroza**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: yineth9107@gmail.com

### **Fancy Yineth Mena Domínguez**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: fancymena@gmail.com

### **Haylin Yineth Caicedo Moreno**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: haylincaicedo@gmail.com



**May Thelis Yineth Pérez-Luis**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”.

**Lever Palacios Hinestroza**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: leviskyph26@hotmail.com

**Ingrid Jhoana Mosquera**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”.

**Harry Peñaloza-Murillo**

Programa de Biología. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. Correo: panchana05@hotmail.com





## Prólogo

En la actualidad uno de los principales problemas ambientales del mundo, es el cambio climático global. Es claro que a esta problemática hay que darle solución, y una de las alternativas es el desarrollo de programas de conservación de los bosques naturales. Por esta razón, el departamento del Chocó presenta grandes oportunidades y potencialidades, porque, la mayor parte de su territorio corresponde a bosques naturales que albergan una exuberante biodiversidad y que contribuyen con la captura de carbono atmosférico y con la mitigación del cambio climático global. De allí la importancia de evaluar las tasas de captura y almacenamiento de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó.

La Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba” y el Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico “John von Neumann”, como instituciones dedicadas a la investigación, comprometidas con el desarrollo sostenible de la región y el país, se han tomado la tarea de evaluar las tasas de captura de carbono de los distintos bosques de la región y lo han empezado a realizar mediante proyectos de investigación que realizan sus investigadores, profesores y estudiantes, como se evidencia en esta obra, que muestra que se vienen desarrollando esfuerzos, pequeños, pero que representan mucho en términos de la excelencia académica, desarrollo científico y económico para la región.

Por esta razón, los invito a leer los distintos capítulos de este libro, pues esperamos que sirva de material de consulta y de herramienta de trabajo para estudiantes, profesores, profesionales independientes y personas interesadas en el manejo de ecosistemas bosques y en mitigar el cambio climático global. Asimismo, invito al autor de la obra a que continúe contribuyendo con la Institución y con el país con publicaciones como esta, que seguramente no será la última.

**William Klinger Brahan**

**Director General**

**Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico “John von Neumann”**





## Presentación

El cambio climático global es el problema ambiental más relevante para la humanidad en la actualidad; tiene consecuencias enormes sobre el desarrollo económico mundial, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático-IPCC 2014). Este fenómeno ambiental, tiene su principal causa en la emisión antropogénica de gases con efecto de invernadero (GEI), como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que son producto de la quema de combustibles fósiles, producción de cemento, cambio de uso del suelo (deforestación), y en gran medida, son el resultado del crecimiento económico y demográfico de la población humana (IPCC 2007, 2014, Moss *et al.* 2010). Como los bosques, mediante su proceso de fotosíntesis, capturan y almacenan grandes cantidades de  $\text{CO}_2$  atmosférico (Schimel *et al.* 2001, Pan *et al.* 2011), se hace necesario evaluar las existencias, tasas de captura y emisiones de carbono de los distintos ecosistemas boscosos del mundo, y con ello, determinar su papel en la reducción o mitigación del cambio climático global.

La región del Pacífico colombiano, conocida también como el Chocó Biogeográfico, es considerada como uno de los hotspots de mayor biodiversidad y grado de endemismo del mundo (Myers *et al.* 2000). Además, cuenta con más de 7,8 millones de hectáreas de bosques naturales en el Chocó, de las cuales el 75% son bosques maduros bien conservados; además, se han registrado aproximadamente 3866 especies de plantas, 43 de reptiles, 48 de anfibios y 407 de aves (Forero y Gentry 1989, Rangel *et al.* 1995). Sin embargo, en esta región es escasa la información sobre las tasas de captura y almacenamiento de  $\text{CO}_2$  atmosférico. También se desconoce cuánta cantidad de carbono es capturado y almacenado por los distintos tipos de bosque de la región, cómo influyen las condiciones ambientales sobre la captura y almacenamiento de carbono, cuánta cantidad de carbono es emitida a la atmósfera producto de la degradación y deforestación de bosques. En síntesis, se desconoce el papel de estos bosques en la mitigación del cambio climático global. Debido a lo anterior, en el presente documento se hace una compilación y análisis de los estudios realizados al respecto en la región.

En el presente documento se presentan los resultados de investigaciones relacionadas con la medición de carbono en los bosques del Pacífico colombiano. El documento está dividido en cinco secciones y doce capítulos. En la primera sección se presentan generalidades sobre el cambio climático global, y en el primer capítulo que detallan los conceptos sobre cambio climático global y los efectos sobre los bosques



y ecosistemas del Pacífico colombiano. En la segunda sección aparecen los estudios y evaluaciones de las existencias de carbono en diferentes bosques de la región; se presentan cuantificaciones de la biomasa aérea, subterránea, de raíces finas, de áreas degradadas y de manglares.

En la tercera sección se muestran estudios sobre la captura de carbono en bosques del Pacífico colombiano, donde se destacan los estudios sobre captura de carbono y su relación con el suelo en bosques lluviosos, el trabajo sobre la dinámica de raíces finas y su relación con el suelo en bosques, y finalmente, una investigación relacionada con la medición de la producción de hojarasca y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano. En la cuarta sección, se analiza el papel de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático global, se hace una evaluación a nivel del departamento del Chocó, donde se describen las tasas de captura de carbono de cada uno de los municipios, así como sus tasas de deforestación y con ello se estima la capacidad de los bosques de capturar o emitir carbono.

Finalmente, en la última sección se presentan las conclusiones generales de los capítulos mencionados y se realizan aseveraciones relacionadas con la finalidad del documento. En síntesis, se espera que esta obra sirva de herramienta para mejorar la evaluación de la captura de carbono del bosque, desarrollar proyectos de reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) y reconocer el papel fundamental de estos bosques en la mitigación del cambio climático global.

**Harley Quinto-Mosquera**

**Autor**





Sección 1. Generalidades sobre el  
cambio climático global



## Capítulo 1

# El cambio climático global y sus efectos en el Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera

### Definición

El cambio climático global en la actualidad es el problema ambiental más relevante para la humanidad (IPCC 2007, 2014). Este fenómeno tiene consecuencias enormes sobre el desarrollo económico, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (IPCC 2014). La principal causa de este cambio climático es la emisión antropogénica de gases con efecto de invernadero (GEI), como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que son producto de la quema de combustibles fósiles, producción de cemento, cambio de uso del suelo, y en gran medida, el resultado del crecimiento económico y demográfico de la población humana (IPCC 2014). En este sentido, diferentes investigaciones reportan que producto de este fenómeno se han registrado incrementos en la temperatura de la atmósfera y el océano, reducción en los volúmenes de hielo y nieves perpetuas, aumento en el nivel del mar, cambios en los niveles de precipitación, y mayor frecuencia de eventos extremos como el ENSO, sequías, inundaciones, incendios forestales, huracanes y tornados (IPCC 2001, 2007). En síntesis, bajo los distintos escenarios climáticos se esperan impactos negativos catastróficos sobre la biodiversidad (migraciones y extinciones de especies), los ecosistemas naturales y sistemas socioeconómicos humanos (infraestructura, producción de alimentos, economía y salud), que ameritan el desarrollo de programas de adaptación y mitigación (IPCC 2007, 2014).

### Generalidades sobre el cambio climático en Colombia

En Colombia, actividades económicas como la quema de combustibles (petróleo, carbón y gas natural), agricultura extensiva, ganadería, aprovechamiento




to forestal y minería generan considerables emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, contribuyendo así al cambio climático global (IDEAM 2010, Ortega *et al.* 2010). Sin embargo, a pesar de que Colombia contribuye sólo con el 0,37% de la contaminación GEI, es altamente vulnerable a los efectos del cambio climático; en consecuencia, se esperan afectaciones negativas sobre ecosistemas costeros, páramos, glaciares y bosques secos, debido, sobre todo, a cambios en temperatura y precipitación (IDEAM 2010, Ortega *et al.* 2010). Asimismo, se prevén reducciones en la producción de alimentos, incremento de sequías, incendios e inundaciones, y brotes en enfermedades como la malaria, como consecuencia de eventos climáticos extremos como el fenómeno del Niño (IDEAM 2010, Ortega *et al.* 2010). Bajo este contexto, se hace necesaria la implementación de políticas, programas y proyectos que contribuyan a la disminución de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, y a la conservación de ecosistemas almacenadores de carbono, en aras de mitigar y reducir al máximo posible el cambio climático global.

Una de las principales alternativas para mitigar el cambio climático global es la implementación de programas de reducción de emisiones de GEI por deforestación y degradación de bosques (REDD+) (Ortega *et al.* 2010). En estos programas, se brindan incentivos económicos para el desarrollo de diversas actividades productivas alternativas que permitan la conservación de bosques naturales, y que contribuyan con la reducción de la deforestación (Ortega *et al.* 2010, Conservation International 2013). Según Conservation International (2013) para el desarrollo de los proyectos REDD con metodologías de Verified Carbon Standard (VCS) se requiere evaluar componentes mínimos como condiciones iniciales de aplicabilidad, línea base de GEI en el ecosistema, tasas de deforestación historia y actual, fugas de GEI, monitoreo de GEI, niveles de incertidumbre de mediciones y cuantificación de las reservas y fuentes de carbono (Conservation International 2013). Particularmente, la medición precisa de los *stocks* de carbono del bosque, como la biomasa aérea y subterránea de los árboles, biomasa de plántulas y arbustos, hojarasca, madera muerta (caída y en pie), carbono del suelo y productos forestales no maderables, es un requisito fundamental para la implementación de proyectos REDD (Ortega *et al.* 2010, Conservation International 2013).

## Captura y almacenamiento de carbono en bosques tropicales y del Pacífico colombiano

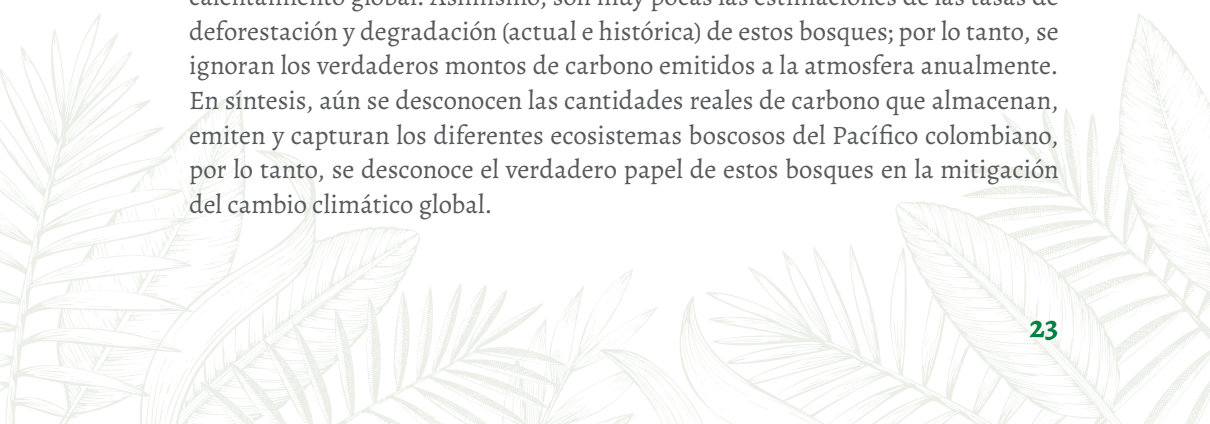
Los bosques lluviosos tropicales, debido a sus altas tasas de captura y almacenamiento de carbono, y a su papel como sumideros y reservorios de CO<sub>2</sub> atmosférico





rico, tienen un rol fundamental en el balance del carbono y en la mitigación del cambio climático global (Dixon *et al.* 1994, Clark *et al.* 2001, Pan *et al.* 2011). Con base en ello, en Colombia, con el objetivo de reducir el calentamiento global de forma significativa, se pueden desarrollar programas regionales de conservación de bosques naturales, también, implementar programas REDD+ como alternativas de mitigación y adaptación al cambio climático global (Ortega *et al.* 2010). Particularmente, en regiones como el Pacífico colombiano, sería fundamental desarrollar programas REDD+ como estrategia de desarrollo socioeconómico y ambiental, porque estos programas contribuyen a la conservación de los bosques naturales y ayudan a mitigar el calentamiento global. Además, esta región posee cerca de 7,8 millones de hectáreas de bosques maduros tropicales bien conservados en el departamento de Chocó, pero al mismo tiempo, se realizan actividades antropogénicas como la minería y el aprovechamiento forestal, con las que se deforestan y degradan cerca de 360 hectáreas de bosque natural anualmente (IIAP 2001, Ramírez y Ledezma 2007), que reduce la capacidad de estos ecosistemas de mitigar el cambio climático global.

En algunos bosques pluviales tropicales del departamento del Chocó en el Pacífico colombiano, se han registrado valores de biomasa arbórea total (aérea + subterránea) entre 223,67 y 324,98 toneladas por hectárea ( $t\ ha^{-1}$ ) (Rodríguez 1989, Quinto y Moreno 2011), biomasa de raíces finas de entre 5,91 y 6,28  $t\ ha^{-1}$  (Quinto *et al.* 2016), tasas de producción de hojarasca de entre 7,2 y 8,1  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$  (Rodríguez 1989, Quinto *et al.* 2007, Quinto 2016) y una productividad primaria neta total entre 23,7 y 24,19  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$  (Quinto 2016, Quinto y Moreno 2017), que corroboran la función de estos ecosistemas boscosos como sumideros y reservorios de carbono atmosférico (Quinto 2016, Quinto y Moreno 2011, 2017). Sin embargo, a pesar de que estos bosques realizan este importante rol en la mitigación del cambio climático global, la mayoría de los estudios se han realizado en unos pocos sitios (Bajo Calima, Salero, Opogodó y Pacurita), y aún es escaso lo que se conoce sobre la verdadera función de la mayoría de los bosques de la región frente al calentamiento global. Asimismo, son muy pocas las estimaciones de las tasas de deforestación y degradación (actual e histórica) de estos bosques; por lo tanto, se ignoran los verdaderos montos de carbono emitidos a la atmósfera anualmente. En síntesis, aún se desconocen las cantidades reales de carbono que almacenan, emiten y capturan los diferentes ecosistemas boscosos del Pacífico colombiano, por lo tanto, se desconoce el verdadero papel de estos bosques en la mitigación del cambio climático global.





## Posibles efectos del cambio climático global en el Pacífico colombiano

De acuerdo con las investigaciones realizadas por diferentes entidades, y basados en las proyecciones del cambio climático global (Poveda *et al.* 2004, IDEAM 2010, Ortega *et al.* 2010, IPCC 2007, 2014), se esperan los siguientes efectos en el territorio del Pacífico colombiano en general:

- Incremento en la precipitación promedio anual.
- Incrementos en inundaciones (Figura 1) y deslizamientos en áreas montañosas.
- Reducciones de la fertilidad edáfica y la producción de alimentos agrícolas.
- Mayor frecuencia de eventos climáticos extremos como el fenómeno del Niño.
- Mayor frecuencia de enfermedades como la malaria.
- Incrementos en las tasas de captura y almacenamiento de carbono de bosques.
- Mayor recambio de la biomasa de bosques y reciclaje de nutrientes.
- Cambios en la composición de especies arbóreas de los bosques.



**Figura 1.** Inundaciones registradas en los ríos San Juan y Baudó, en el departamento del Chocó.

Fotografías tomadas por Natalia Palacios Murillo y Jasleiby Mena Abadía.



## Conclusiones

Los análisis muestran que, el cambio climático global tendrá efectos negativos catastróficos sobre la biodiversidad: migraciones y extinciones de especies; los ecosistemas naturales y sistemas socioeconómicos humanos: infraestructura, producción de alimentos, economía y salud, que ameritan el desarrollo de programas de adaptación y mitigación (IPCC 2007, 2014), sobre todo en el Pacífico colombiano. En consecuencia, como punto de partida, se espera determinar el papel de los bosques de la región en la mitigación del cambio climático, especialmente en términos del carbono capturado y almacenado en los distintos tipos de bosque.

## Bibliografía

- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forest: Concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTJYLI>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni, E. Holland. 2001b. Net primary production in forest: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11 (2): 371-84. <https://bit.ly/3uFRudX>
- Conservation International. 2013. Manual de metodologías REDD VCS para desarrolladores de proyectos. Versión 2.0. <https://bit.ly/3tUS6NK>
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A., Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263: 185-90. <https://bit.ly/3wOnMWV>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Ruiz-Murcia, J. F. 2010. Cambio climático en temperatura, precipitación y humedad relativa para Colombia usando modelos meteorológicos de alta resolución (Panorama 2011-2100). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Subdirección de Meteorología. Nota Técnica Ideam-Meteo/005-2010. Bogotá. Colombia. 91 pp. <https://bit.ly/3tUL6Al>
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). 2001. Informe Técnico Aspectos mineros en el Chocó. Informe de Proyecto. Quibdó. Colombia.
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). 2015. Plan Integral de Cambio Climático del Departamento del Chocó (PICC-Chocó). Ministerio



de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). Quibdó. Colombia. 211 pp. <https://bit.ly/35whArm>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014. Climate Change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Core Writing Team. R. K. Pachauri, L. A. Meyer (eds.). IPCC. Geneva. Switzerland. 151 pp. <https://bit.ly/36BpMqV>

IPCC. 2001. Glosario de términos. Anexo B. Mitigation. Contribution of working group iii to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. R. T. Watson. The World Bank and the Core Writing Team (ed.). Dokken D. J., M. Noguer, P. van der Linden, C. Johnson, J. Pan, and the GRID-Arendal design studio. <https://bit.ly/3wZOKuu>

IPCC. 2007. Cambio climático. Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://bit.ly/3DoLqdO>

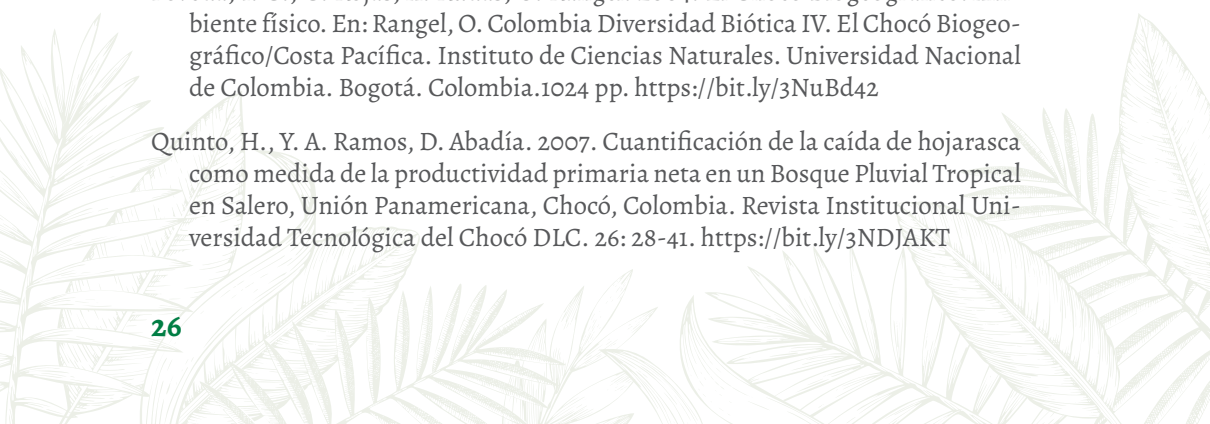
Ortega-P. S. C., A. García-Guerrero, C-A. Ruiz, J. Sabogal, J. D. Vargas (eds.) 2010. Deforestación evitada. Una guía REDD + Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Conservación Internacional Colombia. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). The Nature Conservancy. Corporación Ecoversa. Fundación Natura. Agencia de Cooperación Americana (USAID). Patrimonio Natural - Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas y Fondo para la Acción Ambiental. Bogotá. Colombia. 72 pp. <https://bit.ly/3DtX5b3>


Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, *et al.* 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333: 988-93. <https://bit.ly/3IVF3j9>

Poveda, G, O. J. Mesa. 2000. On the existence of Lloró (the rainiest locality on Earth): enhanced ocean-land-atmosphere interaction by a low-level jet. *Geophys Res Lett*. 27: 1675-8. <https://bit.ly/3NDIuPh>

Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, O. Rangel. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel, O. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3NuBd4z>

Quinto, H., Y. A. Ramos, D. Abadía. 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un Bosque Pluvial Tropical en Salero, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 26: 28-41. <https://bit.ly/3NDJAKT>



- 
- Quinto, H., F. H. Moreno. 2011. Dinámica de la biomasa aérea en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 64 (1): 5917-36. <https://bit.ly/3LrMb8L>
- Quinto, H., F. H. Moreno. 2016. Precipitation effects on soil characteristics in tropical rain forests of the Chocó biogeographical region. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 69 (1): 7813-23. <https://bit.ly/3Nv5XC9>
- Quinto, H. 2016. Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la productividad primaria neta de bosques pluviales tropicales del departamento del Chocó. Tesis doctoral. Área Curricular en Bosques y Conservación Ambiental. Departamento de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. 120 pp.
- Quinto, H., F. H. Moreno, M. H. Caicedo, L. M. Pérez. 2016. Biomasa de raíces finas y fertilidad del suelo en bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano. *Revista Colombia Forestal*. 19 (1): 53-66. <https://bit.ly/372V1KZ>
- Quinto-Mosquera H, F. H. Moreno. 2017. Net primary productivity and edaphic fertility in two pluvial tropical forests in the Chocó Biogeographical region of Colombia. *PLoS ONE*. 12 (1): e0168211. <https://bit.ly/3IT3s95>
- Ramírez, G., E. Ledezma. 2007. Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 26: 58-65. <https://bit.ly/3LMib7R>
- Rodríguez, J. C. 1989. Consideraciones sobre la biomasa, composición química y dinámica del bosque pluvial tropical de colinas bajas. Bajo Calima. Buenaventura, Colombia. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF). Serie Documental N° 16. Bogotá. Colombia.





## Sección 2. Carbono almacenado en bosques del Pacífico colombiano



## Capítulo 2

# Biomasa aérea y suelos en un bosque pluvial tropical en el Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera

### Resumen

Se evaluó la relación de la biomasa aérea (BA) y la productividad primaria neta (PPN) arbórea con las condiciones edáficas en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia. El estudio se realizó en una parcela permanente de investigación, donde se inventariaron dos parcelas (E y U) de una hectárea cada una. En los años 1998, 2005 y 2008 se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) a los árboles con  $DAP \geq 10$  cm y se determinaron BA y PPN arbóreas mediante ecuaciones. Igualmente, en las parcelas se tomaron 50 muestras de suelo a 20 cm de profundidad, a las que se les analizó la textura, pH, contenido de materia orgánica (MO) y contenido de nutrientes. Los suelos del bosque pluvial de Salero presentaron en promedio bajas concentraciones de nutrientes (P, K, Ca, Mg, Al) y muy altas concentraciones de MO, además son suelos fuertemente ácidos, con pH de 4,7 en promedio. La textura más frecuente fue limosa con un promedio de 45,54%. La MO estuvo positivamente asociada con Ca, Mg, K, CICE y textura arenosa, y negativamente con P y textura limosa. La BA en la parcela E fue de 259,9 t ha<sup>-1</sup> promedio, y en la parcela U fue de 179,22 t ha<sup>-1</sup>. Hubo diferencias significativas entre las medianas de la BA de las parcelas E y U ( $T= 7,43$ ;  $P= 0,006$ ). Se presentó un incremento neto en la BA de 2,62 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En la textura franco arenosa se presentaron los menores valores de BA. La BA total estuvo asociada positivamente con K y negativamente con la altitud y el pH. La BA de los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) fue la que mayor asociación presentó con las variables edáficas. Los resultados soportan la hipótesis de la asociación existente entre la BA y las condiciones edáficas, que podría tener efectos significativos para la dinámica del carbono regional, en el marco del cambio climático.

**Palabras clave:** Cambio climático global, Materia orgánica, Parcela permanente, Potasio, Productividad primaria neta, Salero.



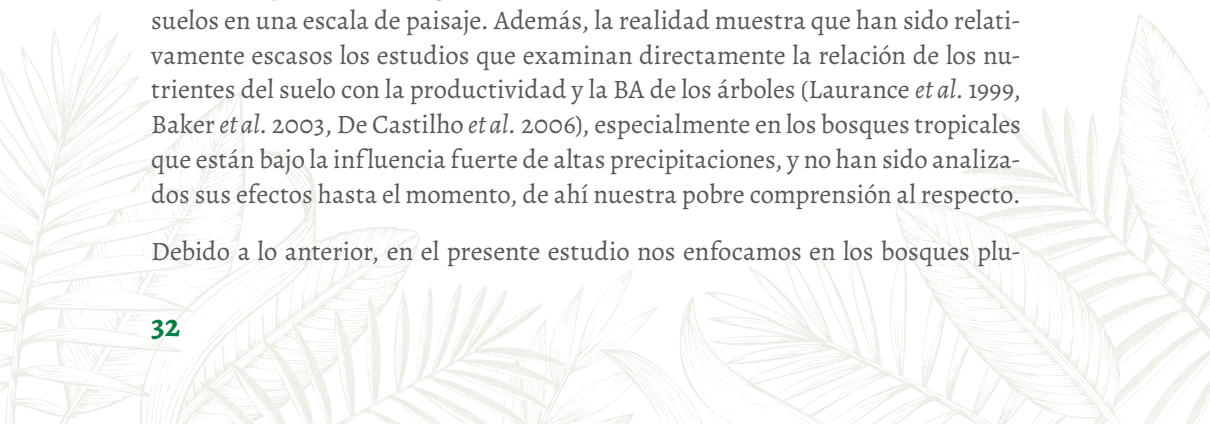
## Introducción

Los bosques tropicales representan cerca del 40% del carbono (C) total existente en los ecosistemas terrestres del planeta (Dixon *et al.* 1994), 36% de la productividad primaria neta (PPN) global (Field *et al.* 1998) y tienen la capacidad de almacenar C en sus compartimientos aéreos y subterráneos (Phillips *et al.* 1998, Schlegel 2001, Clark *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003, Chave *et al.* 2008, Quinto *et al.* 2010). En los últimos años el problema del cambio climático global se ha incrementado debido al aumento de las emisiones de gases con efecto de invernadero (GEI) a la atmósfera, sobre todo de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (IPCC 2007); la evaluación de las existencias de C, biomasa aérea (BA) y productividad de los bosques es fundamental y necesaria, en el marco del calentamiento global.

La captura y las existencias de C en los bosques tropicales dependen de diferentes elementos ecológicos como: temperatura, precipitación, humedad, radiación solar, el tipo y contenido de nutrientes del suelo, régimen de disturbios, estado sucesional, especie vegetal, posición topográfica e impactos humanos de cada zona, entre otros (Cardozo y Schnetter 1976, Whitmore 1975, Laurance *et al.* 1999, Clark y Clark 2000, Schuur 2003), que hacen más complejo el entendimiento de este fenómeno. Además, nuestra comprensión sobre la influencia de estas variables sobre la BA de los bosques es aún muy limitada, sobre todo, la influencia de factores como el suelo o la topografía de cada región que varían enormemente, y generan mayor complejidad al análisis de la dinámica del C global.

En tal sentido, en la región neotropical existen diversos tipos de suelos, entre los que se pueden mencionar los entisoles, espodosoles, inceptisoles, oxisoles, ultisoles, histosoles, alfisoles, entre otros, que varían en sus características físicas y químicas (Buol *et al.* 1981). A pesar de tan amplia variación, muchos de los árboles tropicales crecen en suelos relativamente pobres en nutrientes y muestran altas concentraciones de BA (Montagnini y Jordan 2002, Clark 2002), por lo cual se considera que aún existe gran incertidumbre científica sobre la relación BA vs. suelos en una escala de paisaje. Además, la realidad muestra que han sido relativamente escasos los estudios que examinan directamente la relación de los nutrientes del suelo con la productividad y la BA de los árboles (Laurance *et al.* 1999, Baker *et al.* 2003, De Castilho *et al.* 2006), especialmente en los bosques tropicales que están bajo la influencia fuerte de altas precipitaciones, y no han sido analizados sus efectos hasta el momento, de ahí nuestra pobre comprensión al respecto.

Debido a lo anterior, en el presente estudio nos enfocamos en los bosques plu-





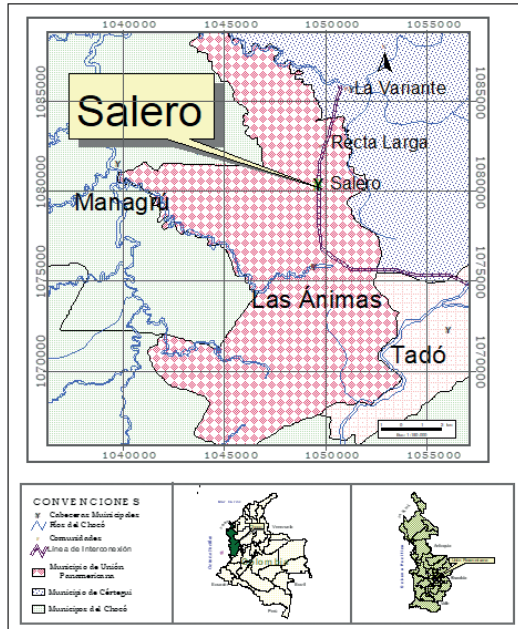
viales tropicales sometidos a fuertes regímenes de precipitación (>10.000 mm anuales), como es el caso de los bosques húmedos del Chocó Biogeográfico, que son ecosistemas ubicados sobre todo en el occidente de Colombia y Ecuador, y representan un potencial sumidero y reservorio de C global. Sin embargo, están siendo degradados y deforestados intensamente, y se ignora la relación de la BA arbórea con las condiciones edáficas de la región. Por tal razón, nos planteamos el siguiente interrogante: ¿Cómo se relaciona la BA y la PPN arbórea de un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico con las condiciones edáficas en una escala local? Y evaluamos la hipótesis: la BA y la PPN incrementan con el aumento en la concentración de nutrientes y materia orgánica del suelo.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en una parcela permanente de investigación (PPIB) ubicada en un bosque pluvial tropical primario de tierras bajas localizado en el corregimiento de Salero, municipio de Unión Panamericana, departamento del Chocó, Colombia, en las coordenadas 5°18'950" de latitud norte y a los 76°36'742" de longitud oeste (Figura 1). Este bosque se encuentra en la zona de vida de bosque pluvial Tropical (bp-T) (Holdridge 1996); la precipitación promedia anual de la región es cercana a 10.000 mm, la temperatura promedia varía entre 26°C y 30°C, y la humedad relativa es de 90% (García *et al.* 2003).

Esta parcela se instaló en el año 1998, al nororiente de la comunidad, desde la cual se tarda hora y media por trocha para llegar al sitio denominado localmente Catanguero ubicado en el margen derecho de la quebrada Candelaria, la cual recoge las aguas de los riachuelos que escurren de la PPIB, entre ellos el Catanguero, los cuales se inundan esporádicamente con las lluvias, creando pequeños anegamientos. Cuando se instaló la parcela los bosques de Salero eran primarios e imperturbados, pero entre los años 2005 y 2008 se presentaron intervenciones antrópicas, por lo cual se le considera como un bosque primario medianamente intervenido que tiene una alta diversidad de especies de plantas vasculares (Palacios *et al.* 2003).

**Vegetación.** Las familias más abundantes y frecuentes que caracterizan este ecosistema son: Sapotaceae, Lecythidaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Mirysticaceae, Chrysobalanaceae, Moraceae, Clusiaceae, Caesalpiniaceae, Vochysiaceae, Apocynaceae, Fabaceae y Bombacaceae (Asprilla *et al.* 2003). Entre las especies dominantes están: juanchito (*Mabea chocoensis*), palma mil pesos (*Jessenia bataua*), lechero (*Brosimum utile*), vaina (*Matisia bullata*), guasco (*Eschweilera pittieri*), palma



**Figura 1.** Ubicación de la Parcela Permanente de Investigación en Biodiversidad en el corregimiento de Salero, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

memé (*Wettinia quinaria*), carbonero (*Licania* sp.), guayabo (*Croton jorgei*) y caimito (*Chrysophyllum* sp.) entre otras (Palacios *et al.* 2003).

## Métodos

**Establecimiento y re-censos de la parcela permanente.** Generalmente para el estudio de la dinámica del C en los bosques, se han empleado PPI (Phillips *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003, Chave *et al.* 2003, Baker *et al.* 2004), las cuales permiten conocer los cambios en las existencias de biomasa y C en el bosque cuando se realizan mediciones sucesivas a lo largo de varios años. En el presente estudio empleamos una PPI establecida entre abril y agosto del año 1998 mediante la metodología de BIOTROP (Melo y Vargas 2003), y hace parte de la red de parcelas permanentes de Colombia (Vallejo *et al.* 2005).

Esta parcela consiste en un cuadrado de 500 x 500 m (25 ha), dividido en 25 sub-parcelas rectangulares de 500 x 20 m (1 ha), que se identifican con las letras

del abecedario desde la A hasta la Y. Cada una de estas sub-parcelas está dividida en 25 cuadrantes de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>) y a su vez, cada uno de los cuadrantes está dividido en cuatro cuadrículas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>) (García *et al.* 2003). El inventario de los árboles con DAP  $\geq 10$  cm se realizó en las sub-parcelas “E” y “U” de la parcela. Entre junio y septiembre del año 2005, y entre julio y agosto del año 2008 se realizaron el segundo y tercer censo de la parcela. En cada uno de los censos se registraron los individuos muertos, la forma de mortalidad y los individuos reclutados (que alcanzaron el DAP  $\geq 10$  cm).

**Medición de diámetros y las alturas de los árboles en las sub-parcelas.** Se midió con cinta métrica la circunferencia a la DAP en cm (1,30 m sobre el nivel del suelo) a todos los árboles con DAP  $\geq 10$  cm en cada cuadrícula; luego los valores de circunferencia se transformaron a DAP. El perímetro del tronco del árbol donde se midió el diámetro por primera vez se marcó con pintura asfáltica amarilla con el objeto de garantizar que posteriores mediciones se hagan en la misma zona de la primera medición. Tales mediciones se hicieron en áreas libres de nudos o ramas. Además, se registró la ubicación de cada individuo en la cuadrícula. Todos los árboles medidos fueron marcados con placas de aluminio. También se identificó el hábito de crecimiento en las categorías de árbol, bejuco o liana y palma, se anotaron las características vegetativas y observaciones particulares de cada individuo. Para estas mediciones se empleó clinómetro *Suunto* a distancias fijas entre 15 y 20 m de observación. Para obtener la altura total de cada árbol se tuvo en cuenta el ángulo a la cima de la copa del árbol, la distancia de observación y la altura de la persona que realiza la medición (Mostacedo y Fredericksen 2000).

**Identificación botánica.** Se identificaron todas las morfoespecies hasta el máximo nivel taxonómico posible (NN, especie, género, familia botánica) en el herbario de la Universidad Tecnológica del Chocó DLC “Herbario Chocó”. Esta identificación se llevó a cabo utilizando las claves especializadas de Forero y Gentry (1989), Gentry (1993) y Mahecha (1997). Además, se contó con la colaboración del biólogo Álvaro Cogollo del Jardín Botánico “Joaquín Antonio Uribe” de Medellín en la identificación del material.

**Clasificación en grupos ecológicos de especies.** Las especies identificadas taxonómicamente en las sub-parcelas E y U, fueron clasificados de acuerdo con sus requerimientos de luz en climácicas y pioneras, acorde con lo propuesto por Whitmore (1998). Además, empleamos información de varios listados e inventarios de especies que incluían sus características ecológicas. Entre los listados empleados están los citados por Swaine y Hall (1983), Whitmore (1998), Turner (2001), Unal-



med (2001) y Corantioquia (2006), y los inventarios realizados por Córdoba *et al.* (2005) en claros naturales en bosques del Chocó, en los que se mencionan sobre todo a las especies pioneras o demandantes de luz. Para los individuos que se encontraban sin identificar taxonómicamente en la parcela de Salero (94 árboles), asumimos que pertenecían a especies climácicas, pues estas se encuentran en mayor proporción en los bosques primarios poco intervenidos; además, las especies pioneras suelen ser fácilmente identificables.

**Estimación de la densidad de la madera.** Para estimar esta variable se tomaron los valores publicados recientemente en una base de datos internacional de densidad de madera generadas principalmente en bosques de la Amazonia (Baker *et al.* 2004); en los casos en los que alguna especie o género encontrado en Salero no se encontrara reportado en esta base de datos, empleamos el promedio del género o de la familia de la especie; para los individuos indeterminados taxonómicamente empleamos el promedio general de densidad de la parcela de Salero.

**Estimación de la biomasa aérea del bosque.** Como es crucial la elección de un modelo o ecuación para estimar la BA de árboles, porque puede ser una de las principales fuentes de error en la estimación (Clark *et al.* 2001, Sarmiento *et al.* 2005), se recomienda emplear ecuaciones generadas localmente (Araujo *et al.* 1999, Chambers *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003). Sin embargo, cuando se carece de ecuaciones locales se pueden emplear ecuaciones ya existentes, generadas en condiciones climáticas y edáficas similares a la de la zona de estudio (Clark *et al.* 2001). En el presente estudio, se cuantificó la BA de los árboles mediante un modelo (ecuación 1) generado con información de bosques húmedos tropicales de diversas zonas del mundo (Chave *et al.* 2005).

$$\text{ecuación 1 BA (kg)} = \text{EXP}[-2.557+0.94*\ln(\pi*DAP^{2*}H)]$$

donde:

BA= biomasa aérea de los árboles en kg

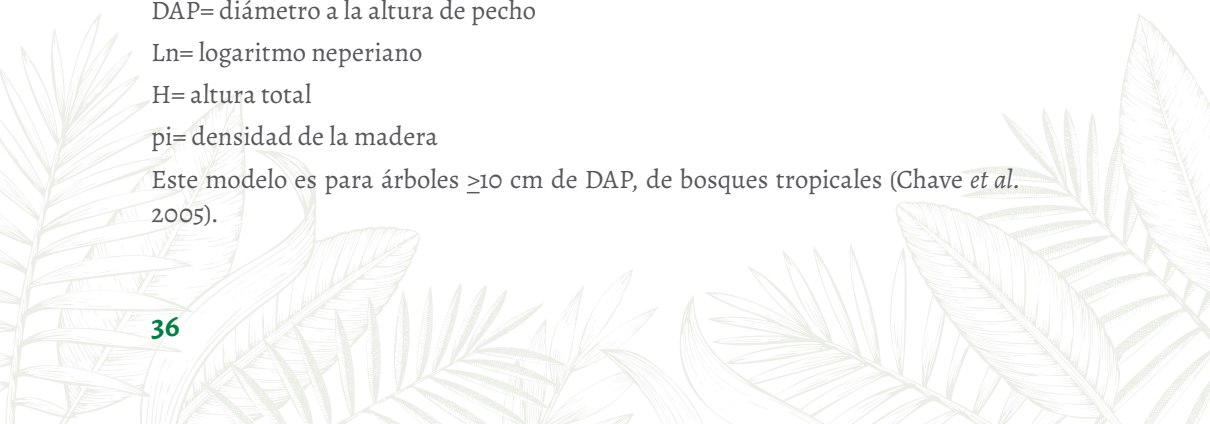
DAP= diámetro a la altura de pecho

Ln= logaritmo neperiano

H= altura total

pi= densidad de la madera

Este modelo es para árboles  $\geq 10$  cm de DAP, de bosques tropicales (Chave *et al.* 2005).



**Dinámica en el tiempo de la biomasa aérea.** Con la información de los inventarios de los años 1998, 2005 y 2008, se estimó la BA total a través del tiempo, las pérdidas por mortalidad de árboles, los incrementos por crecimiento y reclutamiento de árboles, y la tasa de incremento neto de la BA (TINBA), mediante la *ecuación 2*, propuesta por Beers (1962), la cual consiste en:

$$\text{ecuación 2 TINBA} = \Delta s + I - C - M$$

donde:

$\Delta s$ = corresponde al cambio en BA de los árboles sobrevivientes, calculada con la BA final (segunda medición) menos la BA inicial (primera medición) de cada individuo sobreviviente

I= BA de los árboles reclutados (individuos nuevos que alcanzaron  $\geq 10$  cm de DAP) registrados en la segunda medición

C= BA de los árboles deforestados

M= BA de los árboles muertos entre las dos mediciones.

Todas las estimaciones de BA fueron realizadas en  $t \text{ ha}^{-1}$ .

**Análisis de suelos y topografía.** Se tomaron muestras de suelo compuestas a 20 cm de profundidad en cada uno de los 25 cuadrantes de las sub-parcelas E y U sistemáticamente; en total se obtuvieron 50 muestras, a las cuales se les analizó la textura, pH, contenido de materia orgánica y contenido de nutrientes, en el laboratorio de Suelos de la Universidad Nacional de Colombia con sede Medellín, mediante las técnicas que se referencian en la Tabla 1. Igualmente, la topografía se midió en términos de la pendiente y se tomaron registros en cada uno de los 50 cuadrantes de Salero, mediante un clinómetro. Las técnicas empleadas en el análisis de suelos fueron: para la textura se empleó Bouyoucos; para el pH se utilizó el potenciométrico de suelos: agua 1:2; para el porcentaje de materia orgánica se utilizó Walkley y Black y volumetría; para determinar el fósforo se usó ácido L ascórbico, espectrofotómetro UV-VIS; y para determinar el contenido de Ca, Mg y K se utilizó acetato de amonio 1N, neutro, absorción atómica.

**Análisis de datos.** Se calcularon las medidas de tendencia central (media y mediana) y de dispersión (desviación estándar) de los datos. Mediante el coeficiente de correlación de Pearson, de Spearman y regresiones lineales se evaluó la correlación entre la BA y los datos de suelos y pendiente. También se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de



Bartlett y Hartley; cuando los datos fueron normales y se cumplieron los supuestos, se realizó un análisis de varianza ANOVA (Hoshmand 1998). Cuando no se cumplieron los supuestos del ANOVA se empleó el estadístico de Kruskal Wallis para evaluar la existencia de diferencias significativas entre las medianas de la BA en función de los períodos de medición (1998, 2005 y 2008). Como en el proceso de depuración de la base de datos de campo<sup>1</sup> se encontró que cerca del 30% de la información del DAP de 1998 en la sub-parcela U presentó inconsistencias, se optó por excluir los datos del análisis general de la BA. Los análisis se realizaron con el programa Statgraphics Centurion (Statistical Graphics Corp. 2002).

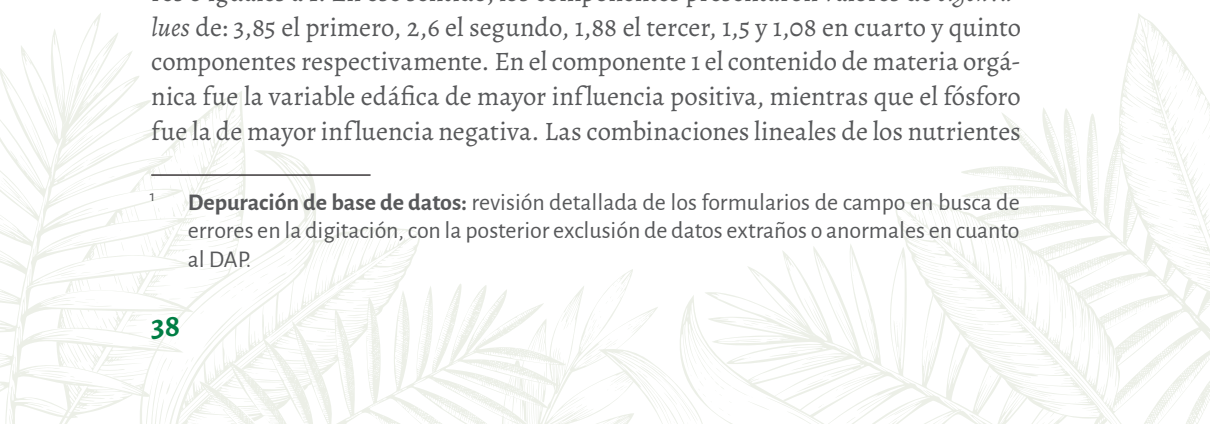
## Resultados

### *Variables edáficas del bosque pluvial tropical de Salero*

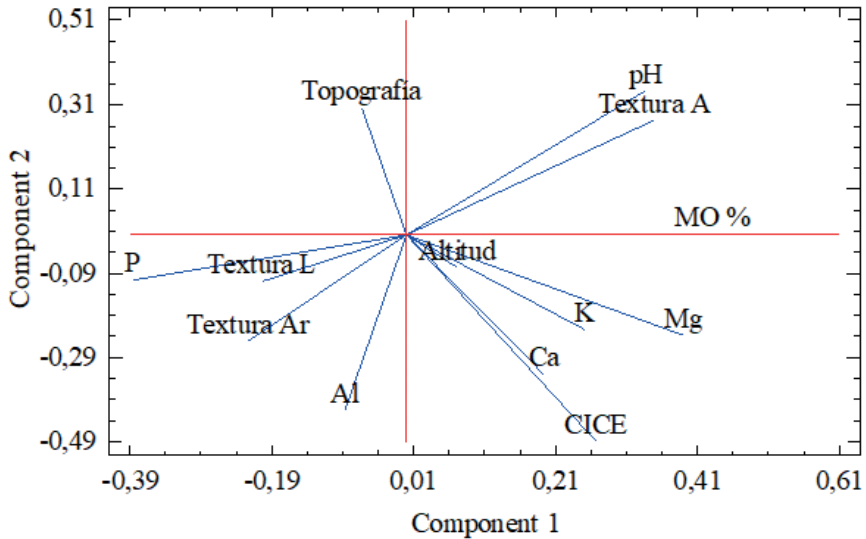
Los suelos presentaron un pH promedio de 4,7 con lo cual se determina que son suelos fuertemente ácidos. La materia orgánica presentó un promedio de 6,7%, por lo que se trata de un nivel de materia orgánica muy alto. Por su parte, el nivel de fósforo fue muy bajo, con un promedio de 1,64 ppm, es decir, que el suelo presentó un promedio de 3,28 kg/ha de P. Igualmente, las concentraciones de los nutrientes: calcio, magnesio y potasio en mEq/100 gramos de suelo, fueron muy bajas con promedios de 0,32 (Ca), 0,27 (Mg) y 0,23 (K) respectivamente. El aluminio presentó un valor de 0,49 mEq/100 gramos de suelo. La capacidad de intercambio catiónica fue muy baja, con promedio de 1,3. Los valores de los porcentajes de las texturas promedios mostraron un mayor aporte de la textura limosa con un promedio de 45,54%. La topografía evaluada en términos del grado de inclinación fue en promedio de 24,5°, finalmente, la altitud fue de 142 m promedio.

El análisis de componentes principales de las variables edáficas mostró que los tres primeros componentes explican el 64% de las variaciones de los datos estudiados. Los cinco primeros *eigenvalues* presentaron valores significativos mayores o iguales a 1. En ese sentido, los componentes presentaron valores de *eigenvalues* de: 3,85 el primero, 2,6 el segundo, 1,88 el tercer, 1,5 y 1,08 en cuarto y quinto componentes respectivamente. En el componente 1 el contenido de materia orgánica fue la variable edáfica de mayor influencia positiva, mientras que el fósforo fue la de mayor influencia negativa. Las combinaciones lineales de los nutrientes

<sup>1</sup> **Depuración de base de datos:** revisión detallada de los formularios de campo en busca de errores en la digitación, con la posterior exclusión de datos extraños o anormales en cuanto al DAP.



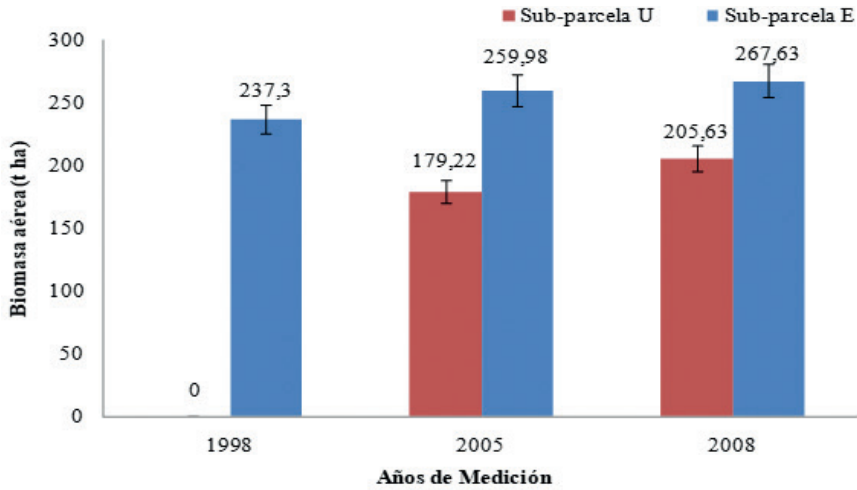
Ca, K, Mg y CICE estuvieron asociadas positivamente, al igual que el pH y la textura arenosa. Mientras que, el P, texturas limosa y arcillosa se asociaron negativamente. La topografía, el aluminio y la altitud estuvieron poco asociadas con otras variables (Figura 2).



**Figura 2.** Análisis de componentes principales de las variables edáficas del bosque pluvial tropical de Salero (Chocó Biogeográfico).

### *Biomasa aérea arbórea del bosque pluvial tropical de Salero*

En el año 1998 en la sub-parcela E se registró una BA de  $237,31 \pm 101,618 \text{ t ha}^{-1}$  promedio ( $\pm$  desviación estándar). En el año 2005 la BA en la sub-parcela “E” fue de  $259,98 \pm 109,25 \text{ t ha}^{-1}$ , y de  $179,22 \pm 89,33 \text{ t ha}^{-1}$  en la sub-parcela U. En dicha medición hubo diferencias significativas ( $T=7,43$ ;  $p=0,006$ ) entre las medianas al nivel de las sub-parcelas. También hubo diferencias significativas ( $T=5,28$ ;  $p=0,021$ ) en la BA total entre sub-parcelas en la medición del año 2008, cuando fueron incluidos los valores de BA de los árboles deforestados. Las estimaciones de BA total de los años 1998, 2005 y 2008 de la sub-parcela E, no presentaron diferencias. La BA total de los años 2005 y 2008 de la sub-parcela U, no presentó diferencias significativas. No obstante, las estimaciones de BA total mostraron una tendencia al incremento con el paso del tiempo. Entre los años 1998 y 2005 el incremento en BA fue de  $22,6 \text{ t ha}^{-1}$  (Figura 3).



**Figura 3.** Variación de la BA total a través del tiempo en las sub-parcelas E y U en el bosque de Salero. Diferencias significativas entre sub-parcelas E y U ( $T=7,43$ ;  $p=0,006$ ) en el año 2005; diferencias significativas entre sub-parcelas ( $T=5,28$ ;  $p=0,021$ ) en el año 2008.

**Cambios en el tiempo de la biomasa aérea en el bosque pluvial de Salero (Chocó).** En el período comprendido entre los años 1998 y 2005 se presentó un incremento en la BA de los árboles sobrevivientes de  $4,42 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en la sub-parcela E, y una mortalidad anual de  $2,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; además la TINBA fue positiva con  $2,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}$ . En consecuencia, el bosque pluvial tropical de Salero (Chocó Biogeográfico) incrementó significativamente su BA neta solo en el período entre 1998 y 2005 (Tabla 1).

### *Relación de la biomasa aérea y el suelo en el bosque pluvial tropical*

En el bosque pluvial tropical de Salero, la BA total no presentó una variación significativa en relación con las clases texturales de los suelos de la parcela, al igual que la BA de los árboles grandes (con DAP de 30-50 cm y de >50 cm), la BA de individuos reclutados, necromasa y TINBA ( $p \geq 0,05$ ). Sin embargo, en el incremento en BA de los árboles hubo diferencias significativas en términos de las texturas del suelo ( $p=0,045$ ), en donde se registró que en las texturas franca, arcillosa, limosa y que no dispersa, se presentaron los mayores incrementos en BA y en la textura arenosa el menor. Finalmente, la BA de los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) presentó diferencias marginalmente significativas ( $p=0,056$ ) en función



**Tabla 1.** Dinámica en el tiempo de la BA en el bosque pluvial tropical de Salero

Cambios en la BA en Salero	1998-2005	
	Sub-parcela E	
	N	BA (t/ha)
*Incremento sobrevivientes BA (t ha <sup>-1</sup> ) solo valores positivos	539	35,32
Incremento sobrevivientes BA (t ha <sup>-1</sup> ) (positivos y negativos)	656	30,97
Incremento sobrevivientes BA promedio anual (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	*	4,42
Reclutamiento BA (t ha <sup>-1</sup> )	65	5,08
Reclutamiento BA promedio anual (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	9,28	0,73
Mortalidad necromasa aérea (t ha <sup>-1</sup> )	53	17,72
Mortalidad necromasa aérea promedio anual (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	7,57	2,53
TINBA (t ha <sup>-1</sup> )	*	18,33
<b>TINBA promedio anual (t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>)</b>	*	<b>2,62</b>

de las clases texturales, registrando mayores y menores valores de BA en las texturas franco arcillosa y franca arenosa respectivamente. En general la textura de clase franco arenosa presentó, en la mayoría de los casos, los menores valores de BA en el bosque pluvial de Salero (Tabla 2).

El coeficiente de correlación Pearson mostró que la BA total estuvo asociada negativamente con la altitud y el pH, y positiva con el potasio. La BA de los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) se correlacionó positivamente con la abundancia de individuos, riqueza de especies, fósforo, textura limosa y arcillosa; mientras que se asoció negativamente con el pH, materia orgánica, magnesio y la textura arenosa. Por su parte, la BA de los árboles entre 30 y 50 cm de DAP presentó únicamente relación con la abundancia de árboles y la riqueza de especies. La BA de los árboles grandes (>50 cm) fue significativamente mayor en las zonas de menor altitud e incremento con el potasio. La BA de los árboles reclutados estuvo asociada



**Tabla 2.** Análisis de varianza de la biomasa aérea en las clases texturales del bosque pluvial tropical de Salero (Chocó Biogeográfico)

	Clase textural	F	F a FL	FA	FAR	FL	No dispersa	Total	P	F- Ratio
<b>Biomasa aérea total</b>	N	21	4	1	1	8	15	50		
	Promedio	9,08	8,95	2,63	6,46	7,69	9,20	8,70	0,671	0,64
	DE	3,89	4,88			3,22	4,91	4,14		
<b>Ln (BA 10-30 cm)</b>	N	21	4	1	1	8	15	50		
	Promedio	1,04	1,19	0,07	1,36	1,27	1,13	1,10	0,056*	2,35
	DE	0,35	0,22			0,31	0,39	0,37		
<b>Ln (BA 30-50 cm)</b>	N	20	4	1	1	8	13	47		
	Promedio	1,08	0,88	0,44	0,94	0,75	1,18	1,02	0,683	0,62
	DE	0,67	0,38			0,75	0,67	0,65		
<b>Ln (BA &gt;50 cm)</b>	N	21	4	1	1	8	15	50		
	Promedio	0,92	0,51	0,00	0,00	0,56	0,71	0,73	0,742	0,54
	DE	0,90	1,01			0,77	1,00	0,90		
<b>Biomasa aérea reclutados</b>	N	21	4	1	1	8	15	50		
	Promedio	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,801	0,46
	DE	0,64	0,40			0,92	0,66	0,67		



**Tabla 2.** Análisis de varianza de la biomasa aérea en las clases texturales del bosque pluvial tropical de Salero (Chocó Biogeográfico)

	N	21	4	1	1	8	15	50		
<b>Ln (necromasa)</b>	Promedio	1,76	5,38	2,10	2,21	1,58	3,02	2,41	0,594	0,75
	DE	2,36	3,62			1,98	3,60	2,91		
	N	8	3	1	1	6	6	25		
<b>Ln (incremento en BA)</b>	Promedio	1,40 a	0,29 b	0 c	0,97 ab	1,19 ab	1,78 a	1,29	0,045*	9,69
	DE	0,59	0,80	0,00		0,79	0,46	0,74		
	N	8	3	1	1	6	7	25		
<b>TINBA</b>	Promedio	4,56	-3,66	0,00	1,23	3,55	2,49	2,62	0,117	2,11
	DE	2,69	4,64	0,00		5,37	4,68	4,67		

F= textura franca, FL= franco limoso, FA= franco arcilloso, Far= franco arenoso, Ln= logaritmo neperiano

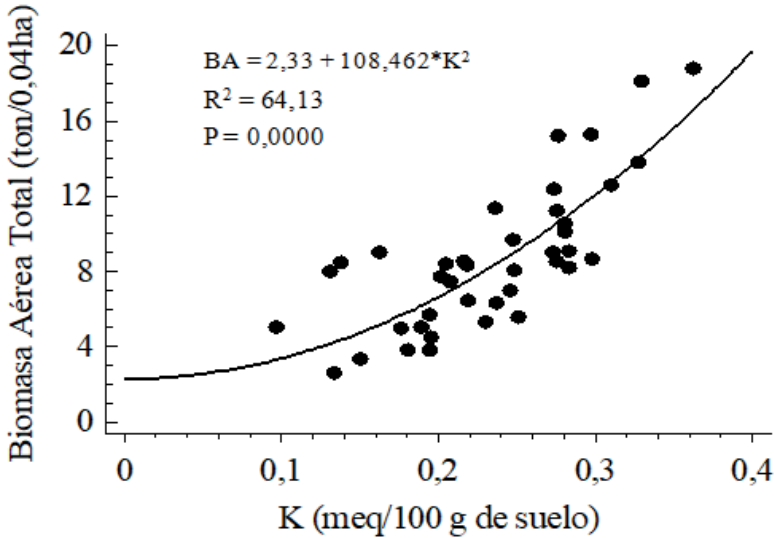
positivamente con la textura arcillosa, P, abundancia y riqueza de especies arbóreas, mientras que se relacionó negativamente con la materia orgánica. En conclusión, la necromasa, el incremento en BA y la TINBA no presentaron asociación con las variables edáficas evaluadas (Tabla 3).

Mediante un modelo cuadrado en X ( $Y = a + b \cdot X^2$ ), se determinó que la BA total del bosque pluvial tropical de Salero, es explicada en un 64,2% por las variaciones en el potasio, siendo significativa dicha relación ( $p < 0,00001$ ) (Figura 4). Mientras que, mediante una regresión lineal simple entre la BA de los árboles pequeños y el primer componente (Figura 2) del análisis de componentes principales de las variables edáficas (pH, P, MO, K, Mg, Ca, Al, CICE, topografía, altitud, y las texturas) se observó que las condiciones edáficas explican significativamente ( $p = 0,0002$ ) un 25% la variación en la BA de los árboles pequeños (Figura 5). En general, la BA de los árboles pequeños fue la única de las categorías de BA que fue explicada significativamente por la combinación lineal de todas las variables edáficas.

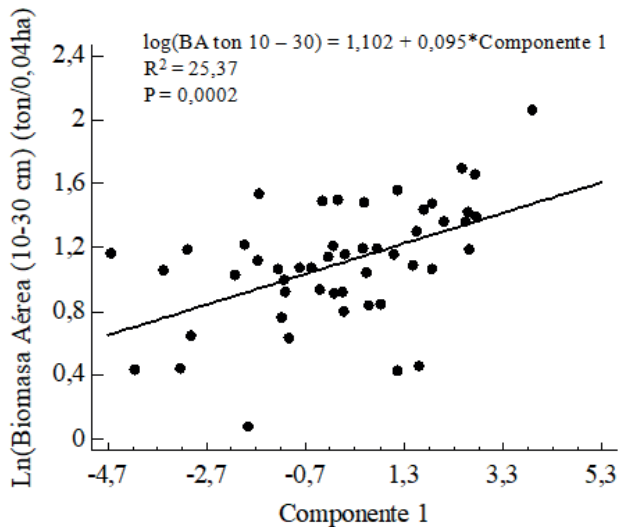
**4** **Tabla 3.** Coeficiente de correlación de Pearson de las variables edáficas y la biomasa aérea del bosque pluvial tropical de Salero (Chocó Biogeográfico)

	BA total	Log (BA 10-30)	Log (BA 30-50)	Log (BA 50+1)	Log (R)	Log (N)	Log (I)	TINBA
Abundancia de árboles	0,20	<b>0,74</b>	<b>0,30</b>	-0,18	<b>0,46</b>	-0,05	0,08	0,02
Riqueza de especies	0,26	<b>0,67</b>	<b>0,34</b>	-0,11	<b>0,48</b>	-0,21	0,18	0,18
Topografía	0,13	-0,09	0,05	0,27	-0,08	-0,09	0,11	0,09
Altitud	-0,31	0,00	0,02	<b>-0,31</b>	0,03	0,02	-0,06	-0,15
pH	<b>-0,32</b>	<b>-0,31</b>	-0,05	-0,26	-0,28	-0,03	-0,24	-0,11
MO%	-0,09	<b>-0,34</b>	-0,02	0,04	<b>-0,46</b>	0,14	-0,04	-0,21
Log (P ppm)	0,12	<b>0,30</b>	-0,13	-0,01	<b>0,34</b>	0,08	0,11	0,07
Al	0,24	0,16	0,04	0,25	0,19	-0,20	0,15	0,24
Log (Ca)	-0,03	-0,09	-0,21	0,07	0,07	-0,22	-0,03	-0,19
Log (Mg)	-0,04	<b>-0,29</b>	-0,24	0,17	-0,28	0,09	0,10	-0,18
K	<b>0,29</b>	0,01	0,25	<b>0,29</b>	-0,05	-0,08	0,17	0,09
Log (CICE)	0,10	-0,11	-0,19	0,26	-0,02	-0,17	0,11	-0,06
Textura A	-0,11	<b>-0,63</b>	0,20	0,05	-0,21	0,08	0,34	0,11
Textura L	0,01	<b>0,41</b>	-0,20	-0,06	-0,04	-0,08	-0,35	-0,20
Textura Ar	0,16	<b>0,33</b>	0,00	0,01	<b>0,37</b>	0,02	0,14	0,16

Log= logaritmo neperiano, BA= biomasa aérea, R= reclutamiento, N= necromasa, I= incremento en biomasa aérea, TINBA= tasa de incremento neto de la BA en t/ha. Los valores en negrilla corresponden a correlaciones significativas p<0,05



**Figura 4.** Regresión cuadrática en X de la BA total (ton/0,04ha) y contenido de Potasio (mEq/100 g de suelo).  $Y = a + b * X^2$ ,  $R_2 = 64,13$ ;  $p = 0,0000$ .



**Figura 5.** Regresión lineal entre BA de árboles pequeños (10-30 cm de DAP) y el primer componente principal de las variables edáficas (K, P, %MO, pH, Mg, Ca, Al, CICE y texturas), del análisis de componentes principales de la Figura 2.



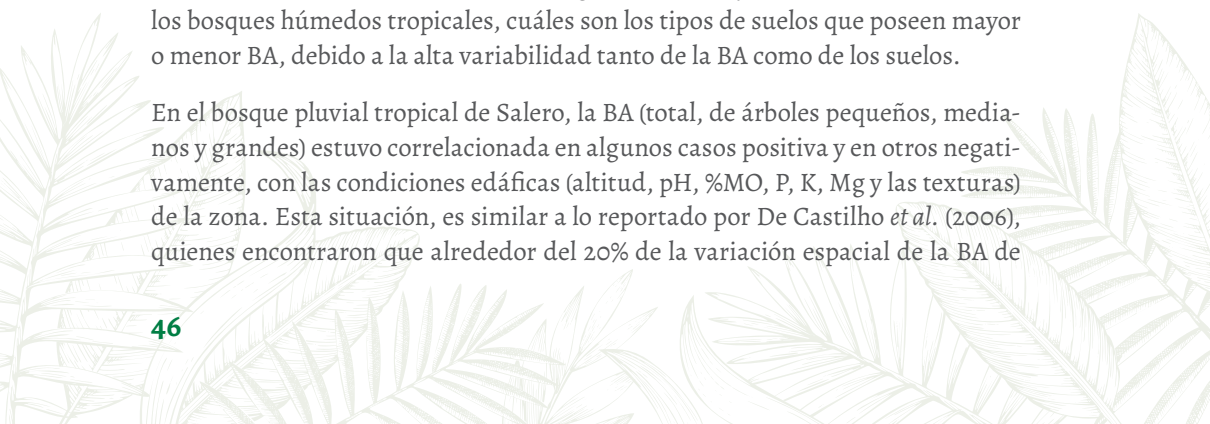
## Discusión

Los suelos de los bosques húmedos tropicales son considerados, en su mayoría, como suelos pobres en concentración de nutrientes (Vickery 1987, Montagnini y Jordan 2002, Aragão *et al.* 2009); esta afirmación es corroborada por el presente estudio, pues los suelos del bosque pluvial tropical de Salero son pobres en nutrientes y fuertemente ácidos. Esta baja fertilidad, se debe muy probablemente a la influencia de las altas precipitaciones, de 10.000 mm anuales, además por la alta descomposición de materia orgánica (Quinto y Ramos 2009) que favorece la pérdida de nutrientes por escorrentía y lixiviación (Montagnini y Jordan 2002). Como estrategia adaptativa estos ecosistemas acumulan la mayor cantidad de nutrientes en la biomasa y en la MO (Montagnini y Jordan 2002), lo que explica parcialmente porque se encontró un nivel de MO muy alto (6,7%) y estuvo asociada significativamente con otros nutrientes (P, Ca, K, Mg y CICE).

De acuerdo con Malagón *et al.* (1995) los suelos de esta región del Chocó Biogeográfico se consideran como bien drenados, moderadamente superficiales, fuertemente ácidos, de baja fertilidad, y entisoles e inceptisoles (Malagón *et al.* 1995). En este sentido, se ha podido determinar que en los bosques húmedos tropicales el tipo de suelo no siempre determina las existencias de BA total arbórea, porque suelos de órdenes distintos pueden presentar BA similar, como es el caso de los suelos ultisoles de la estación biológica de La Selva con BA de 138 t ha, similar a la BA de los suelos oxisoles de barro colorado con BA de 131 t ha y los oxisoles de San Carlos en Venezuela con BA de 132 t ha (Tabla 4).

Asimismo, suelos que pertenecen al mismo orden pueden presentar BA significativamente diferente, como es el caso del presente estudio, donde los suelos son considerados como entisoles e inceptisoles y presentan BA significativamente diferentes al nivel de las sub-parcelas E y U; en los suelos ultisoles de la estación biológica de La Selva y en los oxisoles de la isla de Barro Colorado las BA son significativamente distintas (Tabla 4). En general, es muy difícil definir al nivel de los bosques húmedos tropicales, cuáles son los tipos de suelos que poseen mayor o menor BA, debido a la alta variabilidad tanto de la BA como de los suelos.

En el bosque pluvial tropical de Salero, la BA (total, de árboles pequeños, medianos y grandes) estuvo correlacionada en algunos casos positiva y en otros negativamente, con las condiciones edáficas (altitud, pH, %MO, P, K, Mg y las texturas) de la zona. Esta situación, es similar a lo reportado por De Castilho *et al.* (2006), quienes encontraron que alrededor del 20% de la variación espacial de la BA de



**Tabla 4.** Biomasa aérea de árboles y su relación con los tipos de suelos en bosques húmedos neotropicales

Sitio	BA (t ha)	Tipo de suelo	Autor
Colombia, Antioquia: Porce	246,54	Entisoles e inceptisoles	Orrego <i>et al.</i> (2003)
Costa Rica: Estación Biológica La Selva	149,1	Ultisoles	Clark y Clark (2000)
Costa Rica: Estación Biológica La Selva	165,5	Ultisoles	Clark y Clark (2000)
Costa Rica: Estación Biológica La Selva	138	Ultisoles	Powers <i>et al.</i> (2005)
Costa Rica: Estación Biológica La Selva	264	Ultisoles	Powers <i>et al.</i> (2005)
Costa Rica: Estación Biológica La Selva	171	Inceptisoles	Powers <i>et al.</i> (2005)
Panamá: Isla de Barro Colorado	210	Oxisoles	Powers <i>et al.</i> (2005)
Panamá: Isla de Barro Colorado	131	Oxisoles	Powers <i>et al.</i> (2005)
Panamá: Isla de Barro Colorado	87	Alfisol	Powers <i>et al.</i> (2005)
Brasil, Amazonia (bosque maduro)	313	oxisoles, ultisoles y espodosoles	Chambers <i>et al.</i> (2000)
Venezuela: San Carlos, Site 4	132,0	Oxisoles	Clark <i>et al.</i> (2001)
Colombia, Chocó: Salero Parcela E	259,9	Entisoles e inceptisoles	Este estudio
Colombia, Chocó: Salero Parcela U	179,22	Entisoles e inceptisoles	Este estudio

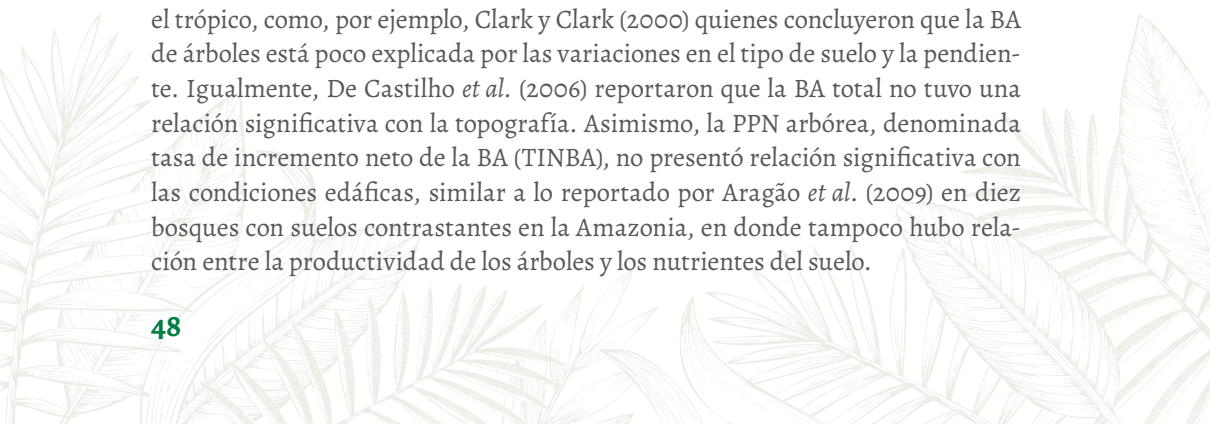
BA= biomasa aérea




bosques del Amazonas se relaciona con las características del suelo y la pendiente, además, revelaron una relación positiva entre la BA y los sustratos ricos en nutrientes. Esta situación se pudo evidenciar y corroborar en Salero, pues la BA se correlacionó positivamente con la concentración de nutrientes como K y P (Tabla 5). Asimismo, Laurance *et al.* (1999) reportaron que la BA estuvo positivamente asociada con el nitrógeno total, bases intercambiables totales, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, arcilla, el carbono orgánico y, asociada negativamente con Zn<sup>+</sup>, saturación de aluminio y arena fina, lo cual es parcialmente similar a lo encontrado en Salero (Chocó), pues en este bosque pluvial del Chocó la BA total fue mayor en suelos con altas concentraciones de potasio (Figura 4).

El hecho de que se presentara mayor BA en suelos con altas concentraciones de K se explica probablemente por dos razones (fisiológicas y ecológicas); la primera, está relacionada con el hecho de que la presencia de este elemento favorece el crecimiento de las plantas, pues es una enzima activadora que promueve el metabolismo, participa en la regulación del uso del agua mediante el control de la apertura y cerrada de los estomas en las hojas en ecosistemas de alta humedad y, en la fotosíntesis promueve la traslocación de fotosintatos (azúcares) para el crecimiento de la planta (Uchida 2000). La segunda razón (ecológica), está relacionada con la facilidad que tiene este elemento de ser lixiviado por las lluvias desde las hojas vivas de las plantas hasta el suelo, para ser reabsorbido, por lo que se mantiene en alto reciclaje (Vickery 1987), luego a mayor BA se incrementa más el reciclaje y la disponibilidad de K. Estos resultados en general, corroboran la hipótesis de la influencia de las condiciones edáficas sobre la BA de los bosques tropicales.

Sin embargo, es importante mencionar que la relación entre las condiciones edáficas y la BA de los bosques tropicales no es evidente en todos los casos; así se evidenció en la presente investigación, pues en Salero la BA no presentó relación significativa con algunas de las variables del suelo como MO, Al, Ca, Mg, etc. Estas tendencias también han sido reportadas en algunas investigaciones realizadas en el trópico, como, por ejemplo, Clark y Clark (2000) quienes concluyeron que la BA de árboles está poco explicada por las variaciones en el tipo de suelo y la pendiente. Igualmente, De Castilho *et al.* (2006) reportaron que la BA total no tuvo una relación significativa con la topografía. Asimismo, la PPN arbórea, denominada tasa de incremento neto de la BA (TINBA), no presentó relación significativa con las condiciones edáficas, similar a lo reportado por Aragão *et al.* (2009) en diez bosques con suelos contrastantes en la Amazonia, en donde tampoco hubo relación entre la productividad de los árboles y los nutrientes del suelo.







En Salero, las relaciones de la BA con las condiciones edáficas estuvieron determinadas por el tamaño de los árboles (10-30 cm, 30-50 cm y >50 cm de DAP), pues la mayoría de las relaciones, positivas y negativas, de la BA con el suelo se presentaron en los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) (Tabla 5). Estas diferenciaciones en la relación de la BA de árboles de diversos tamaños con las condiciones edáficas han sido denotadas con anterioridad en algunas investigaciones, por ejemplo De Castilho *et al.* (2006) manifestaron que en zonas de mayor pendiente la BA se concentra en su mayoría en los individuos de clases diamétricas menores (1 cm-10 cm de DAP); mientras que, en los individuos emergentes ( $\geq 70$  cm de DAP) la BA tiende a ser mayor en zonas de menor inclinación, debido a la dinámica del bosque en las zonas de pendiente, pues se ha reportado una mayor mortalidad de árboles en la medida en que incrementa la inclinación en los bosques (Robert 2003). Aunque estas tendencias no fueron iguales en Salero, pues no hubo relación significativa entre la BA y la topografía, los resultados de De Castilho *et al.* (2006) sugieren entonces que el incremento en la pendiente aumenta la dinámica y el recambio de la BA de los bosques tropicales.

Finalmente, se puede concluir que la BA está asociada, en diferentes grados de significancia, con las condiciones edáficas de la región que están afectadas al mismo tiempo por factores como la topografía, la altitud y la precipitación, que de forma directa e indirecta inciden sobre la BA y la concentración de carbono del bosque tropical, sobre todo la precipitación, que genera altas pérdidas de nutrientes por escorrentía y lixiviación. Esta situación es de considerable importancia, pues en el marco del cambio climático global se proyectan cambios considerables en los patrones de precipitación de las distintas regiones del mundo (IPCC 2007), es así como se estiman incrementos considerables en los niveles de cantidad e intensidad de las lluvias de la región del Chocó Biogeográfico (comunicación personal del Grupo de Meteorología de la Universidad Tecnológica del Chocó), con lo cual se afectarían significativamente las existencias, flujos y depósitos de BA y carbono en general de los bosques de la región. En la medida en que los cambios en el clima sean más abruptos e intensos en tiempo y espacio, mayor será la influencia sobre la BA de los bosques tropicales.

## Agradecimientos

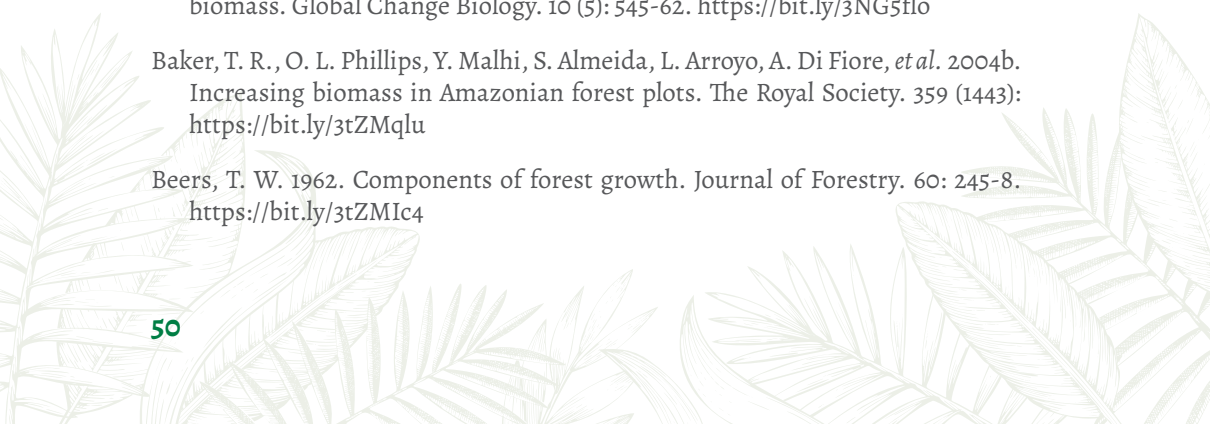
Este proyecto fue cofinanciado por la Empresa de Interconexión Eléctrica SA ISA de Medellín, mediante el programa de becas del Fondo de investigaciones ISA, Universidad Nacional, febrero-marzo 2008, y por la Universidad Nacional de Co-



lombia sede Medellín, mediante el proyecto “Diversidad y dinámica de los bosques tropicales del norte de los Andes”. Igualmente, fue fundamental el apoyo financiero brindado por COLCIENCIAS (Instituto Colombiano para el Desarrollo de la Ciencia y la Tecnología “Francisco José de Caldas”), mediante su programa de Jóvenes Investigadores año 2008. Los autores agradecemos al grupo de investigación de la Flora Chocoana de la Universidad Tecnológica del Chocó por el suministro de los datos de las parcelas del año 1998.

## Bibliografía

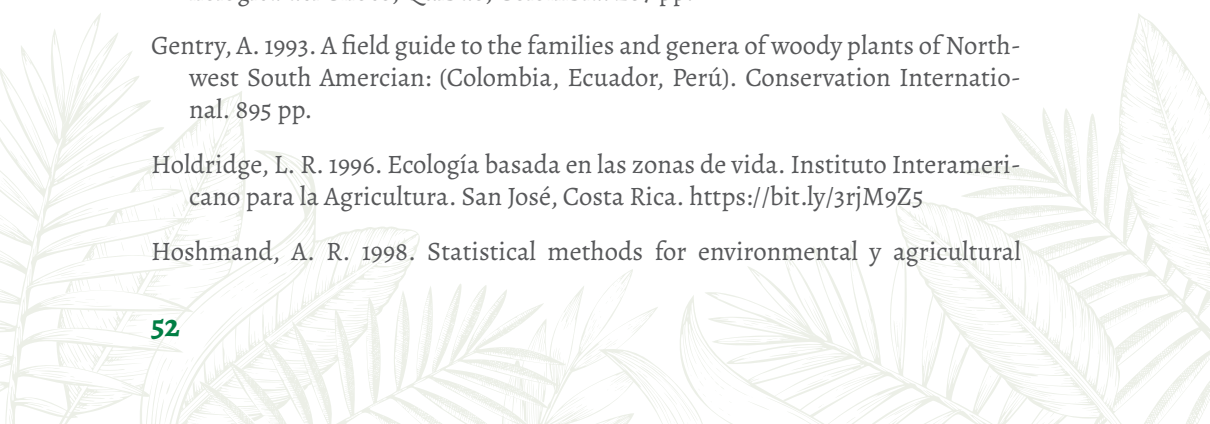
- Aragão, L. E. O., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences Discuss.* 6 (12): 2759-78. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Araújo, T. M., N. Higuchi, J. A. Carvalho. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management.* 117 (1): 43-52. <https://bit.ly/3wTGSuN>
- Asprilla, A., C. M. Mosquera, H. Q. Valoyes, H. Cuesta, F. García. 2003. Composición florística de un bosque pluvial Tropical (bp-T) en la parcela permanente de investigación en biodiversidad (PPIB) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. pp. 39-44. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González (eds.). Salero: Diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T). Editora Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia.
- Baker T. R., M. D. Swaine, D. F. Burslem. 2003. Variation in tropical forest growth rates: Combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics.* 6 (1-2): 21-36. <https://bit.ly/3wY3xpD>
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology.* 10 (5): 545-62. <https://bit.ly/3NG5flo>
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004b. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *The Royal Society.* 359 (1443): <https://bit.ly/3tZMqlu>
- Beers, T. W. 1962. Components of forest growth. *Journal of Forestry.* 60: 245-8. <https://bit.ly/3tZMlc4>



- Buol, S. W., F. D. Hole, R. J. McCracken. 1981. Génesis y clasificación de suelos. Editorial Trillas, S. A. México DF. 417 pp. <https://bit.ly/36P8cQ7>
- Cardozo, H., M. L. Schnetter. 1976. Estudios ecológicos en el páramo de Cruz Verde, Colombia. III. La biomasa de tres asociaciones vegetales y la productividad de *Calamagrostis effusa* (H. B. K.) y *Paepalanthus columbiensis* Ruhl. en comparación con la concentración de clorofila. *Caldasia*. XI (54). <https://bit.ly/3J091m8>
- Chambers, J. Q., J. Dos Santos, R. J. Ribeiro, N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 152 (1-3): 73-84. <https://bit.ly/3DMtGJH>
- Chave, J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster, S. P. Hubbell. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census in Panamá. *Journal of Ecology*. 91 (2): 240-52. <https://bit.ly/3DyfXpy>
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87-99. <https://bit.ly/3xow9Pi>
- Chave J., R. Condit, H. C. Muller-Landau, S. C. Thomas, P. S. Ashton, S. Bunyavejchewin, *et al.* 2008. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. *Plos Biology*. 6 (3): 1-19. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060045>
- Clark, D.A. 2002. Are tropical forests an important carbon sink? Reanalysis of the long-term plot data. *Ecol Appl*. 12 (1): 3-7. DOI:10.2307/3061132
- Clark, D.B., D. A. Clark. 2000. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*. 137 (1-3): 185-98. <https://bit.ly/3K1mlI9>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forest: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTJYLI>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, E. Holland *et al.* 2001b. Net primary production in forest: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11 (2): 371-84. <https://bit.ly/3uFRudX>
- CORANTIOQUIA. 2006. Diversidad y productividad de los bosques de Antioquia.



- Proyecto “Manejo y conservación de la flora”. Informe final. Primera fase. CO-RANTIOQUIA, Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín. Colombia. 87 pp.
- Córdoba, J. A., D. González, Y. A. Ramos, D. Serna, N. Panesso. 2005. Regeneración natural en claros de un bosque pluvial Tropical en Pacurita, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 23: 11-9.
- De Castilho, W., E. Magnusson, R. N. O. de Araujo, R. C. C. Luizao, F. J. Luizao, N. Higuchi. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*. 234 (1-3): 85-96. <https://bit.ly/374Ty78>
- Del Valle, J. I., F. H. Moreno, S. A. Orrego. 2003. Los bosques tropicales y su contribución a la mitigación del cambio climático. pp. 3-43. En: Orrego S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). *Medición de la captura de C en ecosistemas forestales tropicales de Colombia. Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Colombia.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263, 185-90. DOI: 10.1126/science.263.5144.185
- Field, C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson, P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281: 237-40. DOI: 10.1126/science.281.5374.237
- Forero, E., A. Gentry. 1989. Lista anotada de plantas del departamento del Chocó, Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia. Museo de Historia Natural. Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá. 142 pp.
- García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González. 2003. Salero: Diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T). Universidad Tecnológica del Chocó, Quibdó, Colombia. 207 pp.
- Gentry, A. 1993. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South American: (Colombia, Ecuador, Perú). *Conservation International*. 895 pp.
- Holdridge, L. R. 1996. *Ecología basada en las zonas de vida*. Instituto Interamericano para la Agricultura. San José, Costa Rica. <https://bit.ly/3rjM9Z5>
- Hoshmand, A. R. 1998. *Statistical methods for environmental y agricultural*

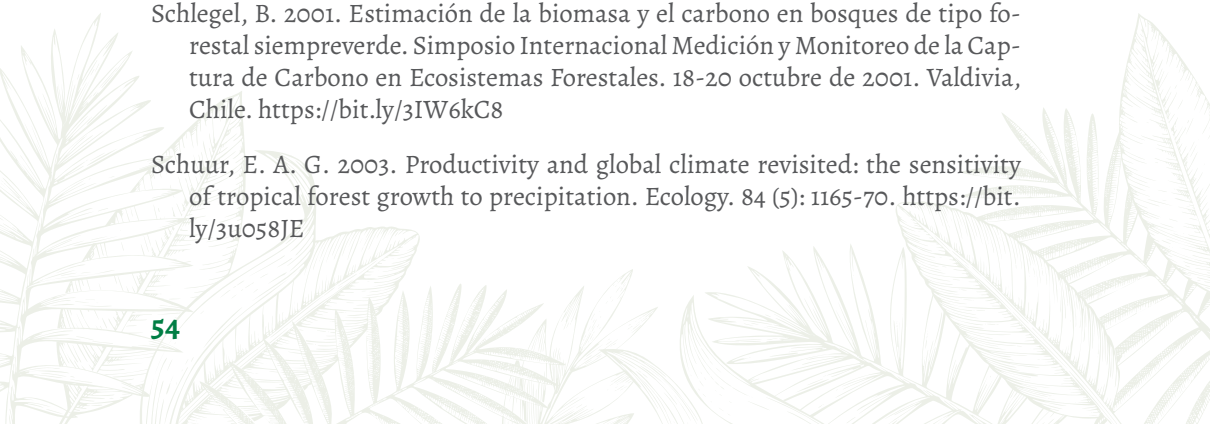



sciences. Second ed. CRC Press LLC. United States of America. New York. DOI:10.1201/9780203738573

- IPCC. Intergovernmental Panel Change Climate. 2007. Summary for policymakers. A report of working group I of the intergovernmental panel on climate change.
- Laurance, W., L. V. Ferreira, J. M. R. de Merona, S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology*. 79 (6): 2032-40. <https://bit.ly/35wMjnZ>
- Mahecha, G. E. 1997. Fundamentos y metodologías para la identificación de plantas. Proyecto Biopacífico, Ministerio del Medio Ambiente, GEF-PNUD. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 282 pp.
- Malagón D., C. Pulido, R. D. Llinás, C. Chamorro, J. Fernández. 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Bogotá, Colombia. 632 pp.
- Melo, O. A., R. Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima, CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORTOLIMA. Tolima. Colombia. 235 pp. <https://bit.ly/3K5znEz>
- Montagnini F., C. F. Jordan. 2002. Reciclaje de nutrientes. En: Guariguata, M., G. Kattan (eds). *Ecología y conservación de bosques Neotropicales*. Libro Universitario Regional. Costa Rica. <https://bit.ly/3NGbRQN>
- Mostacedo, B., T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR) Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. <https://bit.ly/3wVx1Ve>
- Orrego, S. A., J. I. del Valle. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del C en bosques primarios intervenidos y secundarios. pp. 215-42. En: Orrego, S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds). 2003. *Medición de la captura de C en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente, Bogotá. 314 pp. <https://bit.ly/3iXW3uF>
- Orrego, S. A., J. I. del Valle, F. H. Moreno. 2003. *Medición de la captura de C en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio



- Ambiente. Bogotá. Colombia. 314 pp. <https://bit.ly/3iXW3uF>
- Palacios, J., Y. Ramos, A. K. Mosquera, F. L. Castro, F. García, J. Arroyo, *et al.* 2003. Estructura de un bosque pluvial tropical (bp-T) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González. Salero: Diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T). Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá, Colombia. <https://bit.ly/3NHAF4u>
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. Núñez, M. Vásquez, *et al.* 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest: Evidence from long-term plots. *Science*. 282: 439-42. <https://bit.ly/3LzDJ7f>
- Powers, J. S., K. K. Treseder, M. T. Lerdau. 2005. Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four neotropical rain forests: patterns across large geographic distances. *New Phytologist*. 165 (3): 913-21. doi: 10.1111/j.1469-8137.2004.01279.x
- Quinto, H. 2010. Dinámica de la biomasa aérea en bosques primarios de Colombia y su relación con la precipitación y la altitud. Tesis de Posgrado Bosques y Conservación Ambiental. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Colombia. 75 pp. <https://bit.ly/3qWD-TxA>
- Quinto, H., Y. A. Ramos. 2009. Descomposición de hojarasca en un bosque pluvial Tropical intervenido en el municipio de Lloró, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 28 (1): 32-43. <https://bit.ly/3wVc6BL>
- Robert, A. 2003. Simulation of the effect of topography and tree falls on stand dynamics and stand structure of tropical forests. *Ecological Modelling*. 167: 287-303. <https://bit.ly/3NI89Gf>
- Sarmiento, G., M. Pinillos, I. Garay. 2005. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. *Ecotropicos*. 18 (1): 1-20. <https://bit.ly/3uosdMe>
- Schlegel, B. 2001. Estimación de la biomasa y el carbono en bosques de tipo forestal siempreverde. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales. 18-20 octubre de 2001. Valdivia, Chile. <https://bit.ly/3IW6kC8>
- Schuur, E. A. G. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*. 84 (5): 1165-70. <https://bit.ly/3uo58JE>



- 
- Statistical Graphics Corp. 2002. Statgraphics Plus Version 5.1. [www.statgraphics.com](http://www.statgraphics.com)
- Swaine, M. D., J. B. Hall. 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. *Journal of Ecology*. 71 (2): 601-27. <https://doi.org/10.2307/2259737>
- Turner, I. M. 2001. The ecology of trees in the tropical rain forest. Cambridge University Press. Cambridge. <https://bit.ly/36UvO5Q>
- Uchida, J. A. 2000. Essential nutrients for plant growth: Nutrient functions and deficiency symptoms. En: Silva, J. A., R. Uchida (eds.). *Plant nutrient management in Hawaii's soils: approaches for tropical and subtropical agriculture*. College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii at Manoa. Hawaii. USA. 158 pp. <https://bit.ly/3Dwq5iG>
- Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. 2001. Evaluación de las plantaciones de *Acacia mangium* Willd en áreas degradadas del Bajo Cauca. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Colombia. CORANTIOQUIA. Informe Técnico. 325 pp.
- Vallejo, M., A. C. Londoño, R. López, G. Galeano, E. Álvarez, W. Devia. 2005. Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia (Métodos para estudios ecológicos largo plazo). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. 310 pp.
- Vickery, M. L. 1987. *Ecología de plantas tropicales*. Editorial Limusa. México D.F. México. 232 pp.
- Whitmore, T. C. 1975. *Tropical rain forest of the far east*. 2<sup>nd</sup> ed. Oxford University Press. Scotland.
- Whitmore, T. C. 1998. *An introduction to tropical rain forests*. 2<sup>nd</sup> ed. Oxford University Press. Oxford. Scotland.





## Capítulo 3

# Biomasa de raíces gruesas de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Hilda Yineth Valoyes-Hinestroza,  
Fraisurys Mosquera-Rodríguez

### Resumen

La biomasa de raíces gruesas (BRG) representa un significativo reservorio de carbono en los bosques tropicales, por ende, conocer sus existencias y los factores edáficos que la determinan es fundamental en términos del cambio climático global. En el presente estudio se estimó la BRG y se relacionó con las condiciones edáficas y topográficas en un bosque pluvial tropical en el corregimiento de Salero, Chocó, Colombia. Para tal finalidad, en el año 2005 en dos parcelas (E y U) de una hectárea, se midieron los diámetros a la altura del pecho (DAP) de los árboles con  $DAP \geq 10$  cm, y mediante ecuaciones de BRG diseñadas para bosques húmedos tropicales se determinó la BRG. Además, se registraron variables edáficas: Altitud, topografía, textura, %MO, pH, Ca, Mg, K, P, Al y CICE; esta información se relacionó con la BRG. Se determinó que la BRG presentó un promedio general de  $48,1 \text{ t ha}^{-1}$ , en la sub-parcela E fue  $57,01 \text{ t ha}^{-1}$ , mientras que en la U fue de  $39,16 \text{ t ha}^{-1}$ . Por lo tanto, hubo diferencias estadísticamente significativas ( $p=0,0034$ ) en la BRG de las sub-parcelas. Se observó que, entre las variables edáficas estudiadas, solamente la altitud (correlación= $-0,496$ ) y el pH (correlación= $-0,36$ ) presentaron correlaciones negativas estadísticamente significativas ( $p<0,05$ ) con la BRG. Asimismo, la BRG fue mayor en suelos con textura franco-limosa con  $53,72 \text{ t ha}^{-1}$ , aunque las diferencias entre las clases texturales no fueron significativas. En general, las variables edáficas explicaron poco las variaciones en la BRG en Salero.

**Palabras clave:** Altitud, Cambio climático global, Carbono, Nutrientes, Parcelas permanentes, Salero.



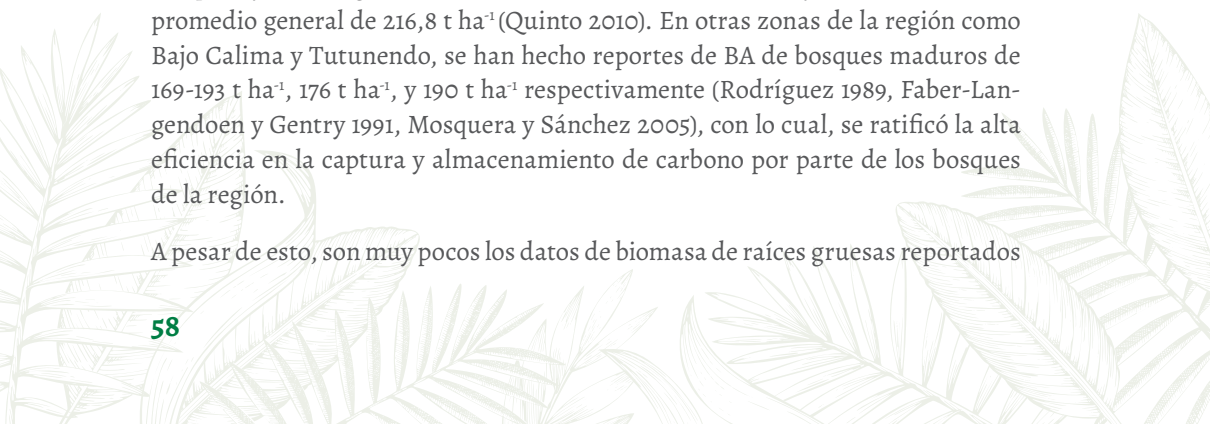
## Introducción

El cambio climático global es considerado como el principal problema ambiental de la actualidad. Es definido internacionalmente como una variación en los patrones climáticos mundiales generados por actividades antrópicas como deforestación y quema de combustibles fósiles, que generan emisión a la atmósfera de gases con efecto invernadero (GEI), los cuales son los principales responsables del calentamiento global, especialmente el dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (Mabey *et al.* 1997, IPCC 2007). Debido a esto, conocer el balance del carbono en los distintos ecosistemas del mundo es fundamental para la mitigación de esta problemática ambiental.

Los bosques tropicales representan 59% del carbono total acumulado en los ecosistemas boscosos del mundo (Dixon *et al.* 1994), desempeñando un papel fundamental en la mitigación del calentamiento global, pues incorporan en la biomasa carbono atmosférico mediante el crecimiento vegetal aéreo y subterráneo (Usme 2003). Por lo tanto, la cuantificación de carbono tanto de las partes aéreas como subterráneas es primordial en el marco del cambio climático global. Particularmente, la estimación de la biomasa de raíces es importante, porque es un reservorio de carbono en los trópicos que puede albergar entre 30 y 120 toneladas de biomasa por hectárea ( $\text{t ha}^{-1}$ ), y representa entre el 11% y 58% de la biomasa total de un bosque (Sierra *et al.* 2003). Sin embargo, debido a las dificultades para su extracción y a los altos costos de su medición directa en campo (MacDicken 1997, Brown *et al.* 1999, Sierra *et al.* 2003), este componente es por lo general ignorado en las investigaciones de carbono.

Particularmente, en la región del Chocó Biogeográfico, con el objetivo de comprender la dinámica y el balance del carbono en bosques maduros bien conservados ubicados en una Parcela Permanente de Investigación (PPIB) en Salero, se han realizado mediciones de carbono de los distintos compartimientos de los bosques, y se ha registrado una biomasa aérea (BA) de 179,2 y 259,9  $\text{t ha}^{-1}$ , con un promedio general de 216,8  $\text{t ha}^{-1}$  (Quinto 2010). En otras zonas de la región como Bajo Calima y Tutunendo, se han hecho reportes de BA de bosques maduros de 169-193  $\text{t ha}^{-1}$ , 176  $\text{t ha}^{-1}$ , y 190  $\text{t ha}^{-1}$  respectivamente (Rodríguez 1989, Faber-Langendoen y Gentry 1991, Mosquera y Sánchez 2005), con lo cual, se ratificó la alta eficiencia en la captura y almacenamiento de carbono por parte de los bosques de la región.

A pesar de esto, son muy pocos los datos de biomasa de raíces gruesas reportados



para esta región, y se destacan los informes de Rodríguez (1989) de 58,6 t ha<sup>-1</sup> de biomasa de raicillas para el Bajo Calima. No obstante, se desconocen las existencias de biomasa de raíces gruesas de los bosques del Chocó, en especial las del bosque pluvial tropical (bp-T) de Salero. El presente estudio realizó una estimación de la biomasa de raíces gruesas de un bp-T mediante ecuaciones alométricas de bosques maduros, para responder los siguientes interrogantes: ¿Cuánta biomasa almacenan las raíces gruesas del bosque pluvial tropical de Salero? Y ¿Cómo se relacionan las concentraciones de biomasa de raíces gruesas en un bp-T con las características edáficas y topográficas en una escala local?

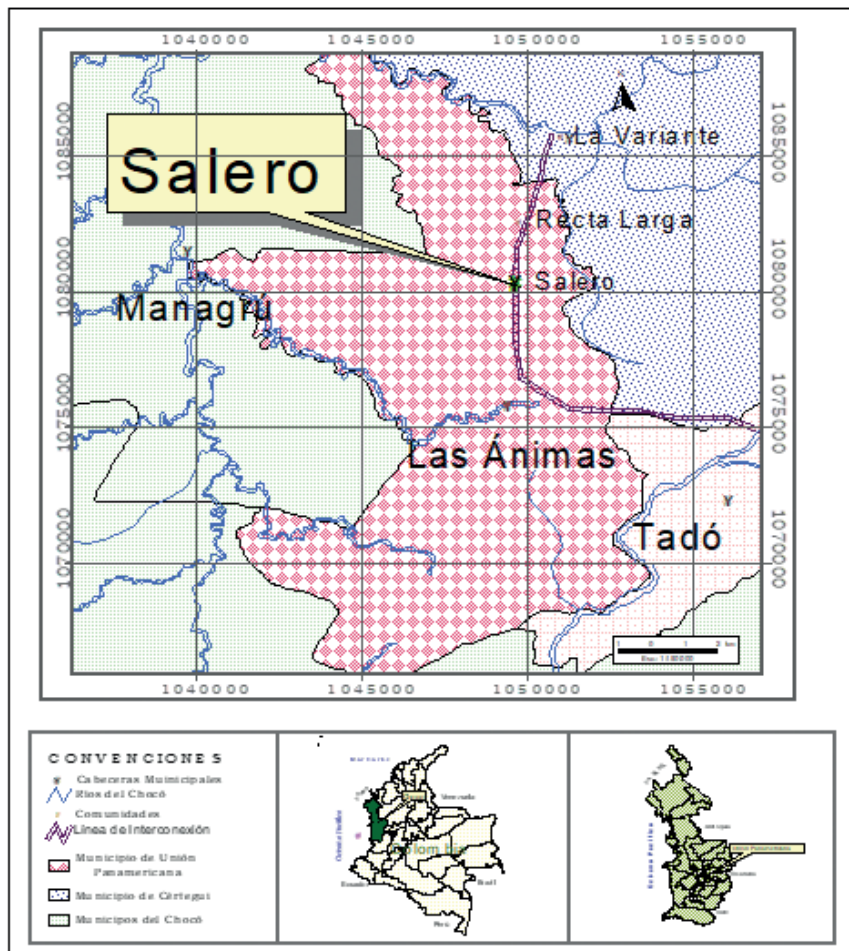
## Área de estudio

El presente estudio se realizó en la PPIB ubicada en un bp-T maduro de tierras bajas localizado en el corregimiento de Salero, municipio de Unión Panamericana, departamento del Chocó, Colombia, Suramérica, en las coordenadas 5°18'950'' de latitud N y a los 76°36'742'' de longitud O (Figura 1). Este bosque se encuentra en la zona de vida de bp-T (Holdridge 1996); la precipitación promedio anual de la región es de 10.000 mm, la temperatura promedio varía entre 26°C y 30°C, la humedad relativa es de 90% y la altura sobre el nivel del mar oscila entre 100-150 m (García *et al.* 2003, Quinto 2010). Los suelos suelen ser drenados moderadamente, superficiales, fuertemente ácidos y de fertilidad baja; son por lo general ultisoles (Malagón *et al.* 1995).

**Vegetación de la parcela de Salero.** Las familias más abundantes y frecuentes que caracterizan este ecosistema son: Sapotaceae, Lecythidaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Myristicaceae, Chrysobalanaceae, Moraceae, Clusiaceae, Caesalpiniaceae, Vochysiaceae, Apocynaceae, Fabaceae y Bombacaceae (Asprilla *et al.* 2003). Entre las especies dominantes están el juanchito (*Mabea chocoensis*), palma mil pesos (*Jessenia bataua*), lechero (*Brosimum utile.*), vaina (*Matisia bullata*), guasco (*Eschweilera pittieri*), palma memé (*Wettinia quinaria*), carbonero (*Licania* sp.), guayabo (*Croton jorgei*) y caimito (*Chrysophyllum* sp.), (Palacios *et al.* 2003).

## Métodos

**Establecimiento y censo de la parcela permanente.** La parcela consiste en un cuadrado de 500 x 500 m (25 ha), dividido en 25 sub-parcelas rectangulares de 500 x 20 m (1 ha), que se identifican con las letras del abecedario desde la A hasta la Y. Cada una de estas sub-parcelas está dividida en 25 cuadrantes de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>) y a su vez, cada uno de los cuadrantes está dividido en cuatro cuadrículas de



**Figura 1.** Ubicación de la Parcela Permanente de Investigación de Biodiversidad en el corregimiento de Salero, Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>), la cual fue establecida en el año 1998 (García *et al.* 2003). En esta parcela se realizó un inventario de los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 10 cm en las sub-parcelas E y U, entre junio y septiembre del año 2005. Para la medición del DAP se midió la circunferencia a la altura del pecho en cm (1,30 m sobre el nivel del suelo) con cinta métrica a todos los árboles en cada cuadrícula; luego los valores de circunferencia se transformaron a DAP.

Tales mediciones se hicieron en áreas libres de nudos o ramas. Todos los árboles medidos fueron marcados con placas de aluminio. También se identificó el hábito de crecimiento en las categorías de árbol, bejuco o liana y palma, se anotaron las características vegetativas y observaciones particulares de cada individuo.

**Estimación de la Biomasa de Raíces Gruesas (BRG) del bosque.** La elección de un modelo o ecuación para estimar la BRG de árboles es crucial, porque puede ser una de las principales fuentes de error en la estimación (Clark *et al.* 2001, Sarmiento *et al.* 2005), se recomienda emplear ecuaciones generadas localmente (Araujo *et al.* 1999, Chambers *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003). Sin embargo, cuando se carece de ecuaciones locales se pueden emplear ecuaciones ya existentes, generadas en condiciones climáticas y edáficas similares a la de la zona de estudio, que pueden dar resultados muy confiables (Clark *et al.* 2001), especialmente cuando las mediciones realizadas en campo con anterioridad son similares a las estimaciones del modelo. En el presente estudio, se cuantificó la BRG de los árboles mediante una ecuación generada en un bosque húmedo tropical primario intervenido de Porce (Antioquia, Colombia) (Sierra *et al.* 2003), que posee especies y suelos (entisoles e inceptisoles según Malagón *et al.* 1995) similares a los registrados en el bosque pluvial tropical de Salero. La ecuación de BRG fue:

$$\text{Ln}(\text{BRG}) = -4,273 + 2,633^* \text{Ln}(\text{DAP}).$$

$$(R^2 = 88,2\%; \text{CME} = 0,658; F < 0,0001; \text{DW} = 1,69)$$

donde:

Ln=logaritmo natural

BRG= biomasa de raíces gruesas de los árboles en kg

DAP= diámetro a la altura del pecho de los árboles en cm

Los datos en paréntesis bajo la ecuación corresponden a los estadísticos del modelo (Sierra *et al.* 2003). Todas las estimaciones de BRG fueron realizadas al nivel de cuadrantes de 20 x 20 m<sup>2</sup>; asimismo, los valores fueron extrapolados a toneladas por hectárea.

**Características edáficas y topográficas del bp-T.** La medición de la topografía se realizó con un clinómetro, con el que se midió el grado de inclinación del terreno cada diez metros en las parcelas de muestreo. Por otra parte, para la evaluación de las características edáficas se realizó un análisis básico de fertilidad (MO, pH, P, K, Mg, Al, CICE), para lo cual se tomaron muestras compuestas de suelo con un barreno, cada diez metros en los cuadrantes de las sub-parcelas. Para los análisis

Tabla 1. Técnicas empleadas en el análisis de suelos

Componente del suelo	Textura	pH	Materia orgánica	Fósforo	Calcio, Magnesio, Potasio
Técnica	Bouyoucos	Potenciométrico de suelos: agua 1:2	Walkley y Black, volumetría	Acido L ascórbico, espectrofotómetro UV-VIS	Acetato de amonio 1N, neutro, absorción atómica

químicos y físicos de los suelos se emplearán las técnicas estándares mencionadas en la Tabla 1.

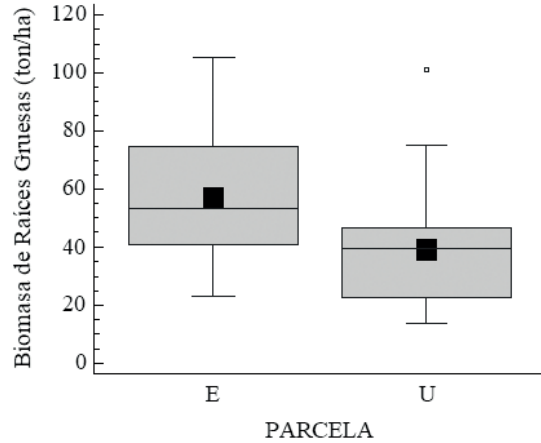
**Análisis estadístico de datos.** Se calcularon las medidas de tendencia central (media y mediana) y de dispersión (desviación estándar, coeficiente de variación y error estándar) de los datos. Se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de Bartlett y Hartley; cuando los datos fueron normales y se cumplieron los supuestos, se realizó un análisis de varianza ANOVA (Hoshmand 1998). Cuando no se cumplieron los supuestos del ANOVA empleamos el estadístico de Kruskal Wallis para evaluar la existencia de diferencias significativas entre las medias de la BRG en función de las sub-parcelas E y U, y de las clases texturales del suelo. Mediante el coeficiente de correlación de Pearson y mediante análisis de regresión lineal, se relacionó a la BRG con las características edáficas y topográficas del bosque.

## Resultados

La BRG en el bp-T de Salero presentó un promedio general (promedio  $\pm$  error estándar) de  $48,1 \pm 3,2$  t ha. En la sub-parcela E la BRG fue de  $57,01 \pm 4,3$  t ha en promedio, mientras que en la sub-parcela U fue de  $39,16 \pm 4,02$  t ha. El mayor coeficiente de variación se presentó en la sub-parcela U con 51,37%, mientras que en la sub-parcela E se observó una mayor desviación estándar con 21,85 t ha en los datos de BRG (Tabla 2). Mediante el estadístico de Kruskal-Wallis se determinó que hubo diferencias estadísticamente significativa (Kruskal-Wallis=8,527;  $p=0,0034$ ) entre las medianas de BRG de las sub-parcelas E y U de Salero; además la BRG

**Tabla 2.** Biomasa de raíces gruesas del bosque pluvial tropical de Salero

Sub-parcela	Cuadrantes	Promedio BRG (t ha)	Desviación estándar	Coefficiente de variabilidad (%)	Error estándar	Mínimo	Máximo	Rango
E	25	57,01	21,85	38,32	4,37	23,05	105,35	82,29
U	25	39,16	20,12	51,37	4,02	13,92	100,88	86,95
Total	50	48,09	22,66	47,11	3,203	13,92	105,35	91,42

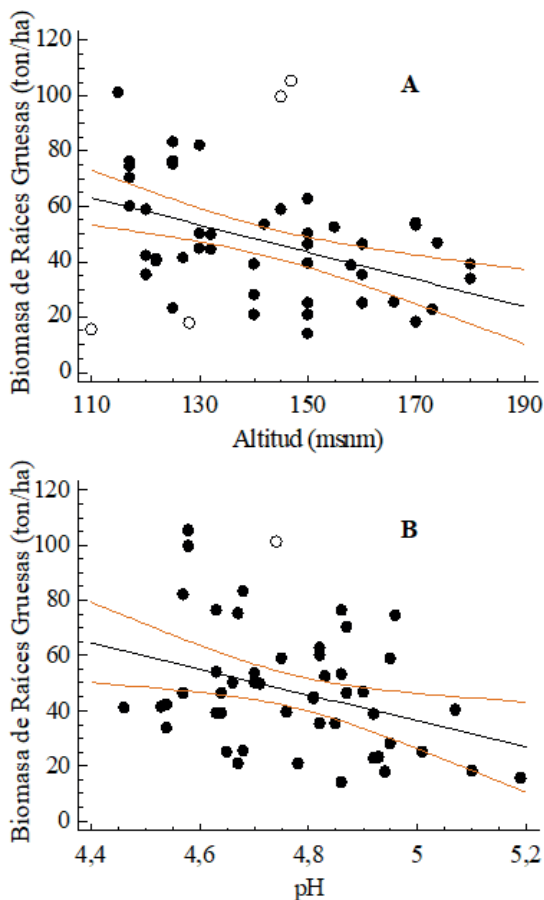
**Figura 2.** Variación de la biomasa de raíces gruesas (t ha) en las sub-parcelas del bosque pluvial de Salero (Kruskal-Wallis=8,52;  $p=0,0034$ ). Donde los cuadros negros son los promedios.

de la sub-parcela E presentó mayor normalidad en la distribución de los datos a nivel de los cuadrantes (Kurtosis=-0,29), en comparación con la sub-parcela U donde se registró una Kurtosis de 2,48, y un valor máximo de BRG de 100,88 t ha<sup>-1</sup> muy superior al resto de estimaciones de la sub-parcela, por lo que fue tomado como extraño (Figura 2).

Mediante el coeficiente de correlación de Pearson se determinó que, de las variables edáficas estudiadas (%MO, Ca, Al, pH, Mg, K, P, CICE, altitud, topografía, y texturas), solamente la altitud (con correlación=-0,496); y el pH (correlación=-0,36) presentaron relaciones estadísticamente significativas ( $p<0,05$ ) con la BRG, en ambos casos la BRG disminuyó con el incremento de las variables independientes. Sin embargo, los modelos de regresión lineal mostraron que las relaciones de la BRG con la altitud y el pH fueron muy débiles con coeficientes de determinación inferiores al 50% (en la relación BRG vs. altitud



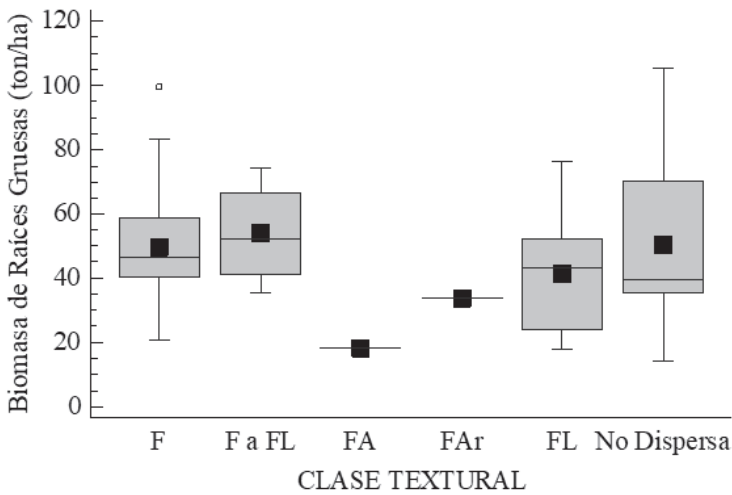
$R^2=24,6\%$  y en la relación de BRG vs. pH  $R^2=13\%$ ). Estos resultados, en general indican que las variables edáficas explicaron muy poco las variaciones en la BRG en el bosque pluvial tropical de Salero (Figura 3).



**Figura 3.** Relación de la biomasa de raíces gruesas ( $t\ ha^{-1}$ ) con la altitud (msnm) y el pH del suelo. **A.** Relación de la BRG y la altitud. Donde el coeficiente de correlación  $=-0,496$ ;  $R^2=24,60$ ;  $p=0,0005$ . El modelo generado fue  $BRG=117,311-0,49234*Altitud$ . **B.** Relación de la BRG y el pH, donde el coeficiente de correlación  $=-0,36$ ;  $R^2=13,01$ ;  $p=0,01$ . El modelo generado fue  $BRG=272,92-47,33*pH$ . Los círculos negros rellenos son los datos modelados y los círculos sin rellenos son los datos excluidos del modelo.



Igualmente, el ANOVA determinó que la BRG no presentó diferencias significativas ( $F=0,65$ ;  $p=0,66$ ) en sus medias en relación con las clases de texturales: franca F; franco-limoso FL; franco-arenoso FA; franco-arcilloso FA<sub>r</sub>; y No dispersa, registradas en los suelos de la parcela de Salero. No obstante, se observó que la menor BRG se presentó en suelos con textura franco-arenoso y franco-arcilloso, mientras que la BRG se observó en suelos con textura franca a franco-limoso (F-FL) con 53,72 t ha. Además, la mayor variación en los datos de BRG se mostró en suelos con textura que no dispersa (Figura 4).



**Figura 4.** Variación de la biomasa de raíces gruesas ( $t\ ha^{-1}$ ) en las distintas clases texturales (franca F, franco-limoso FL, franco-arenoso FA, franco-arcilloso FA<sub>r</sub> y No dispersa) registradas en la parcela permanente de Salero ( $F=0,65$ ;  $p=0,66$ ), donde los cuadros negros son los promedios.

## Discusión

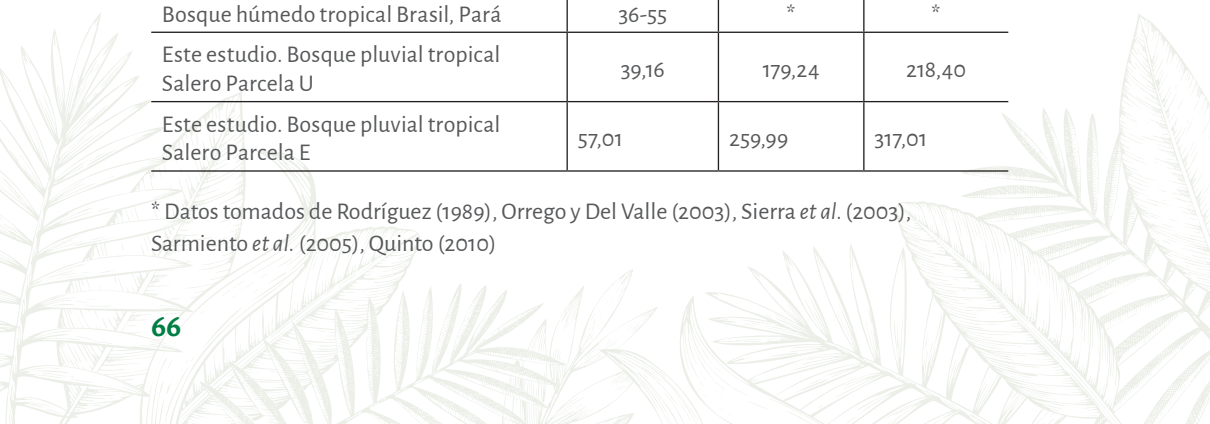
Las estimaciones de BRG realizadas en la parcela de Salero, de 39,16  $t\ ha^{-1}$  en la sub-parcela U y 57,01  $t\ ha^{-1}$  en la E, representaron alrededor del 20% de la biomasa aérea, y se encuentran dentro del rango de BRG de bosques húmedos tropicales de entre 9,92-132  $t\ ha^{-1}$  (Rodríguez 1989, Orrego y Del Valle 2003, Sierra *et al.* 2003, Sarmiento *et al.* 2005, Quinto 2010). En la Tabla 3, la menor BRG se presenta en bosques secundarios de Porce con 9,92  $t\ ha^{-1}$ , y la mayor se registró en bosques de Catinga Amazónica (132  $t\ ha^{-1}$ ) y bosques de manglar (120  $t\ ha^{-1}$ ) respectivamente; mientras que la BRG de Salero presentó valores intermedios.



**Tabla 3.** Comparación de la biomasa de raíces gruesas, biomasa aérea y biomasa total en distintos bosques húmedos tropicales\*

Tipos de bosques	Biomasa radical (t ha <sup>-1</sup> )	Biomasa aérea (t ha <sup>-1</sup> )	Biomasa total (t ha <sup>-1</sup> )
Bosques tropicales de tierras bajas	30,91	261,68	292,59
Bosques deciduos tropicales	30,67	69,71	100,38
Bosques sobre expodosoles	73,35	63,65	136,70
Bosques de manglares	120,00	113,00	233,00
Bosques de montanos	118,10	511,14	629,24
Bosques de catinga amazónica	132,00	268,00	400,00
Boques sobre oxisoles	52,25	262,50	314,75
Bosques primarios intervenidos de Porce (Colombia)	67,06	247,00	314,06
Bosques secundarios de Porce (Colombia)	9,92	46,49	56,41
Bosque pluvial tropical de Bajo Calima (Colombia)	58,6	190,70	249,30
Bosque húmedo tropical Brasil, Amazonas	40,00	*	*
Bosque húmedo tropical French Guiana	42,00	*	*
Bosque húmedo tropical Brasil, Pará	60,00	*	*
Bosque húmedo tropical Venezuela, Amazonas	39,01	*	*
Bosque húmedo tropical Brasil, Pará	35,00	*	*
Bosque húmedo tropical Brasil, Pará	68,00	*	*
Bosque húmedo tropical Venezuela, Bolívar	57,00	*	*
Bosque húmedo tropical Brasil, Pará	36-55	*	*
Este estudio. Bosque pluvial tropical Salero Parcela U	39,16	179,24	218,40
Este estudio. Bosque pluvial tropical Salero Parcela E	57,01	259,99	317,01

\* Datos tomados de Rodríguez (1989), Orrego y Del Valle (2003), Sierra *et al.* (2003), Sarmiento *et al.* (2005), Quinto (2010)



Cabe mencionar que, los bosques pluviales tropicales relacionados presentaron BRG similares, de 58,6 t ha<sup>-1</sup> en el Bajo Calima y de 57,01 t ha<sup>-1</sup> en la sub-parcela E de Salero respectivamente. Finalmente, se puede afirmar que la BRG de Salero (39,16-57,01 t ha<sup>-1</sup>), sobre suelos considerados como bien drenados, moderadamente superficiales, fuertemente ácidos, de baja fertilidad, y considerados como entisoles e inceptisoles (Malagón *et al.* 1995), fue similar a la registrada en bosques sobre suelos expodosoles (73,35 t ha<sup>-1</sup>) y boques sobre suelos oxisoles (52,25 t ha<sup>-1</sup>), lo cual muestra que, en este caso el tipo de suelo no determina la BRG de un bosque tropical.

Por lo general, las raíces gruesas son las principales responsables del anclaje y soporte de las plantas (Kinge 1973, Coutts *et al.* 1999) mientras que las raíces finas se encargan de la absorción de nutrientes del suelo; probablemente por esta razón, la BRG no presentó relación significativa con los nutrientes (MO, pH, P, K, Mg, Al, CICE) del suelo en el bosque pluvial. Además, en Salero los nutrientes del suelo, sobre todo el potasio, han mostrado relación positiva con la biomasa aérea arbórea (Quinto H. datos sin publicar). Esto muestra que los minerales del suelo se correlacionan en mayor grado con las partes aéreas de las plantas, en comparación con las partes subterráneas; tal situación se debe, según Salisbury y Ross (1994), a que los procesos de absorción de minerales están controlados en mayor medida por las partes aéreas de las plantas, especialmente lo relacionado con el crecimiento y la fotosíntesis; las raíces funcionan como órganos netamente captadores de minerales. Estas tendencias han sido registradas con anterioridad por otros investigadores (Wild *et al.* 1987, Ingestad y Agren 1988, Cooper y Clarkson 1989, Glass 1989, citados por Salisbury y Ross 1994).

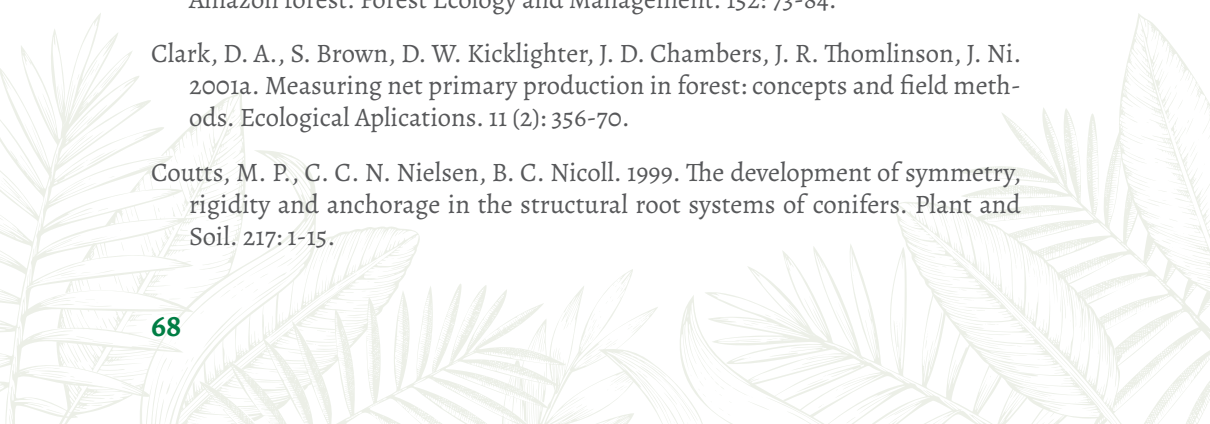
Por otro lado, la altitud (correlación=-0,496) y el pH (correlación=-0,36) presentaron relaciones estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) con la BRG; en ambos casos la BRG disminuyó con el incremento de las variables mencionadas (Figura 3). Lo cual, en el caso de la altitud se debió probablemente a que en los suelos de las partes bajas de las colinas del bosque se acumulan más nutrientes, lo cual propicia la presencia de árboles de mayor tamaño en estas áreas. Como la BRG es determinada por el tamaño de los árboles, en las zonas en las que se presentó menor BRG es en donde se encuentran probablemente menos nutrientes, y en consecuencia árboles más pequeños. Asimismo, la correlación negativa de la BRG con el pH, se presentó presumiblemente por la inhibición o toxicidad que genera el pH sobre el crecimiento de las plantas (Salisbury y Ross 1994); por tanto, en la medida en que se incrementó el pH del suelo, la BRG fue de menor tamaño.



En conclusión, se puede decir que la BRG de los bosques pluviales tropicales de Salero fueron en gran medida independientes de las condiciones del suelo, debido a la estrategia de las plantas de almacenar mayor biomasa en las partes aéreas de los árboles; sin embargo, la BRG representa un importante sumidero y reservorio de carbono, que debe ser conservado, pues es un componente que se pierde con facilidad por las actividades relacionadas con la deforestación, que se ha incrementado en la región chocoana. Asimismo, esta evaluación de la biomasa presente en las raíces gruesas del bosque pluvial de Salero es una herramienta muy útil para el desarrollo de proyectos de reducción de emisiones por deforestación y degradación del bosque (REDD) en la región, porque permite tener un conocimiento más completo de las existencias reales de carbono de la zona, y nos ayuda a entender la función de los bosques del Pacífico colombiano en el balance global del carbono y en la problemática del cambio climático global.

## Bibliografía

- Araujo, T. M., N. Higuchi, J. A. Carvalho. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 117: 43-52.
- Asprilla, A., C. M. Mosquera, H. Q. Valoyes, H. Cuesta, F. García. 2003. Composición florística de un bosque pluvial tropical (bp-T) en la parcela permanente de investigación en biodiversidad (PPIB) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. pp. 39-44. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González (eds.). *Salero diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T)*. Editora Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia.
- Brown, S., L. P. Schroeder, J. K. Kern. 1999. Spatial distribution of biomass in forest of the eastern USA. *Forest Ecology and Management*. 123: 81-90.
- Chambers, J. Q., J. Dos Santos, R. J. Ribeiro, N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 152: 73-84.
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forest: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70.
- Coutts, M. P., C. C. N. Nielsen, B. C. Nicoll. 1999. The development of symmetry, rigidity and anchorage in the structural root systems of conifers. *Plant and Soil*. 217: 1-15.



- Del Valle, J. I., F. H. Moreno, S. A. Orrego. 2003. Los bosques tropicales y su contribución a la mitigación del cambio climático. pp. 3-43 En: Orrego S. A., J. I. Del Valle. F. H. Moreno (eds.). Medición de la captura de C en ecosistemas forestales tropicales de Colombia. Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Colombia.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263; 185-90.
- Faber-Langendoen, D., A. H. Gentry. 1991. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó region, western Colombia. *Biotropica*. 23: 2-11.
- García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González. 2003. Salero diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T). Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia.
- Holdridge, L. P. 1996. Ecología basada en las zonas de vida. Instituto Interamericano para la Agricultura. San José. Costa Rica.
- Hoshmand, A. R. 1998. Statistical methods for environmental y agricultural sciences. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press LLC. New York. USA.
- IPCC. Intergubernamental Panel Change Climate. 2007. Synthesis reporte. A Report F Working Group I of The Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Klinge, H. 1973. Root mass estimation in lowland tropical rain forest of Central Amazonia, Brazil, II: "Coarse root mass" of trees and palms in different height classes. *Ann Acad Brasil Cien*. 45: 595-609.
- Mabey, N., S. Hall, C. Smith, S. Gupta. 1997. Argument in the greenhouse: the international economics of controlling global warming. Global Environmental Change Programme. Routledge, New York. USA.
- MacDicken, K. G. 1997. A guide to monitoring carbon storage in forestry and agroforestry projects. Winrock International Institute for Agricultural Development, Arlington. USA.
- Malagón, D., C. Pulido, R. D. Llinás, C. Chamorro, J. Fernández. 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Bogotá. Colombia. 632 pp.
- Mosquera, Y., C. Sánchez. 2005. Propuesta para la venta de servicios ambienta-

- les con participación comunitaria en el Medio Atrato. Chocó, Colombia. Tesis de Grado. Ingeniería Ambiental. Universidad Tecnológica del Chocó D. L. C. Quibdó, Chocó, Colombia.
- Orrego, S. A., J. I. Del Valle. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del C en bosques primarios intervenidos y secundarios. pp. 215-42. En: Orrego, S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). 2003. Medición de la captura de C en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente, Bogotá. Colombia. 314 pp.
- Palacios, J., Y. Ramos, A. K. Mosquera, F. L. Castro, F. García, J. Arroyo, A. Cogollo. 2003. Estructura de un bosque pluvial tropical (bp-T) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González. Salero diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical (bp-T). Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia.
- Quinto, H. 2010. Dinámica de la biomasa aérea en bosques primarios de Colombia y su relación con la precipitación y la altitud. Tesis de Posgrado Bosques y Conservación Ambiental. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Colombia. 75 pp.
- Rodríguez, J.C. 1989. Consideraciones sobre la biomasa, composición química y dinámica del bosque pluvial tropical de colinas bajas. Bajo Calima, Buenaventura, Colombia. Serie Documental N° 16. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF). Bogotá. Colombia. 36 pp.
- Salisbury, F. B., C. W. Ross. 1994. Fisiología vegetal. Grupo Editorial Iberoamericana. SA. México D. F. 759 pp.
- Sarmiento, G., M. Pinillos, I. Garay. 2005. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. ECOTROPICOS. 18 (1): 1-20.
- Sierra C. A., J. I. Del Valle, S. A. Orrego. 2003. Ecuaciones de biomasa de raíces en bosques primarios intervenidos y secundarios. pp. 169-88. En: Orrego S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). Medición de la captura de C en ecosistemas forestales tropicales de Colombia. Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Colombia.
- Usme, P. A. 2003. Demografía de raíces finas en bosques primarios y secundarios tropicales, Colombia. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Colombia.

## Capítulo 4

# Biomasa de raíces finas y su relación con la fertilidad del suelo de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Flavio Moreno Hurtado,  
Haylin Yineth Caicedo Moreno, May Thelis Yineth Perez Luis

### Resumen

Las raíces finas juegan un papel preponderante en la ecología y dinámica de los bosques tropicales. La biomasa de raíces finas (BRF) está determinada principalmente por las características del suelo (disponibilidad de agua y nutrientes); se espera que la BRF sea mayor en suelos con menor fertilidad. Para evaluar esta hipótesis se establecieron cinco parcelas permanentes de una hectárea en las localidades de Opogodó y Pacurita, donde se midió la BRF entre 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad. Además, se midieron los parámetros de fertilidad edáfica (pH, nutrientes y textura), los cuales se relacionaron con la BRF de cada sub-parcela de muestreo. Ambas localidades presentaron suelos pobres en nutrientes, con mayor contenido de arena, N total y materia orgánica (MO) en Opogodó. No obstante, la BRF presentó poca relación con la textura y el contenido de nutrientes del suelo, pues solo las correlaciones de la BRF con el pH y el contenido de arcilla fueron significativas (pero muy débiles), probablemente debido al estrecho rango de variación de tales datos. En ambas zonas la BRF disminuyó con la profundidad; los valores encontrados entre 0-20 cm de profundidad fueron en promedio de 5,91 t ha<sup>-1</sup> y 6,28 t ha<sup>-1</sup> en Opogodó y Pacurita, respectivamente; estos valores fueron similares a los registrados en otros bosques tropicales de menor precipitación. El análisis a escala de la región tropical mostró una relación inversa entre el contenido del P disponible y la BRF de los bosques.

**Palabras clave:** Balance del carbono, Chocó biogeográfico, Fósforo, Nutrición vegetal, Opogodó, Pacurita, Suelos tropicales.

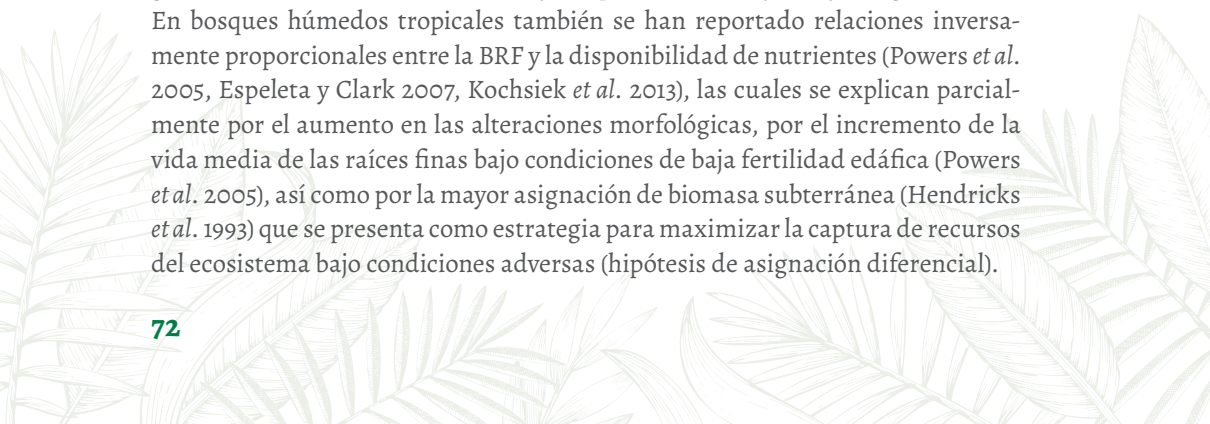


## Introducción

Las raíces son componentes fundamentales en el balance del carbono de los bosques húmedos tropicales, porque representan entre 30% y 40% de la productividad primaria neta y pueden llegar a contener hasta un 22% de la biomasa total del bosque (Saugier *et al.* 2001, Chapin III *et al.* 2002). Se suelen dividir en raíces finas (RF) (<5 mm de diámetro) y gruesas (>5 mm de diámetro); las primeras son responsables de la absorción de agua y nutrientes del suelo, mientras que las segundas proporcionan anclaje y sostén a las plantas. En los bosques tropicales, han sido más abundantes los estudios sobre biomasa de raíces finas (BRF) que los de raíces gruesas, debido en primer lugar a las dificultades implícitas en el muestreo de estas últimas, y en segundo lugar a la importancia de las RF para el funcionamiento del ecosistema, no sólo por la adquisición de recursos para las plantas, sino también por su participación en el almacenamiento de carbono y en los ciclos biogeoquímicos del bosque (Burke y Raynal 1994, Sanford y Cuevas 1996, Barreto y León 2005).

La BRF evidencia en gran medida la capacidad de las plantas para capturar recursos del suelo porque es proporcional al volumen de suelo explorado. La BRF varía ampliamente en bosques tropicales, con un rango entre 3 y 120 t ha<sup>-1</sup> (Vogt *et al.* 1985); se concentran principalmente en las capas superficiales del suelo (los primeros 30 cm de profundidad pueden almacenar hasta el 57% de la BRF total del bosque) (Jackson *et al.* 1997). Se ha documentado que la BRF está relacionada con condiciones favorables para la fotosíntesis, la estructura y composición florística del bosque, disponibilidad de agua y nutrientes y aireación del suelo (Silver *et al.* 2000, Barreto y León 2005).

Con base en algunos estudios sobre BRF realizados en bosques húmedos tropicales, se ha propuesto la hipótesis de que en suelos fértiles y ricos en nutrientes se presenta menor BRF, en comparación con los suelos infértiles y limitados por algunos nutrientes (Gower 1987, Aerts y Chapin III 1999, Maycock y Congdon 2000). En bosques húmedos tropicales también se han reportado relaciones inversamente proporcionales entre la BRF y la disponibilidad de nutrientes (Powers *et al.* 2005, Espeleta y Clark 2007, Kochsiek *et al.* 2013), las cuales se explican parcialmente por el aumento en las alteraciones morfológicas, por el incremento de la vida media de las raíces finas bajo condiciones de baja fertilidad edáfica (Powers *et al.* 2005), así como por la mayor asignación de biomasa subterránea (Hendricks *et al.* 1993) que se presenta como estrategia para maximizar la captura de recursos del ecosistema bajo condiciones adversas (hipótesis de asignación diferencial).





A pesar de que se han realizado numerosos estudios que evalúan las existencias de BRF en bosques tropicales y su relación con los factores edáficos, en regiones de excesiva precipitación, con suelos fuertemente lixiviados y de baja fertilidad, como los que se presentan en el Pacífico colombiano, donde las lluvias superan los 10.000 mm anuales (Poveda *et al.* 2004), tales estudios son prácticamente inexistentes. ¿De qué magnitud serán las existencias de BRF en los suelos de estos ecosistemas? ¿Cómo se relacionan las características edáficas y la BRF bajo condiciones tan altas de precipitación? Responder estas preguntas en dos bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano es el objetivo principal del presente estudio.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en bosques pluviales tropicales de la localidad de Pacurita (municipio de Quibdó) y en la localidad de Opogodó (municipio de Condoto), departamento del Chocó, Colombia. Estas dos localidades hacen parte de la subregión ecogeográfica central norte del Chocó Biogeográfico, que comprende las cuencas altas de los ríos Atrato y San Juan (Poveda *et al.* 2004). Las localidades se encuentran dentro de la unidad geomorfológica de colinas sedimentarias del Terciario, que se caracterizan por presentar bajas altitudes, formadas por rocas sedimentarias, compuestas por arcillolitas arenosas, areniscas y calizas (West 1957, Martínez 1993). Las características ambientales específicas de Opogodó y Pacurita se detallan en la Tabla 1.

En la localidad de Opogodó el muestreo se realizó en tres parcelas permanentes de una ha, instaladas dos kilómetros de la margen derecha de la carretera entre Opogodó y Nóvita, en predios de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. En la localidad de Pacurita el estudio se realizó en dos parcelas permanentes establecidas en una zona de reserva forestal denominada Estación Biológica Pacurita, ubicada a 6,5 km del municipio de Quibdó, en la margen izquierda de la carretera entre Quibdó y Pacurita. En ambas localidades el muestreo se realizó en bosques primarios bien conservados.



**Tabla 1.** Características ambientales de los sitios de estudio

Sitios	Opogodó	Pacurita
Municipio	Condoto	Quibdó
Latitud	5°04'079 norte	5°41'55.8" norte
Longitud	76°64'74" oeste	76°35'59.4" oeste
Temperatura (°C)	26-30	26
Precipitación anual (mm)	8000	10000
Altitud (msnm)	70	106-130
Humedad relativa (%)	90	87
Tipo de suelos (USDA)	<i>Typic tropudults</i> – Ultisol	<i>Typic tropudults</i> – Ultisol
Tipo de suelos (FAO)	<i>Haplic Acrisols</i> – Acrisoles	<i>Haplic Acrisols</i> – Acrisoles
Topografía	Plano a ligeramente inclinado	Ligeramente inclinado a quebrado
Drenaje	Drenaje imperfecto a excesivo	Drenaje imperfecto a excesivo
Unidad geomorfológica	Piedemonte Coluvio Aluvial	Lomerío estructural erosional
Material parental	Roca sedimentaria del Terciario	Roca sedimentaria del Terciario
Zona de vida	Bosque pluvial tropical	Bosque pluvial tropical



**Tabla 1. Características ambientales de los sitios de estudio (continuación)**

Sitios	Opogodó	Pacurita
	<i>Wettinia quinaria</i>	<i>Calophyllum auratum</i>
	<i>Mabea occidentalis</i>	<i>Eschweilera sclerophylla</i>
Especies arbóreas dominantes *	<i>Calophyllum auratum</i>	<i>Jessenia bataua</i>
	<i>Eschweilera sclerophylla</i>	<i>Protium apiculatum</i>
	<i>Oenocarpus bataua</i>	<i>Brosimum utile</i>
	Arecaceae, Fabaceae	Arecaceae, Sapotaceae
	Lecythydaceae	Lecythydaceae
Familias botánicas dominantes *	Hypericaceae, Sapotaceae	Clusiaceae, Moraceae
	Euphorbiaceae	Chrysobalanaceae

Información tomada de: West (1957), Malagón *et al.* (1995), Holdridge (1996), IGAC (2002), Poveda *et al.* (2004), Ruiz-IDEAM (2010), Gardi *et al.* (2014)

Información tomada de: West (1957), Malagón *et al.* (1995), Holdridge (1996), IGAC (2002), Poveda *et al.* (2004), Ruiz-IDEAM (2010), Gardi *et al.* (2014)



## Métodos

### *Establecimiento de parcelas*

Las cinco parcelas permanentes se establecieron en el año 2013 y cada una consiste de un cuadrado de 100 x 100 m dividido en 25 sub-parcelas de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>); a su vez las sub-parcelas se subdividieron en cuadrados de 10 x 10 m, en los cuales se tomaron las muestras de suelos y de BRF.

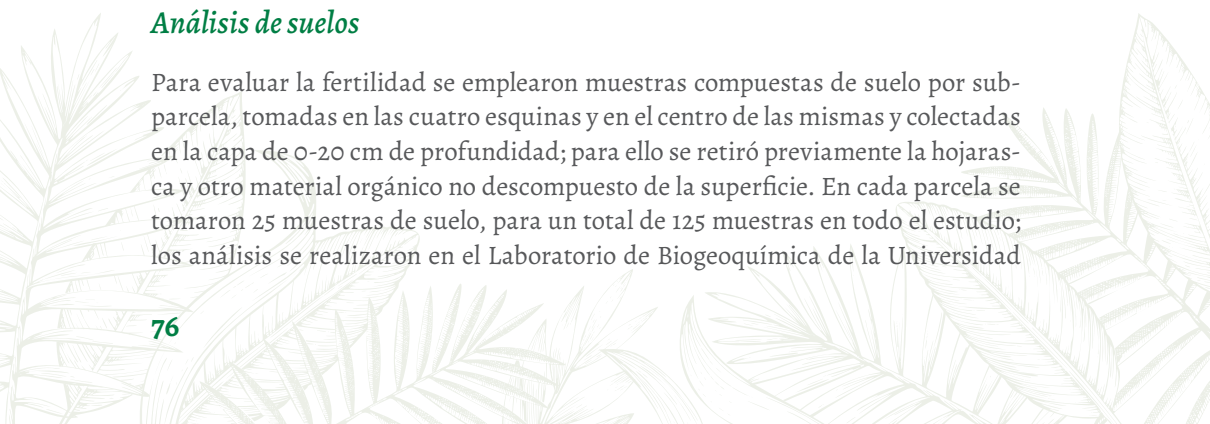
### *Biomasa de raíces finas (BRF)*

Para la determinación de la BRF se colectaron muestras de suelo a dos profundidades (entre 0-10 cm y de 10-20 cm), con un barrenado de suelos Eijkelkamp® de 8 cm de diámetro y 15 cm de profundidad. Las muestras se tomaron en el centro de los cuadrados de 10 x 10 m que dividen las subparcelas. En cada subparcela se tomaron ocho muestras de suelo, para un total de 200 muestras por parcela y un gran total de 1000 muestras de raíces en las 5 parcelas.

En el campo se realizó una primera separación manual de las raíces con la ayuda de tamices (de 1 mm de amplitud) y bandejas plásticas; después de la separación el suelo restante fue depositado nuevamente en cada uno de los orificios dejados en el muestreo. Las muestras de raíces fueron luego llevadas al Laboratorio de Botánica y Ecología de la Universidad Tecnológica del Chocó “DLC”, donde se les retiró la arena y arcilla remanentes con tamices de diferentes calibres (de 0,5 y 1 mm de amplitud) y agua a diferentes presiones. Las muestras de raíces finas (diámetro  $\leq 5$  mm) obtenidas mediante este procedimiento fueron posteriormente secadas a 70°C durante 48 horas en un horno de secado de circulación forzada marca Acequilab Ltda® y pesadas en una balanza analítica de precisión (0,001 g). La BRF se determinó como el peso seco de la muestra y los valores se extrapolaron a t ha<sup>-1</sup>.

### *Análisis de suelos*

Para evaluar la fertilidad se emplearon muestras compuestas de suelo por subparcela, tomadas en las cuatro esquinas y en el centro de las mismas y colectadas en la capa de 0-20 cm de profundidad; para ello se retiró previamente la hojarasca y otro material orgánico no descompuesto de la superficie. En cada parcela se tomaron 25 muestras de suelo, para un total de 125 muestras en todo el estudio; los análisis se realizaron en el Laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad



Nacional de Colombia Sede Medellín, mediante las siguientes técnicas: textura con el método de Bouyoucos, pH con potenciómetro de suelo: agua 1:2, materia orgánica (MO) con el método de Walkley y Black y volumetría, nitrógeno con el método de Micro-Kjeldahl, fósforo con ácido L ascórbico y espectrofotómetro UV- VIS, y Ca, Mg, K con el método de acetato de amonio 1N, neutro y absorción atómica (Osorio 2014).

**Análisis estadístico de los datos.** Se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de Bartlett, Hartley y Kurtosis (Hoshmand 1998) antes de evaluar la correlación entre la BRF y la fertilidad del suelo (textura, MO, pH, Al, P, Ca, K, Mg, CICE). En virtud de que estos supuestos no se cumplieron, tal correlación se evaluó mediante el coeficiente de correlación por rangos de Spearman ( $R_s$ ). Asimismo, la variación de la BRF en función de las localidades y las profundidades del suelo se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney-Wilcoxon (W) (Hoshmand 1998). Posteriormente, las relaciones lineales entre todas las variables incluidas en este estudio se evaluaron mediante un análisis de componentes principales (ACP).

Finalmente, la relación entre la BRF y variables ambientales (precipitación y P disponible) de distintos bosques húmedos tropicales de baja altitud (incluidos Pacurita y Opogodó) se evaluó mediante regresiones lineales. Puesto que algunos estudios consideran que el límite de diámetro de las RF es de 2 mm, para estos análisis los datos de BRF se estandarizaron a un diámetro <5 mm, basados en el hecho de que la BRF <2 mm es 29% menor que la BRF <5 mm de diámetro (Finér *et al.* 2011). Asimismo, se emplearon los estudios de Moreno (2004) y Espeleta y Clark (2007) para calcular los porcentajes de BRF a distintas profundidades y estandarizarlas a una profundidad de 20 cm, porque los estudios reportan mediciones a diferente profundidad en el suelo. Los valores de nitrógeno fueron excluidos de los análisis porque se consideró que este nutriente no es limitante en bosques húmedos tropicales de baja altitud, porque sus concentraciones edáficas son por lo general altas, en comparación con otros nutrientes como el P (Vitousek 1984). Los análisis se realizaron con los programas *Statgraphics Centurion XV* (Statistical Graphics Corp. 2002) y *The R Project for Statistical Computing* ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/)).

## Resultados

**Fertilidad básica de los suelos.** Los suelos estudiados son extremadamente ácidos; con mayor acidez y porcentajes altos de saturación de Al en la localidad de Pa-

curita (Saturación de Al=57,21%). Se presentaron concentraciones altas de MO y N, con los mayores registros en Opogodó (MO=11,94%; N=0,61%). Las cantidades edáficas de P, Mg, y Ca fueron muy bajas, mientras que los valores de K fueron intermedios; asimismo, la CICE fue baja en las dos zonas. Las concentraciones de P y Ca fueron muy similares en las dos localidades; sin embargo, el resto de los parámetros de fertilidad presentaron diferencias estadísticamente significativas (Tabla 2). Por lo tanto, basados en la menor acidez, altas concentraciones de MO y N, y en los valores intermedios de K, se considera que los suelos de Opogodó son más fértiles que los de Pacurita.

**Tabla 2.** Parámetros de fertilidad edáfica en los bosques estudiados

Parámetros	Opogodó	Rango	Pacurita	Rango	Prueba de Mann-Whitney
pH	4,97	4,22-5,51	4,03	3,68-4,37	-1869,0*
Aluminio (cmol kg <sup>-1</sup> )	0,12±0,05	0,1-0,3	0,94±0,21	0,2-1,4	1790,0*
Saturación de Al (%)	12,65±5,25	3,78-31,57	57,21±9,61	15,6-71,06	1786,0*
Materia orgánica (%)	11,94±3,85	4,61-24,74	4,06±1,27	1,95-5,85	-1816,0*
Nitrógeno (%)	0,61±0,22	0,23-1,68	0,20±0,06	0,1-0,29	-1815,0*
Fósforo (ppm)	1,32±0,60	0,63-3,5	1,36±0,64	0,49-3,2	43,5 NS
Potasio (cmol kg <sup>-1</sup> )	0,23±0,08	0,06-0,48	0,17±0,09	0,03-0,47	-796,0*
Magnesio (cmol kg <sup>-1</sup> )	0,28±0,21	0,12-1,85	0,18±0,05	0,06-0,35	-964,0*
Calcio (cmol kg <sup>-1</sup> )	0,38±0,22	0,06-0,96	0,35±0,10	0,17-0,79	-89,0 NS
CICE (cmol kg <sup>-1</sup> )	1,03±0,38	0,56-2,64	1,64±0,26	0,77-2,19	1474,5*
Arcilla (%)	1,04±2,31	0,0-12,0	18,52±3,69	10,0-28,0	1772,5*
Limo (%)	13,23±4,97	4,0-28,0	28,12±6,21	8,0-40,0	1626,0***
Arena (%)	85,71±6,57	62,0-96,0	53,36±6,73	42,0-70,0	-1763,5*
Carbono (%)	6,93	2,65-14,35	2,35	1,13-3,39	-1816,0*
C/N	11,35	2,49-11,7	11,77	11,17-11,98	35,0 NS
N/P	0,46	0,10-2,0	0,15	0,03-0,59	-1541,0*
Número de muestras	75		50		

Los datos son: medias±desviación estándar, \* = p<0,05, NS= No significativo

**Tabla 3.** Biomasa de raíces finas en los bosques pluviales tropicales de Opogodó y Pacurita, Chocó, Colombia

Localidad	Profundidad (cm)	PROM (t ha)	DE	CV%	EE	Min	Max	Kurtosis
Opogodó	0,0-10,0	3,53 <sup>b</sup>	1,43	40,43	0,17	1,08	7,97	0,97
	10,0-20,0	2,37 <sup>c</sup>	0,97	41,01	0,11	0,79	6,54	3,52
Pacurita	0,0-10,0	3,96 <sup>b</sup>	1,50	37,74	0,21	1,19	9,13	1,47
	10,0-20,0	2,32 <sup>c</sup>	0,79	34,07	0,11	1,07	4,37	-0,07
Opogodó	0,0-20,0	5,91 <sup>a</sup>	1,84	31,20	0,21	2,22	12,07	0,97
Pacurita	0,0-20,0	6,28 <sup>a</sup>	1,66	26,37	0,23	2,52	11,53	1,37
Total	0,0-20,0	6,06	1,77	29,28	0,16	2,22	12,07	0,93

PROM= promedio, DE= desviación estándar, CV= coeficiente de variación, EE= error estándar, Min= valor mínimo, Max= el valor máximo. Las letras a, b y c indican diferencias significativas en BRF entre localidades (W=306,0; p=0,12366) y profundidades (Opogodó W=-1457,5; p=0,000) (Pacurita W=-865,0; p=0,000)

**Biomasa de raíces finas.** En los bosques de Opogodó se registró una BRF promedio ( $\pm$  DE) de  $5,91 \pm 1,84$  t ha<sup>-1</sup> entre 0 y 20 cm de profundidad, de la cual el 59,9% se encontró en los primeros 10 cm, mientras que en los suelos de Pacurita se registró una BRF de  $6,28 \pm 1,66$  t ha<sup>-1</sup>, de la cual 63,05% se encontró en los primeros 10 cm. La BRF presentó diferencias entre profundidades (Opogodó W=-1457,5; p=0,000; y Pacurita W=-865,0; p=0,000), pero no entre localidades (W=306,0; p=0,12366) (Tabla 3).

**Tabla 4.** Correlación por rangos de Spearman de la biomasa de raíces finas (BRF) y las variables de fertilidad del suelo en bosques pluviales tropicales de Opogodó y Pacurita en el Pacífico colombiano

General	Al	pH	MO	N	Ca	K	Mg	P	CICE	Are- na	Arcilla	Limo
BRF total (0,0-20,0)	0,17	0,00	-0,09	-0,10	0,12	0,05	-0,05	-0,01	0,16	-0,03	-0,00	0,07
p	0,05	0,99	0,30	0,22	0,15	0,51	0,54	0,86	0,06	0,68	0,92	0,42
<b>Opogodó</b>												
BRF total (0,0-20,0)	0,13	0,21	0,12	0,07	0,11	0,09	0,04	-0,15	0,09	0,16	<b>-0,25*</b>	-0,14
p	0,28	0,07	0,32	0,57	0,35	0,46	0,73	0,19	0,43	0,17	<b>0,03</b>	0,24
<b>Pacurita</b>												
BRF total (0,0-20,0)	0,02	<b>0,29*</b>	-0,19	-0,19	0,23	0,15	-0,10	0,18	0,12	0,10	-0,23	0,05
p	0,90	<b>0,04</b>	0,19	0,19	0,11	0,29	0,49	0,21	0,40	0,47	0,11	0,75

Letra en negrilla y asterisco (\*) indica correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ). N total = 125 (75 en Opogodó y 50 en Pacurita)

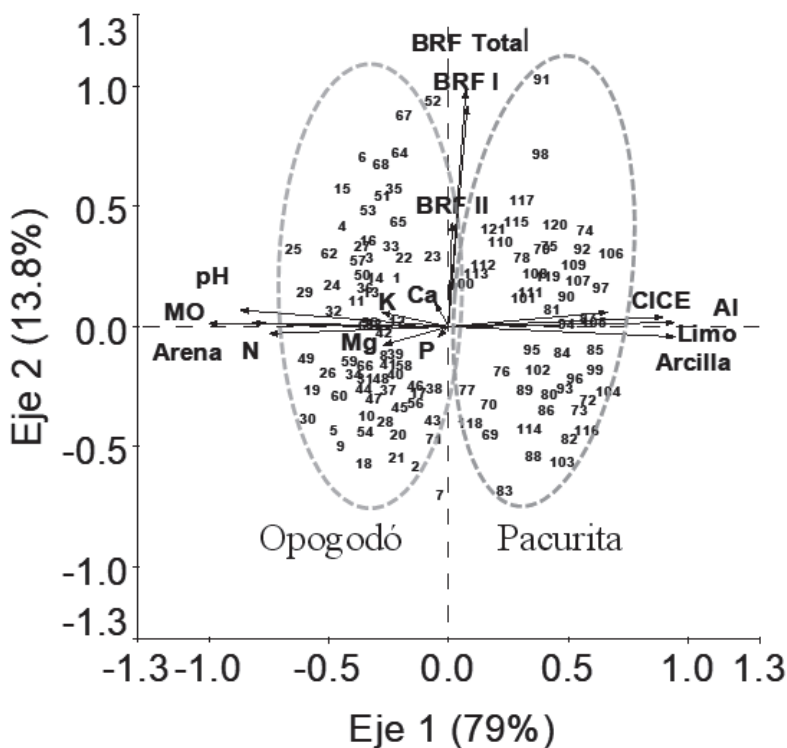
**Relación entre la biomasa de raíces finas y la fertilidad del suelo.** Al analizar los datos de las dos localidades en conjunto, se observó que la BRF no presentó correlación significativa con los parámetros edáficos evaluados. El análisis individual en cada localidad mostró correlaciones significativas con algunas variables edáficas pero muy débiles (Tabla 4).





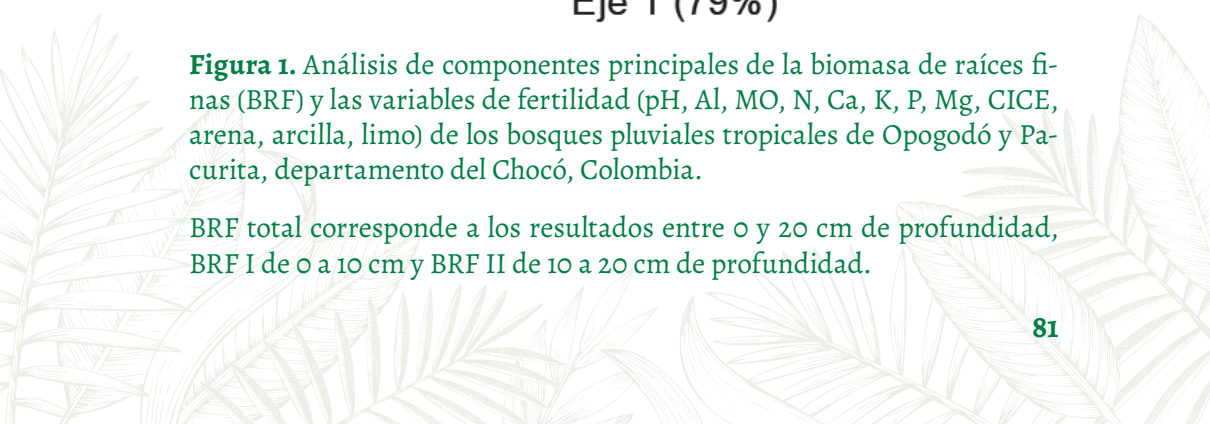
En Opogodó, la BRF presentó correlación negativa con la arcilla ( $R_s = -0,25$ ,  $p = 0,03$ ), mientras que en Pacurita la BRF presentó correlación positiva con pH ( $R_s = 0,29$ ;  $p = 0,04$ ).

El ACP mostró que los dos primeros componentes fueron significativos y explicaron el 92,8% de la varianza de los datos. Las condiciones edáficas (textura, pH, N total y MO) tuvieron alta correlación entre sí y diferenciaron claramente las parcelas de Opogodó de las de Pacurita; sin embargo, la BRF (total y en las dos profundidades) presentó poca relación con las variables edáficas (Figura 1).



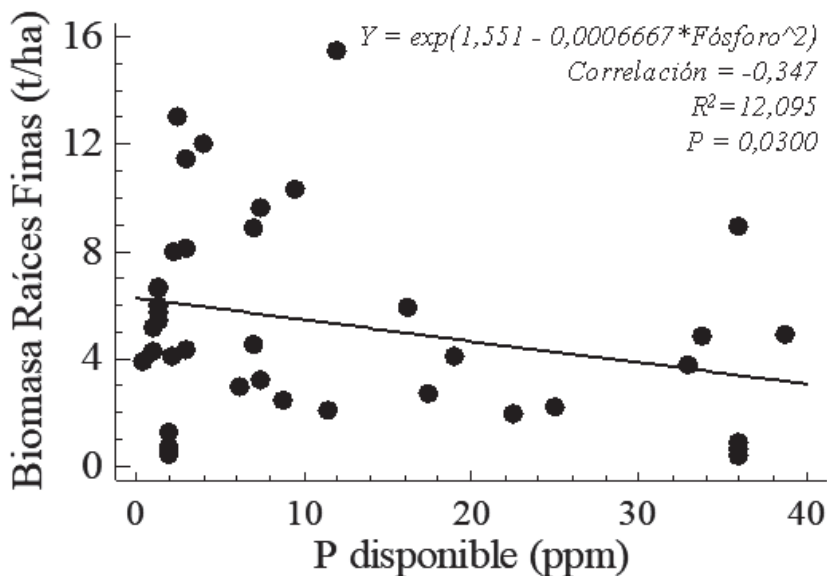
**Figura 1.** Análisis de componentes principales de la biomasa de raíces finas (BRF) y las variables de fertilidad (pH, Al, MO, N, Ca, K, P, Mg, CICE, arena, arcilla, limo) de los bosques pluviales tropicales de Opogodó y Pacurita, departamento del Chocó, Colombia.

BRF total corresponde a los resultados entre 0 y 20 cm de profundidad, BRF I de 0 a 10 cm y BRF II de 10 a 20 cm de profundidad.





Por otra parte, al relacionar la BRF de distintos bosques húmedos tropicales (incluidos los datos de este estudio), con la precipitación anual se encontró que el p disponible del suelo explica parcialmente la BRF ( $R^2=12,1$ ;  $p=0,030$ ) (Figura 2), pero la precipitación anual no ( $R^2=2,06$ ;  $p=0,34$ ). En síntesis, se evidenció que en los trópicos la BRF presenta una relación significativa inversamente proporcional con el p disponible del suelo, pero aparentemente es independiente de los niveles de precipitación promedio anual.



**Figura 2.** Relación de la biomasa de raíces finas (BRF) y el contenido de p disponible en el suelo de bosques tropicales de baja altitud, incluidos los datos de Opogodó y Pacurita, Chocó, Colombia.

BRF= diámetro entre 0 y 5 mm y profundidad de 20 cm. Figura elaborada con los datos de la Tabla 5



## Discusión

**Biomasa de raíces finas en bosques pluviales tropicales.** La BRF registrada entre 0 y 20 cm de profundidad en suelos arenosos de los bosques pluviales tropicales de Opogodó (5,91 t ha<sup>-1</sup>) y en suelos arcillosos de Pacurita (BRF=6,28 t ha<sup>-1</sup>), se encuentra dentro de los rangos reportados en bosques tropicales de tierras bajas por Vogt *et al.* (1985), con valores de entre 3 y 120 t ha<sup>-1</sup>. Nuestros resultados fueron similares a los registrados en bosques húmedos y lluviosos tropicales de baja altitud de Australia (Maycock y Congdon 2000), Brasil (Silver *et al.* 2000, 2005), Perú (Powers *et al.* 2005), Colombia (Jiménez *et al.* 2008), India (Barbhuiya *et al.* 2012), Costa Rica (Alvarez-Clare *et al.* 2013) y Malaysia (Kochsiek *et al.* 2013); así como también a los registrados en bosques semidecíduos de Panamá (Cavelier 1992) y en bosques secos de México (Kummerow *et al.* 1990) (Tabla 5).

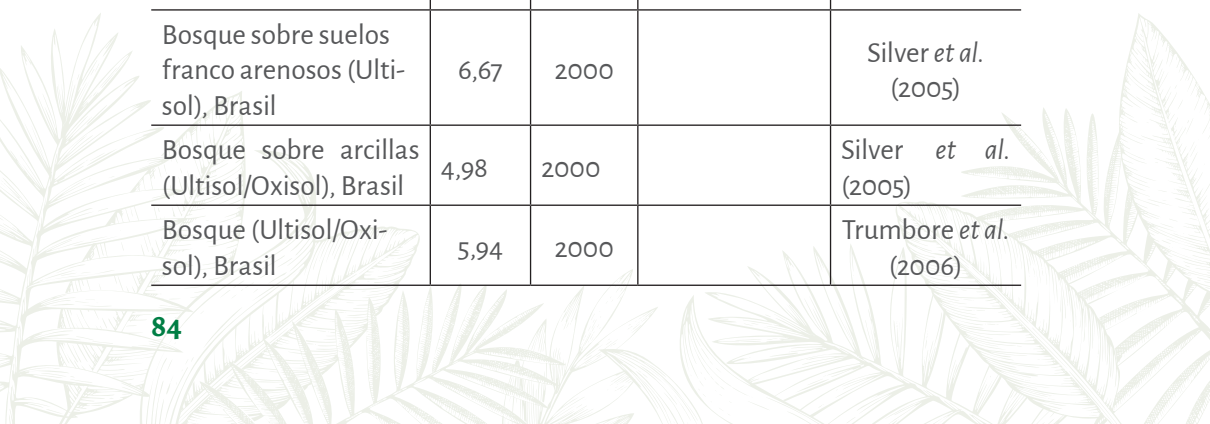
El hecho de que estos bosques tropicales, los cuales difieren significativamente en sus niveles de precipitación, presenten una BRF similar (Tabla 5), muestra que otros factores como la disponibilidad de nutrientes (por ejemplo el p disponible, Figura 1) (Gower 1987, Maycock y Congdon 2000, Espeleta y Clark 2007), textura (Silver *et al.* 2000, 2005, Jiménez *et al.* 2008, Kochsiek *et al.* 2013), material parental (Espeleta y Clark 2007), tipo de vegetación y área basal (Finer *et al.* 2011), entre otros, podrían tener un mayor efecto sobre la BRF, en comparación con la precipitación anual. Estos resultados están además soportados por Finer *et al.* (2011), quienes afirman que los factores ambientales como temperatura, precipitación promedio anual, latitud y altitud, explican muy poco las variaciones en la BRF de los bosques tropicales.

La mayor BRF registrada en los primeros 10 cm del suelo en este estudio (Tabla 3) es similar a lo reportado en estudios realizados en bosques tropicales de baja altitud (Kummerow *et al.* 1990, Cavelier 1992, Silver *et al.* 2000, Maycock y Congdon 2000, Jiménez *et al.* 2008, Barbhuiya *et al.* 2012, Álvarez-Clare *et al.* 2013, Kochsiek *et al.* 2013). Tal concentración de RF en los primeros centímetros del suelo posiblemente se debe al hecho de que en la superficie se presenta mayor disponibilidad de nutrientes provenientes de la descomposición de la hojarasca, por lo cual una mayor BRF superficial facilita la captura de iones solubles directamente de la MO y evita su pérdida por lixiviación (Stark y Jordan 1978, Kummerow *et al.* 1990). Particularmente en la zona de estudio, la mayor BRF superficial probablemente está muy influida por la alta precipitación que provoca fuerte pérdida y lixiviación de nutrientes, frente a lo cual las plantas desarrollan un entramado de RF superficiales como estrategia de conservación de nutrientes.



**Tabla 5.** Biomasa de raíces finas (BRF), precipitación promedio anual (PPA) y disponibilidad de fósforo de algunos bosques tropicales

Tipos de bosques tropicales	BRF (t ha)	PPA (mm año <sup>-1</sup> )	Disponibilidad de fósforo	Referencias
Bosque seco deciduo tropical, México	2,90-5,08	748		Kummerow <i>et al.</i> (1990)
Bosque húmedo tropical, North Queensland, Australia	8,87	1500	Baja	Hopkins <i>et al.</i> (1996)
Bosque húmedo tropical, Brasil	4,34	2000	Muy baja	Silver <i>et al.</i> (2000)
Bosque húmedo. North Queensland, Australia	9,57	2000	Baja	Maycock y Congdon (2000)
Bosque húmedo tropical, Brasil	10,27	2000	Baja	Silver <i>et al.</i> (2000)
Bosque húmedo tropical semideciduo North Queensland, Australia	2,05	2000	Baja	Maycock y Congdon (2000)
Bosque húmedo tropical North Queensland, Australia	4,10	2000	Suficiente	Maycock y Congdon (2000)
Bosque húmedo tropical semideciduo, North Queensland, Australia	3,79	2000	Alta	Maycock y Congdon (2000)
Bosque sobre suelos franco arenosos (Ultisol), Brasil	6,67	2000		Silver <i>et al.</i> (2005)
Bosque sobre arcillas (Ultisol/Oxisol), Brasil	4,98	2000		Silver <i>et al.</i> (2005)
Bosque (Ultisol/Oxisol), Brasil	5,94	2000		Trumbore <i>et al.</i> (2006)



**Tabla 5.** Biomasa de raíces finas (BRF), precipitación promedio anual (PPA) y disponibilidad de fósforo de algunos bosques tropicales (continuación)

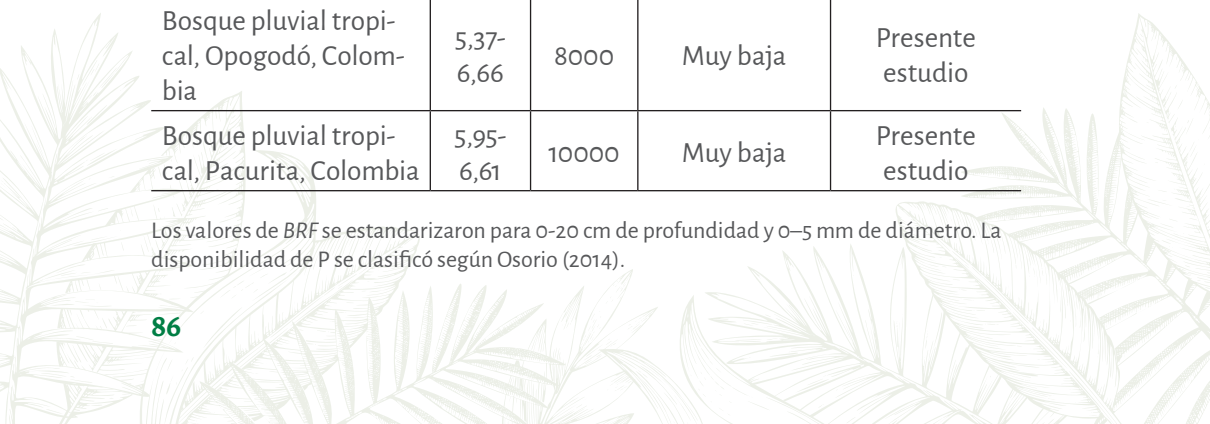
Tipos de bosques tropicales	BRF (t ha)	PPA (mm año <sup>-1</sup> )	Disponibilidad de fósforo	Referencias
Estación Biológica Cocha Cashu, Perú	4,85-4,90	2165	Alta	Powers <i>et al.</i> (2005)
Estación Biológica Cocha Cashu, Perú	5,92	2165	Suficiente	Powers <i>et al.</i> (2005)
Bosque TF sobre arenas (Oxisol), Brasil	8,08	2500	Muy baja	Metcalfe <i>et al.</i> (2008)
Bosque TF sobre tierra negra (Oxisol), Brasil	8,88	2500	Alta	Metcalfe <i>et al.</i> (2008)
Bosque TF sobre arenas (Oxisol), Brasil	11,44	2500	Muy baja	Metcalfe <i>et al.</i> (2008)
Bosque TF sobre arcillas (Oxisol,) Brasil	12,00	2500	Muy baja	Metcalfe <i>et al.</i> (2008)
Bosque semideciduo, Panamá	4,70	2567		Cavelier (1992)
Isla de Barro Colorado, Panamá	2,45-3,23	2600	Baja	Powers <i>et al.</i> (2005)
Kilometer 41. Forest Fragmentation, Brasil	6,37-11,10	2650		Powers <i>et al.</i> (2005)
Bosque Dipterocarpaceae, Malaysia	3,88	2800	Muy baja	Green <i>et al.</i> (2005)
Bosque húmedo tropical, Malaysia (Arcilla)	7,99	3000	Muy baja	Kochsiek <i>et al.</i> (2013)
Bosque húmedo tropical, Malaysia (Arenas)	13,01	3000	Muy baja	Kochsiek <i>et al.</i> (2013)
Bosque húmedo tropical, India	5,81-9,08	3050		Barbhuiya <i>et al.</i> (2012)



**Tabla 5.** Biomasa de raíces finas (BRF), precipitación promedio anual (PPA) y disponibilidad de fósforo de algunos bosques tropicales (continuación)

Tipos de bosques tropicales	BRF (t ha)	PPA (mm año <sup>-1</sup> )	Disponibilidad de fósforo	Referencias
Bosque de TF (arcillas-Ultisol), Colombia	4,28-5,13	3335	Muy baja	Jiménez <i>et al.</i> (2008)
Bosque de TF (arenas blancas-Podzol), Colombia	15,41	3335	Baja	Jiménez <i>et al.</i> (2008)
Bosque húmedo tropical, Costa Rica	4,06	3464	Muy baja	Alvarez-Clare <i>et al.</i> (2013)
Bosque húmedo tropical, La Selva	0,39-0,63	3800	Alta	Gower (1987)
Bosque húmedo tropical, La Selva	0,44-0,69	3800	Muy baja	Gower (1987)
Bosque siempreverde en Costa Rica	0,88	3800	Alta	Gower (1987)
Bosque siempreverde en Costa Rica	1,28	3800	Muy baja	Gower (1987)
Estación Biológica La Selva, Costa Rica	1,92-2,72	4000	Suficiente	Powers <i>et al.</i> (2005)
Bosque húmedo tropical Los Tuxtlas, México	1,89-3,56	4000		Jaramillo <i>et al.</i> (2003)
Bosque húmedo tropical, La Selva	1,44-2,27	4000		Espeleta y Clark (2007)
Bosque pluvial tropical, Opogodó, Colombia	5,37-6,66	8000	Muy baja	Presente estudio
Bosque pluvial tropical, Pacurita, Colombia	5,95-6,61	10000	Muy baja	Presente estudio

Los valores de BRF se estandarizaron para 0-20 cm de profundidad y 0-5 mm de diámetro. La disponibilidad de P se clasificó según Osorio (2014).



**Relación entre la biomasa de raíces finas y la fertilidad del suelo.** La relación entre las condiciones edáficas y la BRF a escala local en los bosques estudiados, se encontró que la variación en BRF fue poco explicada por los cambios en las condiciones edáficas como textura, acidez y concentración de nutrientes del suelo (Figura 1, Tabla 4). Esta baja relación puede deberse a varias razones: en primer lugar, la variación de los parámetros de fertilidad de los suelos fue baja (Tabla 2), pues los suelos de todas las subparcelas fueron infértiles; es decir, si bien varios estudios han reportado variación de la BRF con la fertilidad del suelo (Gower 1987, Maycock y Congdon 2000, Espeleta y Clark 2007, Kochsiek *et al.* 2013), ello es detectable solamente cuando existe un verdadero gradiente de fertilidad, lo cual no ocurrió en el presente estudio.

Segundo, la alta diversidad de especies arbóreas de la región del Chocó Biogeográfico ( $\approx 200$  especies por ha) (datos no publicados), posibilita la existencia de múltiples estrategias para la captura de nutrientes, porque las especies responden de manera distinta a la disponibilidad de nutrientes del suelo (Aerts y Chapin III. 1999, James *et al.* 2010, Adams *et al.* 2013), por lo cual a nivel de comunidad puede resultar difícil encontrar relaciones significativas entre BRF y condiciones edáficas, lo cual también ha sido reportado por Álvarez–Clare *et al.* (2013) en bosques húmedos tropicales de baja altitud en Costa Rica, quienes no encontraron una respuesta de la BRF del ecosistema a la adición de nutrientes (N y P) al suelo.

Tercero, como se mencionó antes, por medio de la producción y descomposición de hojarasca se incorporan al suelo grandes cantidades de nutrientes (Stark y Jordan 1978, Vitousek y Sanford 1986) que incluso pueden ser superiores a las cantidades disponibles en el suelo. Por ejemplo, el ingreso de p vía hojarasca (3,1 kg/ha de p disponible) en suelos tropicales infértiles (Vitousek y Sanford 1986) puede llegar a ser mayor que el registrado hasta 20 cm de profundidad en suelos de Opogodó (2,64 kg/ha de p disponible) y Pacurita (2,72 kg/ha de p disponible) (Tabla 2); es decir, gran parte de los nutrientes requeridos por las plantas pueden ser obtenidos directamente de la hojarasca en descomposición (Stark y Jordan 1978), lo cual genera cierto grado de independencia de la BRF sobre las condiciones edáficas.

Contrario a lo anterior, al analizar la relación entre la BRF y el contenido edáfico de p disponible a escala regional (bosques tropicales de baja altitud) se denotó una relación significativa e inversamente proporcional entre las variables (Figura 2), lo cual corrobora la hipótesis de la disminución de la BRF en suelos con mayor contenido de nutrientes, como lo reportaron Gower (1987), Maycock y Congdon



(2000), Powers *et al.* (2005), Espeleta y Clark (2007) y Kochsiek *et al.* (2013). Finalmente, basados en la hipótesis de Gower (1987) que considera que la BRF es controlada por el o los nutrientes minerales que son limitantes en el ecosistema forestal; el presente estudio aporta evidencias para considerar al p disponible como uno de los nutrientes más limitantes de los bosques tropicales a escala regional.

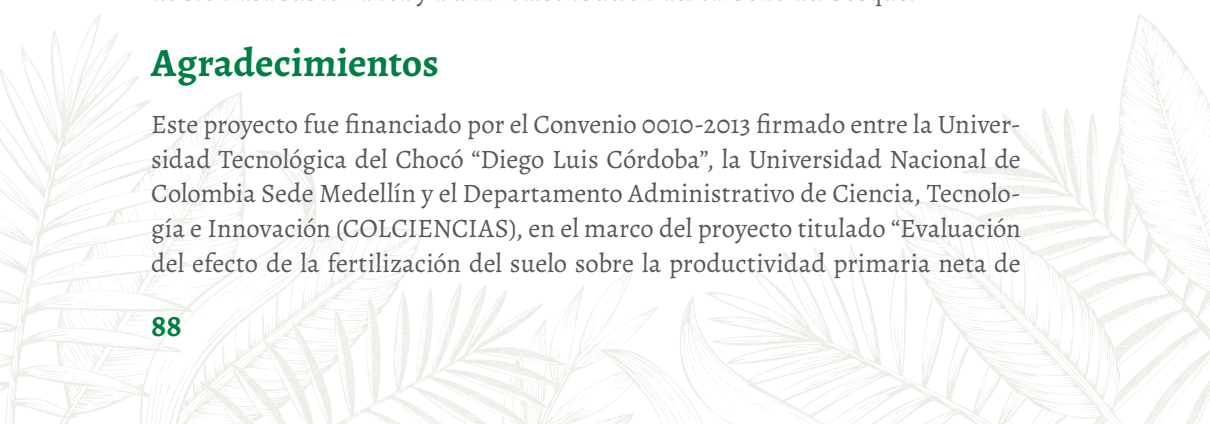
Finalmente, a pesar de que en el presente estudio se registró un gradiente de textura (de arenosa a arcillosa) entre los suelos de Opogodó y Pacurita, respectivamente (Figura 1), este gradiente no afectó la variabilidad de la BRF. Sin embargo, diversos estudios realizados en bosques húmedos tropicales han encontrado una influencia fuerte de la variación de la textura sobre la BRF (Silver *et al.* 2000; Jiménez *et al.* 2008; Kochsiek *et al.* 2013). No obstante, en estos estudios las variaciones de textura estuvieron acompañadas de cambios en la disponibilidad de nutrientes, especialmente p disponible (Silver *et al.* 2000, Jiménez *et al.* 2008), situación que no se presentó en los suelos del presente estudio, donde no hubo una variación significativa del p disponible (prueba de Mann-Whitney=43,5;  $p > 0,05$ ) (Tabla 2); esta situación probablemente explica el poco efecto del gradiente de textura sobre la BRF observada en este estudio.

## Conclusiones

El presente estudio permitió evidenciar la influencia del contenido edáfico del p disponible sobre la BRF en bosques tropicales a escala regional. A escala local no se evidenció tal influencia, debido probablemente, a la baja variabilidad de la fertilidad de los suelos estudiados, a la influencia de los ingresos de nutrientes al suelo a través de la hojarasca y de otras fuentes aéreas y por la alta diversidad de especies de estos bosques. Para evaluar tal influencia a escala local, probablemente sea necesario adicionar nutrientes al suelo, como lo han hecho Wright *et al.* (2011) y Álvarez-Clare *et al.* (2013); con tal adición se generaría un verdadero gradiente de fertilidad que posiblemente produzca un cambio en la asignación de biomasa subterránea y a una redistribución del carbono del bosque.

## Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por el Convenio 0010-2013 firmado entre la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”, la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín y el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS), en el marco del proyecto titulado “Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la productividad primaria neta de





bosques pluviales tropicales del departamento del Chocó” (CÓDIGO: 1128-569-35113). Agradecemos la hospitalidad y colaboración de la gente de Opogodó y Pa-curita.

**Versión publicada previamente:** Quinto M, H., Moreno H., H., Caicedo M. H., Pérez L., M. 2016. Biomasa de raíces finas y fertilidad del suelo en bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano. Colombia Forestal. 19 (1): 53-67. <https://bit.ly/3r0M7oF>

## Bibliografía

Adams, T. S., M. L. McCormack, D. M. Eissenstat. 2013. Foraging strategies in trees of different root morphology: the role of root lifespan. *Tree Physiology*. 33 (9): 940-8. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpt067>

Aerts, R., F. S. Chapin III. 1999. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*. 30: 1-67. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1)

Álvarez-Clare, S., M. C. Mack, M. Brooks. 2013. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. *Ecology*. 94 (7): 1540-51. <https://bit.ly/3MFc1Xt>

Barbhuiya, A. R., A. Arunachalam, H. N. Pandey, M. L. Khan, K. Arunachalam. 2012. Fine root dynamics in undisturbed and disturbed stands of a tropical wet evergreen forest in northeast India. *Tropical Ecology*. 53 (1): 69-79. <https://bit.ly/3LHfjiU>

Barreto, L. H., J. D. León. 2005. Masa total y contenido de nutrientes en raíces finas de ecosistemas forestales (*Pinus patula* Schltld y Cham, *Cupressus lusitani-ca* Mill y *Quercus humboldtii* Bonpl.) de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 58 (2): 2907-29. <https://bit.ly/3r4TcV9>

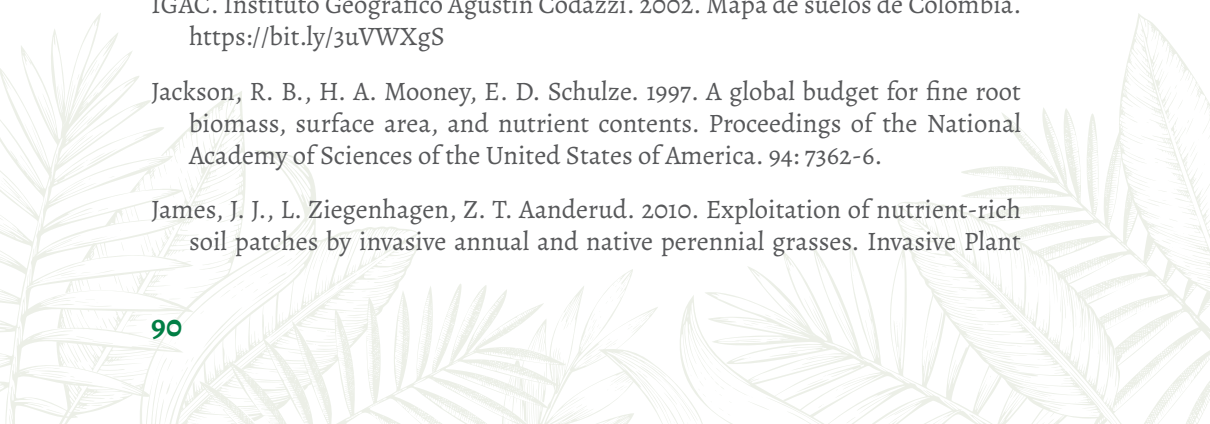
Burke, M. K., D. J. Raynal. 1994. Fine root growth phenology, production, and turnover in a northern hardwood forest ecosystem. *Plant and Soil*. 162 (1): 135-46. <https://bit.ly/3LAdmhu>

Cavelier, J. 1992. Fine-root biomass and soil properties in a semideciduous and a lower montane rain forest in Panama. *Plant and Soil*. 142: 187-201.

Chapin III, F. S., P. A. Matson, H. A. Mooney. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag. New York. USA. 436 pp.



- Espeleta, J. F., D. A. Clark. 2007. Multi-scale variation in fine-root biomass in a tropical rain forest: A seven-year study. *Ecological Monographs*. 77 (3): 377-404.
- Finer, L., M. Ohashi, K. Noguchi, Y. Hirano. 2011. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*. 261: 265-77.
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz Gaistardo, A. Encina Rojas, *et al.* (eds.). 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995. Luxembourg. 176 pp.
- Gower, S. T. 1987. Relations between mineral nutrient availability and fine root biomass in two Costa Rican tropical wet forests: a hypothesis. *Biotropica*. 19 (2): 171-5.
- Green, J. J., L. A. Dawson, J. Proctor, E. I. Duff, D. A. Elston. 2005. Fine root dynamics in a tropical rain forest is influenced by rainfall. *Plant and Soil*. 276: 23-32.
- Hendricks, J. J., K. J. Nadelhoffer, J. D. Aber. 1993. Assessing the role of fine roots in carbon and nutrient cycling. *Trends in Ecology and Evolution*. 8: 174-8.
- Holdridge, L. P. 1996. Ecología basada en las zonas de vida. Instituto Interamericano para la Agricultura. San José, Costa Rica. 216 pp.
- Hopkins, M. S., P. Reddell, R. K. Hewett, A. W. Graham. 1996. Comparison of root and mycorrhizal characteristics in primary and secondary rainforest on a metamorphic soil in North Queensland, Australia. *Journal of Tropical Ecology*, 12 (6): 871-85.
- Hoshmand, A. R. 1998. *Statistical Methods for Environmental y Agricultural Sciences*. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press LLC. New York. USA. pp. 439.
- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2002. Mapa de suelos de Colombia. <https://bit.ly/3uVWXgS>
- Jackson, R. B., H. A. Mooney, E. D. Schulze. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 94: 7362-6.
- James, J. J., L. Ziegenhagen, Z. T. Aanderud. 2010. Exploitation of nutrient-rich soil patches by invasive annual and native perennial grasses. *Invasive Plant*

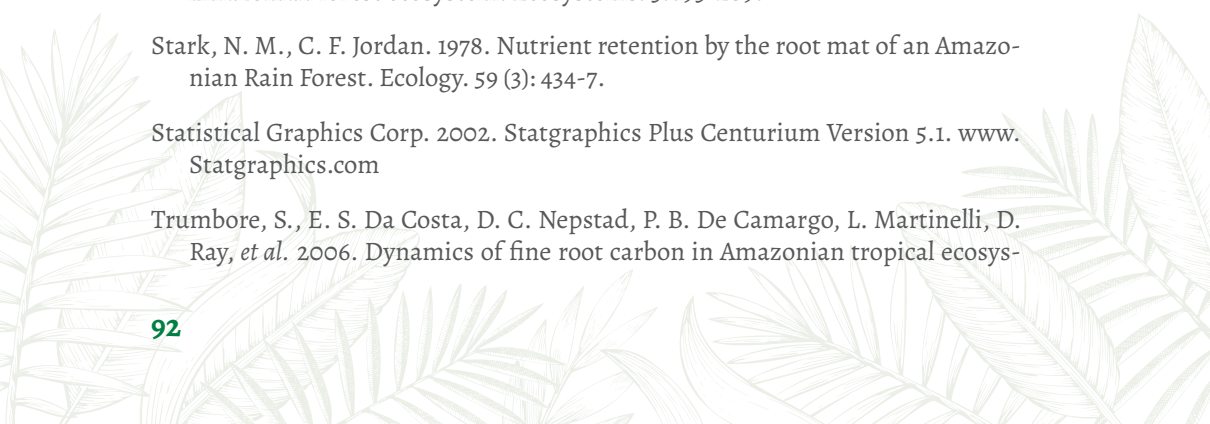


Science and Management. 3: 169-77.

- Jaramillo, V. J., R. Ahedo-Hernández, J. Boone Kauffman. 2003. Root biomass and carbon in a tropical evergreen forest of Mexico: changes with secondary succession and forest conversion to pasture. *Journal of Tropical Ecology*. 19: 457-64.
- Jiménez, E. L., F. Moreno-Hurtado, M. C. Peñuela, J. Lloyd, S. Patiño, E. Álvarez. 2008. Estimación de la masa de raíces finas en dos bosques de tierra firme sobre suelos contrastantes en la Amazonia colombiana. pp. 165-96. En: Buitrago, A. I., E. M. Jiménez. 2008. Gente, tierra y agua: Imani Mundo III. Universidad Nacional de Colombia Sede Amazonia. Instituto Amazónico de Investigaciones (IMANI). Bogotá. Colombia. 240 pp.
- Kochsiek, A., S. Tan, S. E. Russo. 2013. Fine root dynamics in relation to nutrients in oligotrophic Bornean rain forest soils. *Plant Ecology*. 214 (6): 869-82. <https://bit.ly/3Jjxe7m>
- Kummerow, J., J. Castillanos, M. Maas, A. Larigauderie. 1990. Production of fine roots and the seasonality of their growth in a Mexican deciduous dry forest. *Vegetatio*. 90: 73-80.
- Malagon D., C. Pulido, R. D. Llinás, C. Chamorro, J. Fernández. 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Bogotá. Colombia. 632 pp.
- Martínez, J. O. 1993. Geomorfología. En: Leyva, P. (Ed.). Colombia Pacífico, Tomo I. Fondo para la Protección del Medio Ambiente “José Celestino Mutis” (FEN). Bogotá. Colombia.
- Maycock, C. R., R. A. Congdon. 2000. Fine root biomass and soil N and P in north queensland rain forests. *Biotropica*. 32 (1): 185-90.
- Metcalfé, D. B., P. Meir, L. E. Aragão, A. C. L. Da Costa, A. P. Braga, P. H. L. Gonçalves, *et al.* 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant and Soil*. 311: 189-99.
- Moreno-Hurtado, F. 2004. Soil carbon dynamics in primary and secondary tropical forests in Colombia. Thesis of Doctor of Philosophy in Biology. Florida International University. Miami. USA. 208 pp.
- Osorio, N. W. 2014. Manejo de nutrientes en suelos del Trópico. 2ª ed. Editorial L. Vieco S. A. S. Medellín. Colombia. 416 pp.



- Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, O. Rangel. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel, O. 2004. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp.
- Powers, J. S., K. K. Treseder, M. T. Lerdau. 2005. Fine roots, arbuscular mycorrhizal hyphae and soil nutrients in four neotropical rain forests: patterns across large geographic distances. *New Phytologist*. 165: 913-21.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna. Austria. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>
- Ruiz-Murcia, J. F. 2010. Cambio climático en temperatura, precipitación y humedad relativa para Colombia usando modelos meteorológicos de alta resolución (Panorama 2011-2100). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Subdirección de Meteorología. Nota Técnica IDEAM-METEO/005-2010. Bogotá. Colombia. 91 pp.
- Sanford, R. L., E. Cuevas. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests. En: Mulkey, S. S., R. L. Chazdon, A. P. Smith (eds). *Tropical forest plant ecophysiology*. Chapman and Hall. New York. USA. pp. 268-300.
- Saugier, B., J. Roy, H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? In: Roy, J., B. Saugier, H. A. Mooney, (eds.). *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press. San Diego. USA. pp. 543-57.
- Silver, W. L., A. W. Thompson, M. E. Mcgroddy, R. K. Varner, J. D. Dias, H. Silva, *et al.* 2005. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. *Global Change Biology*. 11: 290-306.
- Silver, W. L., J. Neff, M. McGroddy, E. Veldkamp, M. Keller, R. Cosme. 2000. Effects of soil texture on belowground carbon and nutrient storage in a lowland Amazonian forest ecosystem. *Ecosystems*. 3: 193-209.
- Stark, N. M., C. F. Jordan. 1978. Nutrient retention by the root mat of an Amazonian Rain Forest. *Ecology*. 59 (3): 434-7.
- Statistical Graphics Corp. 2002. Statgraphics Plus Centurium Version 5.1. [www.Statgraphics.com](http://www.Statgraphics.com)
- Trumbore, S., E. S. Da Costa, D. C. Nepstad, P. B. De Camargo, L. Martinelli, D. Ray, *et al.* 2006. Dynamics of fine root carbon in Amazonian tropical ecosys-





tems and the contribution of roots to soil respiration. *Global Change Biology*. 12: 217-29.

Vitousek, P. M., R. L. Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17: 137-67.

Vogt, K. A., C. C. Grier, D. J. Vogt. 1985. Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and below-ground detritus of world forests. *Advances in Ecological Research*. 15: 303-77.

West, R. 1957. *Las tierras bajas del Pacífico colombiano*. Instituto Colombiano de Antropología. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 300 pp.

Wright, S. J., J. B. Yavitt, N. Wurzburger, B. L. Turner, E. V. J. Tanner, E. J. Sayer, *et al.* 2011. Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology*. 92 (8): 1616-25.





## Capítulo 5

# Biomasa aérea y subterránea de áreas degradadas por minería en el Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Jair Cuesta-Nagles,  
Lever Palacios-Hinestroza, Ingri Mosquera-Sánchez,  
Harry Peñaloza-Murillo

### Resumen

El objetivo del presente trabajo fue estudiar los cambios de la biomasa vegetal en una sucesión primaria luego de una actividad minera en los bosques de los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, departamento de Chocó, Colombia. Se evaluó la biomasa aérea y subterránea de cinco zonas en diferentes tiempos (entre 1,5 y 6 años) luego de la actividad minera. Se utilizaron ecuaciones de biomasa para calcular el carbono de las parcelas y se empleó un modelo de crecimiento de von Bertalanffy para modelar el cambio en biomasa vegetal a través del tiempo. En general se encontró que en las zonas degradadas por minería con distintas etapas de regeneración luego del disturbio, se registraron valores promedios en la biomasa aérea de entre  $1,05 \text{ t ha}^{-1}$  y  $41,15 \text{ t ha}^{-1}$ . La biomasa vegetal incrementó significativamente con el paso del tiempo. Las modelaciones de la biomasa vegetal en función del tiempo en procesos de sucesión primaria mostraron que luego de los disturbios ocasionados por la minería la vegetación sobreviviente y/o colonizante de estos suelos mediante sucesión primaria tarda más de 1000 años para alcanzar una biomasa aérea promedio similar a la registrada en un bosque primario. En términos del cambio climático global es fundamental la recuperación de las zonas degradadas por la minería en la región como estrategia de desarrollo.

**Palabras clave:** Biomasa, Bosque pluvial tropical, Cambio climático global, Carbono, Departamento del Chocó, Sucesión primaria.

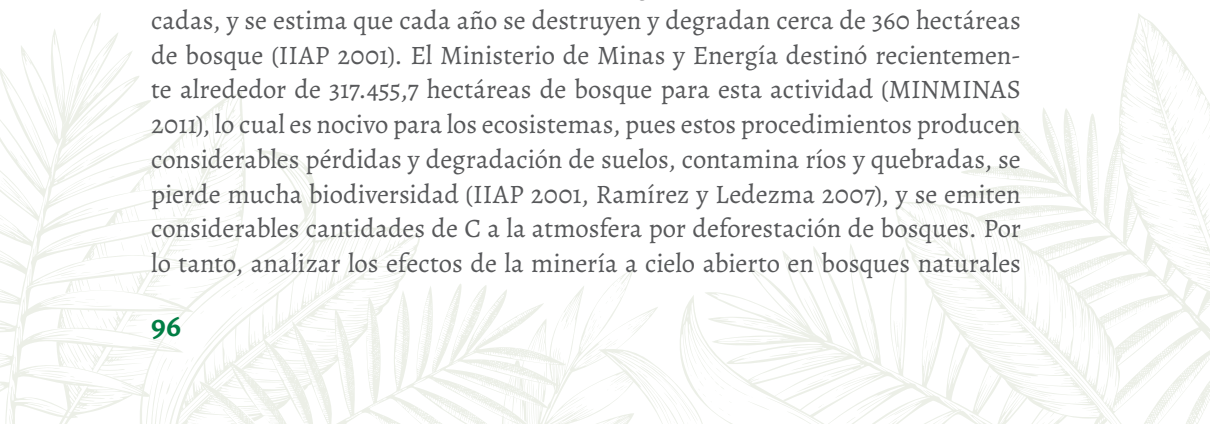


## Introducción

La sucesión vegetal es definida como el cambio directo con el tiempo de la composición de especies y fisionomía vegetal de un sitio en el cual el clima permanece constante (Finegan 1984). Esta sucesión permite que se recupere un bosque original en forma natural, luego de haber sido destruido por actividades humanas o por fenómenos o disturbios naturales (Odum 1969, Whitmore 1975, Bormann y Linkens 1979, Brown y Lugo 1990). De acuerdo con Bormann y Linkens (1979) la sucesión tiene cuatro fases: reorganización, agradación, transición y estado estable. Cada etapa requiere de un período estipulado de tiempo, que está determinado por el tipo de sucesión y por la intensidad del disturbio; estas últimas fases determinan el tiempo de recuperación de una zona degradada (Scatena 2002), y cuando se trata de perturbaciones que degradan fuertemente el ecosistema, sobre todo el suelo, es probable que no se obtengan en el corto plazo las características estructurales y funcionales del bosque original (Evans 2006), como es el caso de la sucesión primaria.

La sucesión primaria se presenta en sustratos recién formados o recién expuestos sin legado biológico y baja fertilidad, en áreas desprovistas de vegetación, en suelos formados por lo general por materiales volcánicos, rocas o arenas, en ausencia de materia orgánica como tal (Richards 1996, Evans 2006). Es común que se presente este tipo de sucesión en los bosques tropicales luego de actividades antrópicas como la minería de metales (oro, carbón y platino) a cielo abierto, pues es una actividad donde, una vez acabado el proceso de extracción de minerales en el ecosistema, solo quedan: arena, piedras, barro y suelos desnudos desprovistos de nutrientes. Sin embargo, aún es poco lo que se ha documentado sobre la sucesión de las zonas afectadas por la minería, por lo cual es necesario su estudio.

Particularmente, en los bosques húmedos tropicales del Chocó Biogeográfico la minería a cielo abierto se ha incrementado significativamente en las últimas décadas, y se estima que cada año se destruyen y degradan cerca de 360 hectáreas de bosque (IIAP 2001). El Ministerio de Minas y Energía destinó recientemente alrededor de 317.455,7 hectáreas de bosque para esta actividad (MINMINAS 2011), lo cual es nocivo para los ecosistemas, pues estos procedimientos producen considerables pérdidas y degradación de suelos, contamina ríos y quebradas, se pierde mucha biodiversidad (IIAP 2001, Ramírez y Ledezma 2007), y se emiten considerables cantidades de C a la atmósfera por deforestación de bosques. Por lo tanto, analizar los efectos de la minería a cielo abierto en bosques naturales





es fundamental en términos de la pérdida de biodiversidad del Neotrópico (Meffe *et al.* 1994, Groom *et al.* 2006) y del cambio climático global por la emisión de carbono a la atmósfera (Bazzaz 1998, Korner 1998, Whitmore 1998, Laurance y Williamson 2001, Schimel *et al.* 2001, IPCC 2007).

Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue estudiar los cambios de la biomasa vegetal en una sucesión primaria luego de una actividad minera en los bosques de los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, departamento de Chocó, Colombia; esta región presenta una alta precipitación (> 10,000 mm anuales) que puede llegar a afectar el proceso de sucesión por la pérdida constante de nutrientes por lixiviación, además, como estrategia de conservación de los bosques naturales y como herramienta de restauración de las áreas forestales degradados en el marco del cambio climático. Asimismo, se respondió el siguiente interrogante: *¿Cuánto tiempo requieren las áreas afectadas por la minería a cielo abierto en el Chocó Biogeográfico para recuperar sus concentraciones de biomasa vegetal en una sucesión primaria?*

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en las minas abandonadas en el corregimiento de Salero, municipio de Unión Panamericana, y en los alrededores de la cabecera municipal de Cértegui en el departamento del Chocó, Colombia, Sur América. Estas zonas se caracterizan por presentar en su mayoría bosques maduros primarios e intervenidos, bosques secundarios y áreas afectadas por minería, que corresponden a la zona de vida de bosque pluvial Tropical (bp-T) (Holdridge 1996); la precipitación promedia anual de la región es cercana a 10.000 mm, la temperatura promedia varía entre 26°C y 30°C, la humedad relativa es de 90% y la altura sobre el nivel del mar oscila entre 80 y 150 m (García *et al.* 2003). En cuanto a la vegetación, entre las familias botánicas más abundantes y frecuentes están: Sapotaceae, Lecythydaceae, Arecaceae, Euphorbiaceae, Myristicaceae, Chrysobalanaceae, Moraceae, Clusiaceae, Caesalpiniaceae, Vochysiaceae, Apocynaceae, Fabaceae y Bombacaceae (Asprilla *et al.* 2003). Entre las especies predominantes están: *Mabea chocoensis*, *Oenocarpus bataua*, *Brosimum*, *Eschweilera pittieri*, *Wettinia quinaria*, *Licania* sp., y *Chrysophyllum* sp. (Palacios *et al.* 2003).

## Métodos

**Selección de sitios y tipo de muestreo.** En el presente estudio la sucesión primaria se evaluó por el método de cronosecuencia, donde los cambios en el tiempo son

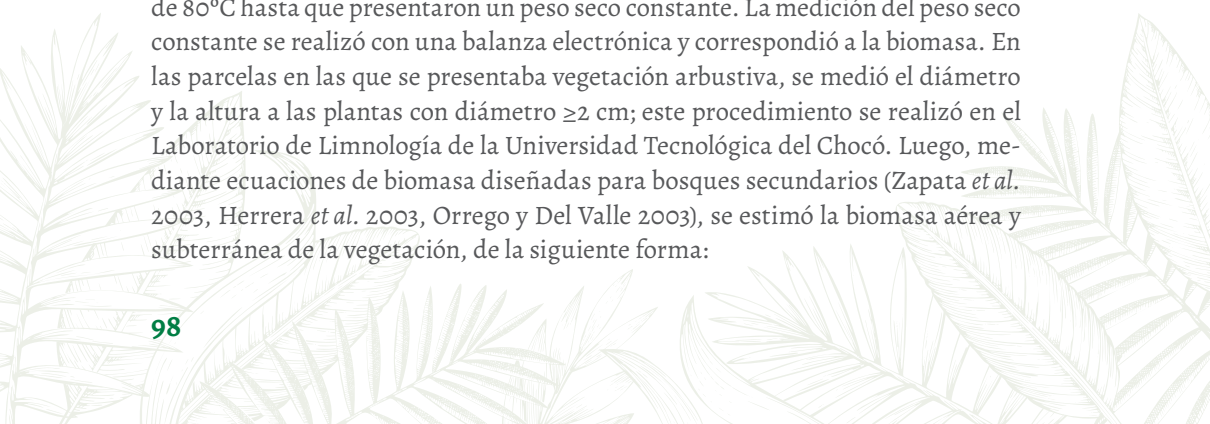


inferidos a partir del análisis de parcelas con diferentes fases de regeneración (Chazdon *et al.* 2007). En ese sentido, se realizó una selección de sitios afectados por la minería a cielo abierto que tuviesen diferentes tiempos de sucesión, teniendo en cuenta que el tipo de minería y el tipo de bosque preexistente sean los mismos. En esa medida, se evaluaron cinco áreas con edades o tiempos diferentes de haber ocurrido la intervención minera: Zona 1, de reciente intervención con 1,5 años después de la minería. Zona 2, de recuperación inicial con 2 años después de la minería. Zona 3, de recuperación mediana con 4,5 años después de la minería. Zona 4, de recuperación mediana con 6 años después de la minería (Figura 1), y un bosque primario sin intervención para hacer comparaciones de biomasa en estado estable de regeneración. La determinación del tiempo de sucesión fue a partir de encuestas a las personas que trabajaron en las minas. En términos estadísticos, se realizó un muestreo estratificado de acuerdo con la edad sucesional (Hoshmand 1998).

**Establecimiento de parcelas.** Para la medición de la biomasa vegetal se establecieron 20 parcelas (replicas) rectangulares de 1 m x 1m, en cada una de las cuatro zonas con las diferentes edades de sucesión. En total se muestrearon 80 parcelas.

**Cuantificación de la biomasa vegetal.** La medición de la biomasa vegetal se realizó dependiendo del tipo de vegetación presente, ya sean hierbas, arbustos o árboles. En ese sentido, la biomasa vegetal de las parcelas se midió directamente en campo, mediante la cosecha o recolección de toda la vegetación presente. Se tomó la biomasa que se encontraba por encima (biomasa aérea) y por debajo del suelo (biomasa subterránea). El material se separó en las partes aéreas (tallos, hojas, ramas, etc.) y las raíces. En el caso de las partes subterráneas de las plantas, se separaron en raíces finas, que tengan  $\leq 5$  mm de diámetro, y raíces gruesas, aquellas que tenían diámetro  $> 5$  mm (Orrego y Del Valle 2003, Sierra *et al.* 2003).

Después, el material vegetal (tanto aéreo como subterráneo) se limpió y lavó para evitar la contaminación y sobreestimación, y luego se secaron a una temperatura de 80°C hasta que presentaron un peso seco constante. La medición del peso seco constante se realizó con una balanza electrónica y correspondió a la biomasa. En las parcelas en las que se presentaba vegetación arbustiva, se midió el diámetro y la altura a las plantas con diámetro  $\geq 2$  cm; este procedimiento se realizó en el Laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó. Luego, mediante ecuaciones de biomasa diseñadas para bosques secundarios (Zapata *et al.* 2003, Herrera *et al.* 2003, Orrego y Del Valle 2003), se estimó la biomasa aérea y subterránea de la vegetación, de la siguiente forma:



- 1)  $\text{Ln}(\text{BA}) = -2,232 + 2,422 * \text{Ln}(\text{diámetro})$
- 2)  $\text{BVHLP} = 100,235 * e^{-4,009 \text{ área basal}} 0,069$
- 3)  $\text{Ln}(\text{BRG}) = -4,394 + 2,693 * \text{Ln}(\text{diámetro})$
- 4)  $\text{BRF} = 6,998 + 0,288 * (\text{área basal})$

donde:

Ln= logaritmo neperiano

BA= biomasa aérea

BVHLP= biomasa aérea de la vegetación herbácea y leñosa pequeña

BRG= biomasa de raíces gruesas

BRF= biomasa de raíces finas (Zapata *et al.* 2003, Herrera *et al.* 2003, Orrego y Del Valle 2003)

***Estimación del tiempo requerido por las áreas afectadas por la minería para recuperar su biomasa vegetal.*** El crecimiento en biomasa se evaluó mediante una modificación del modelo de crecimiento de von Bertalanffy (Ortega 2001, González 1994), así:

$$dW/dt = n * W^m - r * W$$

donde:

$dW/dt$ = la tasa de crecimiento de W

W= variable evaluada (biomasa)

n y r= constantes de la función

m= constante alométrica

Para aplicar este modelo, referido al crecimiento, se dispuso de las mediciones consecutivas de la biomasa vegetal de varias parcelas, de esta manera, fue posible expresar sus incrementos en función de las dimensiones actuales (Vásquez 1988, Del Valle 1986). Los parámetros n y r se determinaron mediante el programa estadístico PAST.

Después, se integraron las ecuaciones de las tasas de crecimiento en biomasa y



se obtuvieron las soluciones completas para las funciones de la biomasa vegetal con respecto a la edad, así:

$$BV = A(1 \pm b e^{-Kt})^{1/1-m}$$

donde:

BV= la biomasa vegetal

$K = (1-m)^*r$ , b es  $(n/r)^{1/1-m}$

$A = \pm \{1 - (BV_0/A)^{1-m}\}$

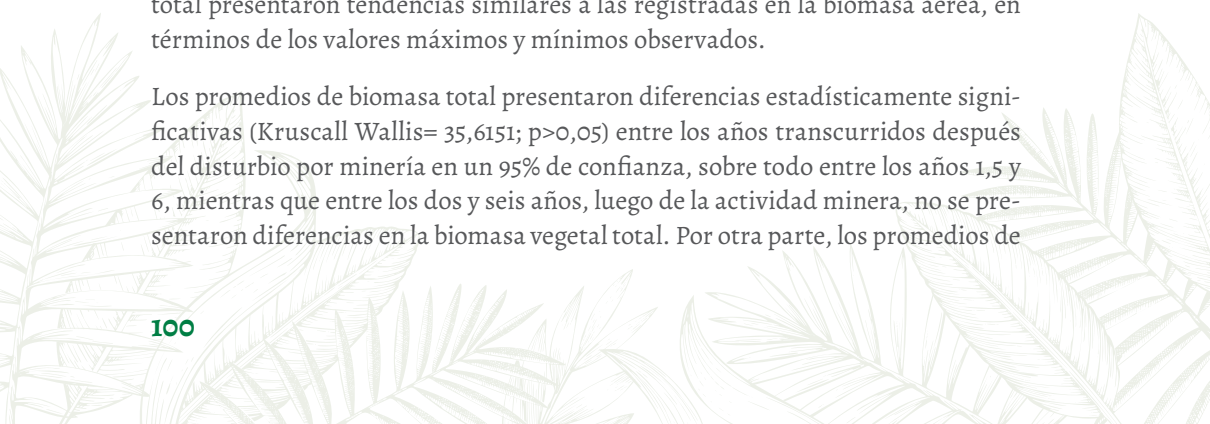
$BV_0$  = biomasa vegetal en el tiempo  $t_0$

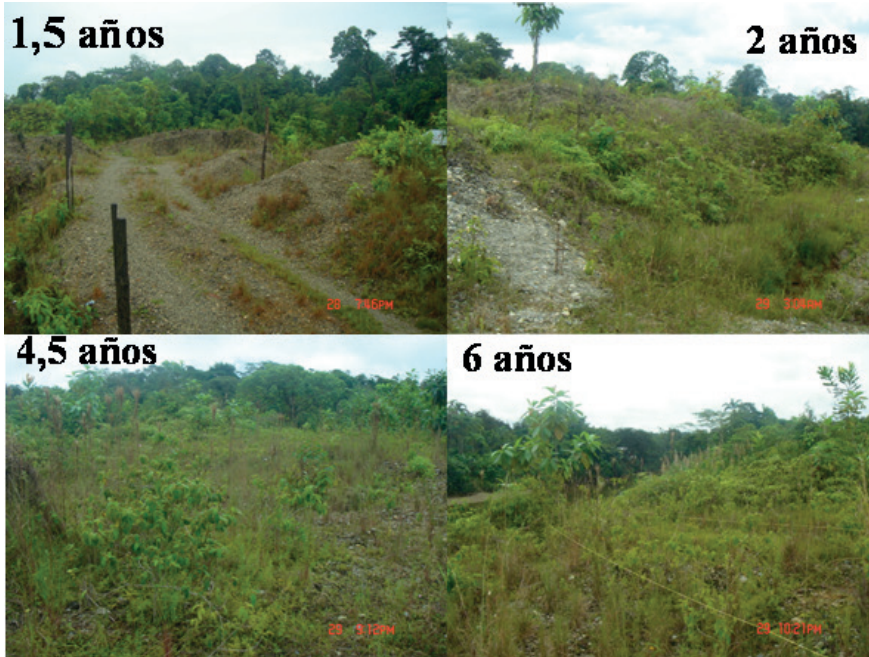
En la ecuación el signo positivo se utilizó cuando m es mayor que cero, y negativo cuando m es menor que cero. Igualmente, en la expresión b, cuando  $BV_0$  toma el valor de cero, toda la expresión tomó el valor de 1, aunque algunos investigadores recomiendan tomar el límite inferior de la primera clase diamétrica que sería el valor de la variable en el tiempo  $t_0$ . A es el valor asintótico para el crecimiento; en los casos de la máxima biomasa vegetal se tomaron los valores del bosque primario maduro de Salero (Quinto y Moreno 2011) empleado como testigo.

## Resultados

En las zonas degradadas por minería con distintas etapas de regeneración luego del disturbio, se registraron valores promedios en la biomasa aérea entre 1,05 t ha<sup>-1</sup> y 41,15 t ha<sup>-1</sup>. En este sentido, los menores valores promedio ( $\pm$  DE), de 104,8 $\pm$ 41,28 g m<sup>2</sup> se presentaron en las primeras etapas de sucesión (1,5 años); mientras que los mayores fueron a los 4,5 años después del disturbio con promedio ( $\pm$ DE) de 4.115,46 $\pm$ 8.206,02 gm<sup>2</sup>. Asimismo, las estimaciones del incremento en biomasa aérea fueron entre 0,7 y 9,15 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>, presentándose los mayores valores en las áreas con 4,5 años de recuperación. Por su parte, la biomasa de raíces y biomasa total presentaron tendencias similares a las registradas en la biomasa aérea, en términos de los valores máximos y mínimos observados.

Los promedios de biomasa total presentaron diferencias estadísticamente significativas (Kruscall Wallis= 35,6151; p>0,05) entre los años transcurridos después del disturbio por minería en un 95% de confianza, sobre todo entre los años 1,5 y 6, mientras que entre los dos y seis años, luego de la actividad minera, no se presentaron diferencias en la biomasa vegetal total. Por otra parte, los promedios de

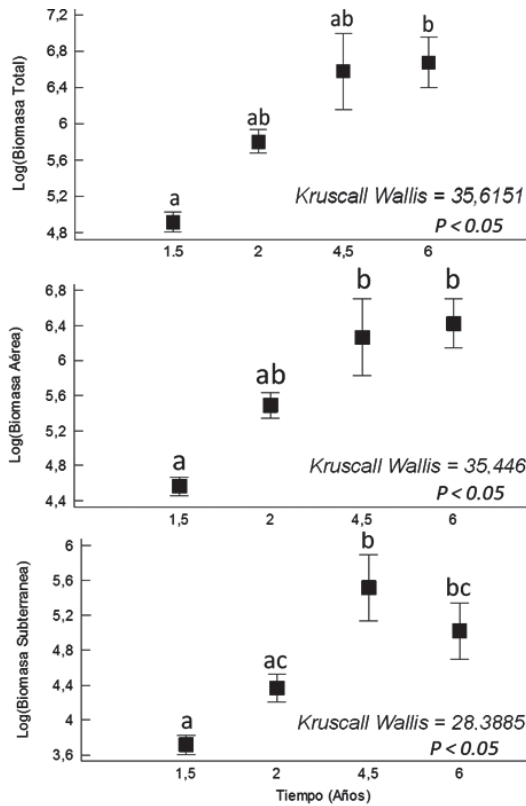




**Figura 1.** Zonas con diferentes etapas de regeneración seleccionadas para el estudio de la biomasa vegetal en sucesiones primarias luego de minería a cielo abierto en los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, Chocó, Colombia.

biomasa aérea vegetal presentaron diferencias estadísticamente significativas (Kruscall Wallis= 35,446;  $p > 0,05$ ) entre los años transcurridos después del disturbio por minería en un 95% de confianza, específicamente entre los promedios del año 1,5 y los de los años 4,5 y 6. También entre los dos y seis años después del disturbio no hubo diferencias en la biomasa aérea. Finalmente, la biomasa de raíces presentó diferencias significativas (Kruscall Wallis= 28,3885;  $p > 0,05$ ) en sus medias con respecto a los años transcurridos luego del disturbio. En general, las distribuciones de la biomasa vegetal en los tiempos transcurridos después del disturbio mostraron que las mayores variaciones de los datos se presentaron en todos los casos a los 4,5 años, mientras que las menores se observaron a los 1,5 años (Figura 2).

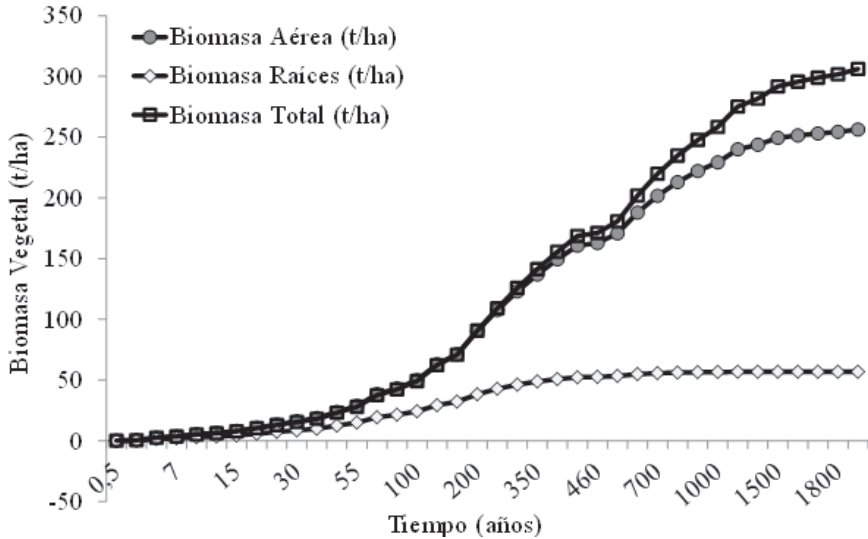
Los cuadros negros son las medias de biomasa, las líneas horizontales indican los errores estándar de los datos. Las letras diferentes (a, b y c) denotan diferencias



**Figura 2.** Análisis de varianza (ANOVA) de la biomasa vegetal ( $\text{g/m}^2$ ) en función del tiempo (años) transcurrido después de la actividad minera en los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, departamento del Chocó.

significativas entre los promedios de la biomasa; las pruebas estadísticas fueron el estadístico de Kruskal Wallis y la prueba de Bonferroni.

Las modelaciones de la biomasa vegetal en función del tiempo en procesos de sucesión primaria en los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, mostraron que luego de los disturbios ocasionados por la minería, la vegetación sobreviviente y/o colonizante de estos suelos mediante sucesión primaria tarda más de 1000 años para alcanzar una biomasa aérea promedio similares a las registradas en un bosque primario de la misma zona, como la documentada en los bosques de Salero de  $259,9 \text{ t ha}^{-1}$  (Quinto y Moreno 2011). No obstante, las raíces requieren



**Figura 3.** Biomasa vegetal (aérea, subterránea y total) en función del tiempo transcurrido luego del disturbio en áreas degradadas por minería en Cértegui y Unión Panamericana, Chocó.

de alrededor de 350 años para alcanzar una biomasa subterránea similar a la de un bosque primario, de  $48,1 \text{ t ha}^{-1}$ . Solamente en el caso de la biomasa de raíces la modelación alcanzó la asíntota en la biomasa con el tiempo; sin embargo, es importante destacar que la ganancia de biomasa en el proceso sucesional es extremadamente lenta y en los primeros 100 años solamente se alcanza a registrar alrededor de 50 toneladas de biomasa por hectárea (Figura 3).

El modelo de biomasa vegetal empleado fue una modificación del modelo de crecimiento de Von Bertalanffy (Ortega 2001),  $BV = A(1 \pm b e^{-K^*t})^{1/1-m}$ ; en la biomasa aérea =  $259,98(1 \pm 0,1758 e^{-0,002142^*t})^{1/1-m}$ ; biomasa de raíces =  $57,01(1 \pm 0,1895 e^{-0,0056^*t})^{1/1-m}$ ; biomasa total =  $316,99(1 \pm 0,1766 e^{-0,00169^*t})^{1/1-m}$

## Discusión

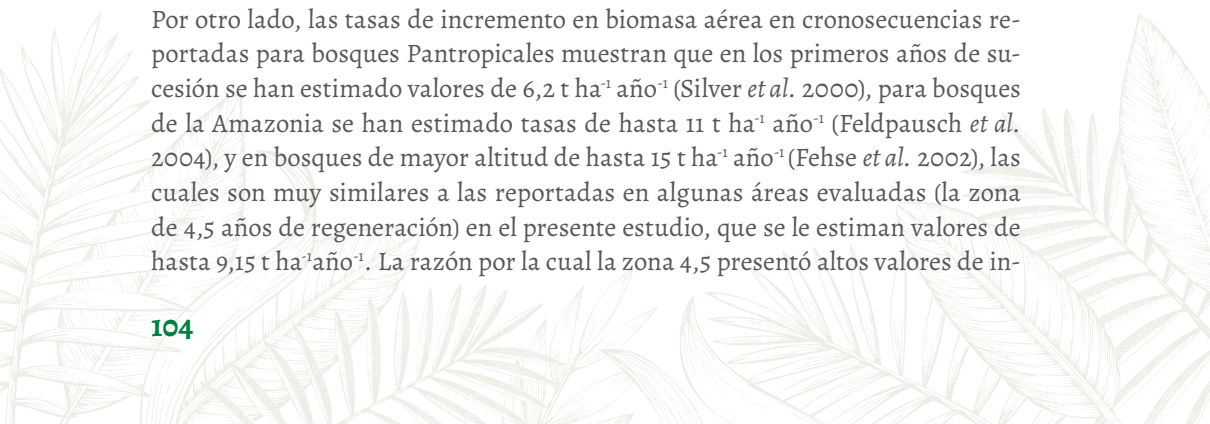
De acuerdo con Bormann y Linkens (1979) la sucesión tiene cuatro fases: reorganización, agradación, transición y estado estable. Cada etapa requiere de un periodo estipulado de tiempo, que está determinado por el tipo de sucesión y por la intensidad del disturbio; en el caso de la sucesión primaria evaluada en el presente estudio, solamente se midieron directamente zonas con la primera fase de



sucesión inicial, *de reorganización*, y se emplearon datos (Quinto y Moreno 2011) de áreas en *estado estable*; por lo cual la estimación y modelación sucesional presentó alto grado de confiabilidad.

La biomasa vegetal (aérea, subterránea y total) de las zonas degradadas por minería con distintas etapas de regeneración, mostró un incremento significativo con el paso del tiempo (Figura 2); estas tendencias han sido registradas fehacientemente en anteriores estudios sobre sucesión de bosques (Odum 1969, Whitmore 1975, Bormann y Linkens 1979, Brown y Lugo 1990, Chazdon *et al.* 2007), sin embargo el tiempo requerido para alcanzar la biomasa vegetal de un bosque primario registrada en estos bosques es inferior al de otros estudios realizados en bosques tropicales (Saldarriaga *et al.* 1988, Pascarella *et al.* 2000, Peña-Claros 2003, Chazdon *et al.* 2007). Por ejemplo, Peña-Claros (2003) en una cronosecuencia en Bolivia encontraron que los bosques secundarios alcanzaron el 70% del área basal (equiparable a la biomasa vegetal) de un bosque primario en los primeros 25 años de crecimiento; Pascarella *et al.* (2000) encontró resultados similares en los primeros 25-30 años de sucesión en Puerto Rico. En estos casos la biomasa vegetal alcanza valores similares a las de un bosque primario en menos de 50 años; sin embargo, en el presente estudio, la biomasa vegetal fue similar a la de un bosque primario solo después de varias centurias (Figura 3). La razón por la cual se presentan tales diferencias en la biomasa obedece probablemente al hecho de que las sucesiones evaluadas en los otros estudios son en la mayoría de los casos secundarias (con suelos constituidos), mientras que la desarrollada aquí fue de tipo primaria; además, el exceso de precipitación aumentó probablemente la lixiviación y redujo la acumulación de biomasa vegetal en los ecosistemas degradados por la minería. Esto corrobora lo manifestado por Walker y Moral (2003) quienes expresan que, en las sucesiones primarias, a diferencia de la sucesión secundaria, la acumulación de biomasa vegetal es extremadamente lenta. Asimismo, en el presente estudio la tendencia de la sucesión primaria fue similar a las de una sucesión secundaria después de 200 años del disturbio (Figura 3).

Por otro lado, las tasas de incremento en biomasa aérea en cronosecuencias reportadas para bosques Pantropicales muestran que en los primeros años de sucesión se han estimado valores de  $6,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Silver *et al.* 2000), para bosques de la Amazonia se han estimado tasas de hasta  $11 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Feldpausch *et al.* 2004), y en bosques de mayor altitud de hasta  $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Fehse *et al.* 2002), las cuales son muy similares a las reportadas en algunas áreas evaluadas (la zona de 4,5 años de regeneración) en el presente estudio, que se le estiman valores de hasta  $9,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . La razón por la cual la zona 4,5 presentó altos valores de in-





cremento en biomasa vegetal se deben probablemente a la presencia de arbustos y hierbas de gran tamaño en la zona, los cuales almacenan mayor cantidad de carbono con el paso del tiempo, en comparación con las otras zonas que fueron dominadas por hierbas y helechos que almacenan menor biomasa vegetal con el tiempo. Asimismo, en esta zona hubo presencia de pequeños parches de materia orgánica en los suelos, donde se desarrolla con mayor facilidad la vegetación, lo cual está relacionado con lo manifestado por (Moran *et al.* 2000) que expresaron que la regeneración está fuertemente determinada por la fertilidad del suelo, como se hace evidente aquí.

Por otro lado, en los estudios desarrollados por Saldarriaga *et al.* (1988), se documentó un incremento lineal en la biomasa aérea en las parcelas de muestreo hasta los primeros 40 años de regeneración, mientras que Jepsen (2006) encontró un incremento sigmoideo en la acumulación de biomasa aérea entre los 2 y 15 años de regeneración, luego el aumento de la biomasa se redujo. Asimismo, en el proceso sucesional evaluado en las zonas afectadas por minería en este estudio, se pudo apreciar un incremento sigmoideal de la biomasa vegetal, que se hace evidente luego de 100 años después del disturbio (Figura 3), lo cual muestra las diferencias en las tendencias de la biomasa con el tiempo. En el caso de este estudio, las razones que explican las variaciones en la biomasa con el paso del tiempo son: cambios en las concentraciones de nutrientes del suelo y variaciones en la composición y abundancia de las especies. Teniendo en cuenta que, en este tipo de sucesión, el éxito de la regeneración está determinado por las estrategias (tolerancia a la sombra, producción y tamaño de semillas, dispersión de las mismas, tasa de crecimiento y longevidad, resistencia a plagas y enfermedades, producción de biomasa, y requerimientos nutricionales) adoptadas por cada especie (Bellingham *et al.* 2001, Evans 2006).

## Conclusiones

En las etapas iniciales de sucesión primaria en las zonas degradadas por minería estudiadas la biomasa vegetal alcanzó valores de entre 1,5 t ha<sup>-1</sup> y 53,24 t ha<sup>-1</sup>, que representa entre el 0,1% y 20% de la registrada en un bosque primario de la zona.

Entre los dos y seis primeros años de sucesión primaria en las zonas degradadas por minería en los bosques de los municipios de Cértegui y Unión Panamericana, la biomasa vegetal incrementa, pero no significativamente.

La biomasa vegetal aérea en las zonas afectadas por las actividades mineras en



el Chocó Biogeográfico tarda más de mil años para adquirir una biomasa similar a la de un bosque primario propio de esta región. Sin embargo, la biomasa de raíces se recupera con mayor rapidez que la biomasa aérea y total en las sucesiones primarias generadas por actividades mineras. Como en la región se destinan cerca de 317.455,7 hectáreas para esta actividad (MinMinas 2011), la mayoría de estas zonas emitirán gran cantidad de carbono a la atmósfera y tardarán varios siglos para recuperarse, por lo tanto, en términos del cambio climático global será fundamental la restauración de estos ecosistemas.

**Versión publicada previamente:** Quinto, H., J. Cuesta, I. J. Mosquera, L. Palacios, H. Peñaloza. 2013. Biomasa vegetal en zonas degradadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Biodiversidad Neotropical*. 3 (1): 53-64. <https://bit.ly/3LIdUCf>

## Bibliografía

- Asprilla, A., C. M. Mosquera, H. Q. Valoyes, H. Cuesta, F. García. 2003. Composición florística de un bosque pluvial tropical (bp-T) en la parcela permanente de investigación en biodiversidad (PPIB) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. pp. 39-44. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González (eds.). *Salero Diversidad biológica de un bosque pluvial Tropical*. Editora Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3NHAF4u>
- Bazzaz, F. A. 1998. Tropical forests in a future climate: changes in biological diversity and impact on the global carbon cycle. In: A. Markham (ed.). *Potential impacts of climate change on tropical forests ecosystems*. pp. 177-96. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bellingham, P. J., L. R. Walker, D. A. Wardle. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. *Journal of Ecology*. 89: 861-75. <https://bit.ly/3u-ggx8u>
- Bormann F. H., G. E. Linkens. 1979. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests: A new look at the role of disturbance in the development of forest ecosystems suggests important implications for land-use policies. *American Scientist*. 67 (6): 660-9. <https://bit.ly/3JgQjXB>
- Brown S., A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*. 6 (1): 1-32. <https://doi.org/10.1017/S0266467400003989>
- Chazdon, R., S. G. Letcher, M. van Breugel, M. Martínez-Ramos, F. Bongers, B.



Finegan. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Phil Trans R Soc B*. 362: 273-89. DOI:10.1098/rstb.2006.1990

Del Valle, J. I. 1986. La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy en la determinación de la edad y el crecimiento de árboles tropicales. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 39 (1): 61-74. <https://bit.ly/3jhIAoO>

Evans, M. A. 2006. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. Tesis de Posgrado. Escuela de Posgrado. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). Turrialba. Costa Rica. <https://bit.ly/3r8FbWH>

Fehse, J., R. Hofstede, N. Aguirre, C. Paladines, A. Kooijman, J. Sevink. 2002 High altitude tropical secondary forests: a competitive carbon sink? *Forest Ecol Manag*. 163: 9-25. doi:10.1016/S0378-1127(01)00535-7

Feldpausch, T. R., M. A. Rondon, E. C. M. Fernandes, S. J. Riha, E. Wandelli. 2004. Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating on pastures in central Amazonia. *Ecol Appl*. 14 (4): S164-S176. <https://bit.ly/3DPEu9M>

Finegan, B. 1984. Forest succession. *Nature*. 312 (8): 109-14.

García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González. 2003. Salero Diversidad Biológica de un bosque pluvial Tropical. Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá, Colombia. <https://bit.ly/3NHaf4u>

González, H. 1994. Generalización de un modelo determinístico para el análisis del crecimiento de organismos vivos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 47 (1): 89-98. <https://bit.ly/3r8zF6o>

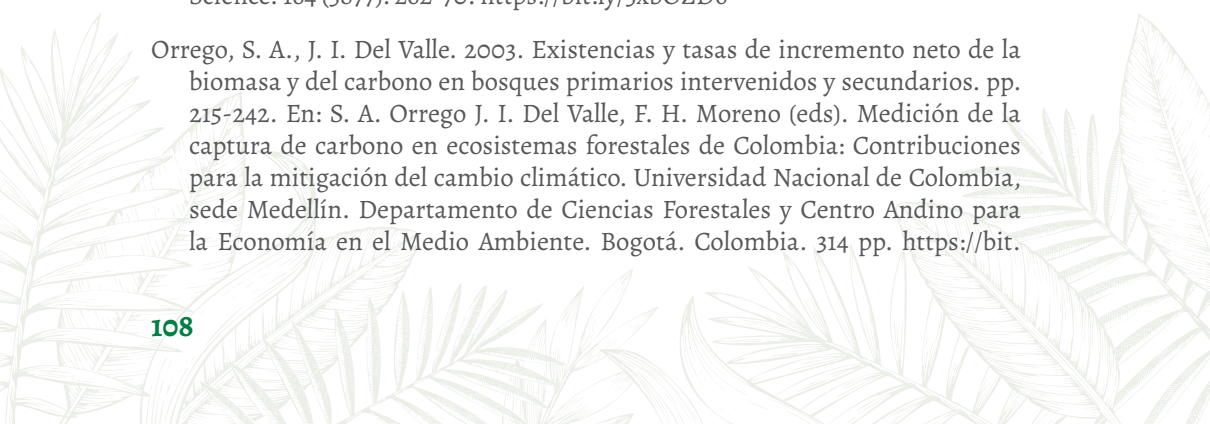
Groom, M., C. H. Vynne. 2006. Habitat degradation and loss. In: M. J. Groom, G. K. Meffe, C. R. Carroll (eds.). *Principles of conservation biology*. 3<sup>rd</sup> ed. Sunderland, Massachusetts. USA. 793 pp. <https://bit.ly/3v1yxT5>

Herrera, M. A., J. I. Del Valle, S. A. Orrego. 2003. Biomasa de la vegetación herbácea y leñosa pequeña y necromasa en bosques primarios intervenidos y secundarios. En: S. A. Orrego, J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds). *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente, Bogotá. 314 pp. <https://bit.ly/3iXW3uF>

Holdridge, L. R. 1996. *Ecología basada en las zonas de vida*. Instituto Interameri-



- cano para la Agricultura. San José. Costa Rica. <https://bit.ly/3DNl7OG>
- Hoshmand, A. R. 1998. Statistical methods for environmental y agricultural sciences. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press LLC. United States of America. New York. 439 pp. <https://amzn.to/35ObnXJ>
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). 2001. Informe técnico. Aspectos mineros en el Chocó. Informe de Proyecto. Quibdó, Colombia.
- IPCC. 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. AR4 Climate Change 2007. Synthesis report. Valencia. España. <https://bit.ly/37nOST9>
- Jepsen, M. R. 2006. Above-ground carbon stocks in tropical fallows, Sarawak, Malaysia. *Forest Ecol Manage.* 225 (1-3): 287-95. <https://bit.ly/3LQUAm7>
- Körner, C. 1998. Tropical Forests in a CO<sub>2</sub> -Rich World. In: A. Markham (ed.). *Potential Impacts of Climate Change on Tropical Forests Ecosystems.* pp. 157-76. Springer, Dordrecht. <https://bit.ly/3DXH39W>
- Laurance, W. F., G. B. Williamson. 2001. Positive feedbacks among forests fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology.* 15 (6): 1529-35. <https://bit.ly/35Ok8kA>
- Meffe, G. K., C. R. Carroll. 1994. *Principles of conservation biology.* Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts. USA. 600 pp.
- Ministerio de Minas y Energía. 2011. <http://www.minminas.gov.co/minminas/>
- Moran, E. F., E. Brondizio, J. M. Tucker, M. C. da Silva-Fosberg, S. McCracken, I. Falesi. 2000. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazônia. *Forest Ecol Manage* 139 (1-3): 93-108. doi:10.1016/S0378-1127(99)00337-0
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science.* 164 (3877): 262-70. <https://bit.ly/3xbOZD6>
- Orrego, S. A., J. I. Del Valle. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios intervenidos y secundarios. pp. 215-242. En: S. A. Orrego J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds). *Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático.* Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. Bogotá. Colombia. 314 pp. <https://bit.ly/35ObnXJ>



ly/3iXW3uF

- Ortega, A. 2001. Rendimiento y crecimiento: Pautas para su cuantificación y proyección. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF). Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. Bogotá. Colombia. 70 pp.
- Palacios, J., Y. Ramos, A. K. Mosquera, F. I. Castro, F. García, J. Arroyo, *et al.* 2003. Estructura de un bosque pluvial Tropical en Salero, Unión Panamericana, Chocó. En: García, F., Y. Ramos, J. Palacios, J. E. Arroyo, A. Mena, M. González (eds.). Salero Diversidad Biológica de un Bosque Pluvial Tropical. Editorial Guadalupe Ltda. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3NHAF4u>
- Pascarella, J. B., T. M. Aide, M. I. Serrano, J. K. Zimmerman. 2000. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems*. 3: 217-28. <https://bit.ly/37qTRth>
- Peña-Claros, M. 2003. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. *Biotropica*. 35 (4): 450-61. <https://bit.ly/3ji5CVi>
- Quinto, H., F. H. Moreno. 2011. Dinámica de la biomasa aérea arbórea en un bosque pluvial Tropical del Chocó Biogeográfico. *Rev Fac Nal Agr Medellín*. 64 (1): 5917-36. <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnam/v64n1/a16v64n01.pdf>
- Ramírez, G., E. Ledezma. 2007. Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 26 (1): 58-65. <https://bit.ly/3LMib7R>
- Richards, P. W. 1996. *The tropical rain forest. An ecological study*. 2<sup>nd</sup> ed. Cambridge University Press. United Kingdom. 600 pp. <https://bit.ly/3jh9lmc>
- Saldarriaga J. G., D. C. West, M. L. Tharp, C. Uhl. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Río Negro of Colombia and Venezuela. *Journal of Ecology*. 76 (4): 938-58. <https://bit.ly/3NS63E3>
- Scatena, F. 2002. El bosque Neotropical desde una perspectiva jerárquica. En: Guariguata, M., G. Kattan (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario Regional (LUR). Costa Rica. <https://bit.ly/3NGbR-QN>
- Schimel, D. S., J. I. House, K. A. Bousquet, P. Ciais, P. Peylin, B. H. Braswell, *et al.* 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*. 414: 169-72. <https://go.nature.com/3KnEaRZ>

- Sierra, C. A., J. I. Del Valle, S. A. Orrego. 2003. Ecuaciones de biomasa de raíces en bosques primarios intervenidos y secundarios. En: Orrego S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. Bogotá. Colombia. 314 pp. <https://bit.ly/3iXW3uF>
- Silver, W., R. Ostertag, A. Lugo. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. *Restoration Ecology*. 8 (4): 394-407. DOI:10.1046/j.1526-100x.2000.80054.x
- Vásquez, G. 1988. Crecimiento de un bosque de guandal explotado en el Pacífico colombiano. Tesis de Ingeniero Forestal. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Colombia. 213 pp.
- Walker, L. R., R. del Moral. 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press. Cambridge. United Kingdom. 458 pp. <https://bit.ly/3DPIGWV>
- Whitmore, T. C. 1975. Tropical rain forest of the far east. 2<sup>nd</sup> ed. Oxford University Press. Scotland. <https://amzn.to/3JoPbRD> <https://amzn.to/3JoPbRD>
- Whitmore, T. C. 1998. An introduction to tropical rain forests. 2<sup>nd</sup> ed. Oxford University Press, Oxford. <https://amzn.to/3JqNAes>
- Zapata, M., G. Colorado, J. I. Del Valle. 2003. Ecuaciones de biomasa aérea para bosques primarios intervenidos y secundarios. En: S. A. Orrego, J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. Bogotá. Colombia. 314 pp. <https://bit.ly/3iXW3uF>

## Capítulo 6

# Biomasa aérea y subterránea de manglares y bosques de transición en la costa pacífica colombiana

Harley Quinto-Mosquera, Yeison Rivas-Urrutia,  
Hilda Valoyes-Hinestroza, Julay Vanessa Arboleda

### Resumen

El presente proyecto tuvo como finalidad evaluar los determinantes ambientales de las existencias de carbono de ecosistemas boscosos contrastantes del municipio de Nuquí, en la costa pacífica colombiana, además de responder a preguntas como: ¿Cuánta biomasa aérea y subterránea almacenan los ecosistemas boscosos contrastantes del municipio de Nuquí, en la costa pacífica colombiana? ¿Cuáles son los factores ambientales que se relacionan con la concentración de carbono de los ecosistemas contrastantes del Pacífico colombiano? ¿Qué especies, géneros y familias botánicas almacenan mayor biomasa aérea y subterránea los ecosistemas contrastantes del Pacífico colombiano? Esto se realizó mediante el establecimiento de tres parcelas permanentes de 1 hectárea, en donde se midió la concentración de carbono en los distintos tipos de vegetación (bosques y mangles) y se les relacionó con las condiciones ambientales (inundabilidad, salinidad, topografía, tipo de vegetación) de la zona. Se determinó que la biomasa aérea arbórea de los bosques, transición y mangle, fue mayor en bosques de tierra firme con  $336,5 \text{ t ha}^{-1}$ . Mientras que, en la zona de transición y manglar se redujo significativamente, con valores de  $149,8$  y  $171,05 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente. Los resultados mostraron la importancia de los mangles en la mitigación del cambio climático global.

**Palabras clave:** Biodiversidad, Carbono, Cambio climático, Costa pacífica, Chocó Biogeográfico, Modelos alométricos, Parcelas permanentes.

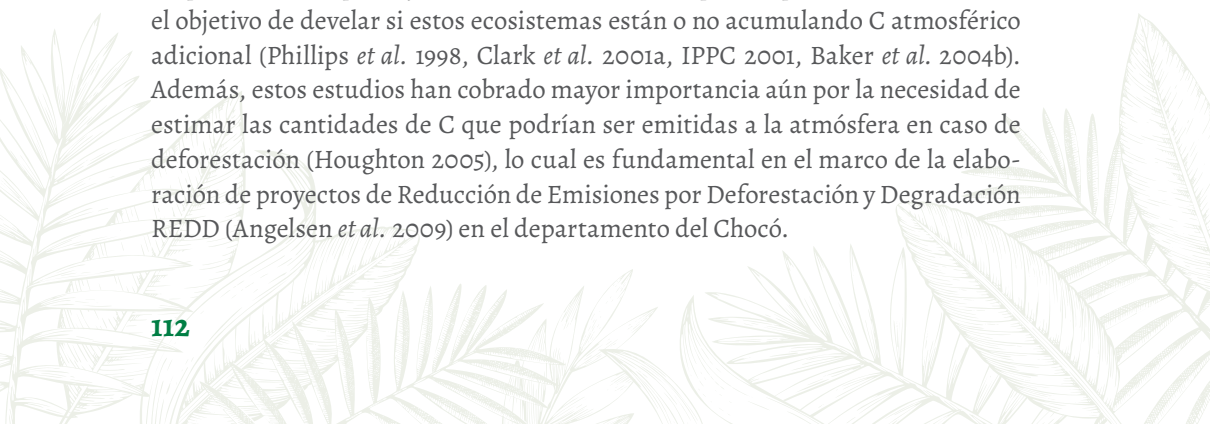


## Introducción

Los bosques húmedos tropicales, por su alto contenido de biomasa, productividad primaria neta y a su papel como sumideros y reservorios de carbono atmosférico, tienen un rol significativo en el balance del carbono global, y en la mitigación del cambio climático global (Dixon *et al.* 1994, Field *et al.* 1998, Phillips *et al.* 1998, Mahli *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001a, Houghton 2005, IPCC 2007, Zhao y Running 2010, Cleveland *et al.* 2011, Quinto y Moreno 2011, Wu *et al.* 2011). Pero la capacidad de captura y en general la dinámica del carbono en estos ecosistemas está fuertemente influida por diversos factores biológicos, ambientales y antrópicos (Schoor 2003, Del Grosso *et al.* 2008, Zhao y Running 2010, Wu *et al.* 2011, Cleveland *et al.* 2011).

No obstante, es muy limitada nuestra comprensión de la afectación de la biomasa por los factores ambientales de los bosques naturales del trópico húmedo, y por ende su capacidad de capturar carbono. Por ello, se desconoce cómo potenciar esta capacidad, lo cual podría contribuir a reducir esta problemática ambiental. De acá la importancia de estudiar la relación entre las condiciones del suelo y la biomasa de bosques húmedos tropicales, la cual es relevante no solo en teoría para comprender los factores que la determinan, sino en la práctica, por su aplicación potencial para aumentar la capacidad de captura de carbono de estos ecosistemas.

Los bosques húmedos tropicales del Chocó Biogeográfico presentan suelos pobres en nutrientes (Posada y Schoor 2011). Estas particularidades generadas por la alta precipitación probablemente afectan y limitan la biomasa del ecosistema; no obstante, el almacenamiento de carbono y la biomasa aún han sido poco evaluados en este tipo de bosque (Quinto *et al.* 2007, Quinto y Moreno 2011), y por tanto se desconoce cómo las condiciones ambientales afectan la acumulación de carbono. En consecuencia, existe un creciente interés por evaluar las existencias, los patrones de captura y el balance de C de los bosques tropicales del mundo con el objetivo de develar si estos ecosistemas están o no acumulando C atmosférico adicional (Phillips *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001a, IPCC 2001, Baker *et al.* 2004b). Además, estos estudios han cobrado mayor importancia aún por la necesidad de estimar las cantidades de C que podrían ser emitidas a la atmósfera en caso de deforestación (Houghton 2005), lo cual es fundamental en el marco de la elaboración de proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación REDD (Angelsen *et al.* 2009) en el departamento del Chocó.





La cuenca pacífica colombiana tiene unos 80.000 km<sup>2</sup> de superficie y está ubicada en la región occidental de Colombia, donde se encuentra una amplia diversidad de especies vegetales, tipos de bosque, tipos de suelos, ambientes geomorfológicos y gradientes de precipitación, que en conjunto determinan las características ecológicas de la vegetación presente, sobre todo en términos de su capacidad de captura y almacenamiento de carbono. Particularmente, en la costa pacífica colombiana se encuentran distintos tipos de ecosistemas, como vegetación de manglar, bosques de transición (manglar/bosque), y bosques de tierra firme, los cuales varían en condiciones ambientales (nutrientes del suelo, tipo de suelo, inundabilidad, topografía, tipo de vegetación) y en su capacidad de almacenamiento de carbono, y por ende en su contribución a la mitigación del cambio climático global. En este estudio, se buscaron evidencias científicas que permitieran evaluar la importancia relativa de estos bosques como sumideros de carbono, y, por tanto, justificar el valor de la conservación de estos bosques en el contexto de la problemática del cambio climático. Por lo tanto, se hizo necesario evaluar la biomasa aérea y subterránea en bosques de esta región.

Con base en lo anterior, se plantearon las siguientes preguntas de investigación: ¿Cuánta biomasa aérea y subterránea almacenan los ecosistemas boscosos contrastantes del municipio de Nuquí, en la costa pacífica colombiana? ¿Qué tanto los factores ambientales y edáficos (salinidad e inundabilidad) se relacionan con la concentración de carbono de los ecosistemas contrastantes del Pacífico colombiano? ¿Cuáles especies, géneros y familias botánicas son las que almacenan mayor biomasa aérea y subterránea en los ecosistemas contrastantes del Pacífico colombiano? También se plantearon objetivos como: evaluar los determinantes ambientales de las existencias carbono de tres ecosistemas boscosos contrastantes (mangle, bosque de transición y bosque de tierra firme) del municipio de Nuquí, en la costa pacífica colombiana, determinar la biomasa aérea arbórea, biomasa subterránea (raíces finas y gruesas), abundancia de individuos, riqueza de especies, diámetro promedio y densidad de madera de tres ecosistemas boscosos contrastantes.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en el municipio de Nuquí, en el departamento del Chocó, en la región del Pacífico, República de Colombia. Este municipio limita al norte con el municipio de Bahía Solano, al sur con el municipio del Bajo Baudó, al oriente con el Alto Baudó, al occidente con el océano Pacífico. Sus principales ac-



cidentes son: cabo corriente, es el más pronunciado en la costa pacífica chocoana, en Colombia; golfo de Tribugá que encierra la punta de Jurubirá; las ensenadas de Tribugá, Coquí y Arusí; otro accidente es la punta de Arusí.

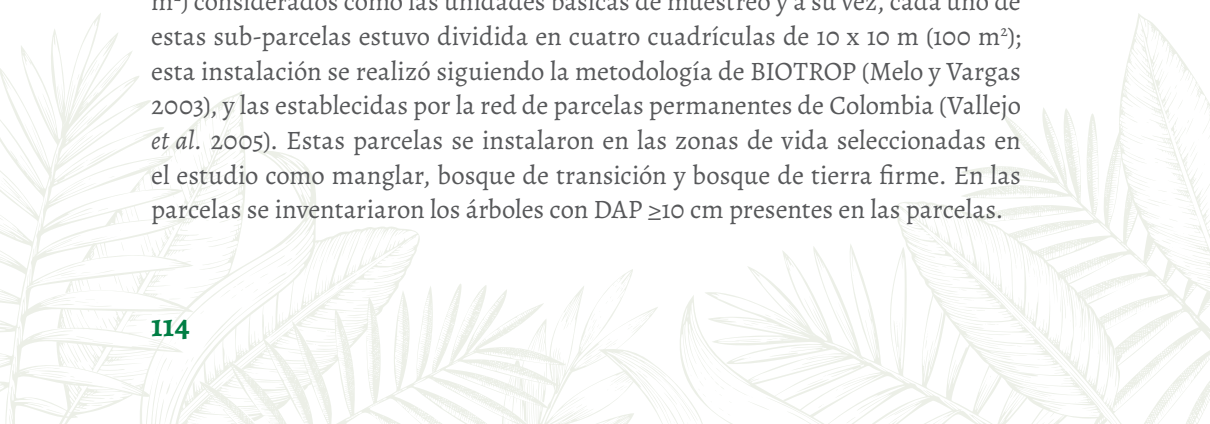
Tiene una extensión total de 956 km<sup>2</sup>, una altura de cinco 5 msnm, temperatura media de 28°C, y la humedad relativa es de 90%. La zona de vida es bosque húmedo tropical. Presenta una distancia a Quibdó de 184 km aproximadamente. La base de la economía la constituye la pesca, ganadería en menor escala y la agricultura. La precipitación promedia anual de la región es entre 6.800 y 7.600 mm, la temperatura promedio varía entre 26°C y 30°C, la altitud es de 142 m.


La vegetación de Nuquí es de frecuentes mangles y bosques donde se encuentran finas maderas que tienen mucha aplicación en la industria, la medicina y la alimentación como los manglares, coco, sajo, puya, chanul, lirio, cedro, chachajo, dormilón, jigua, yarumo, guácimo, guayacán, pacó, incive y otros.

En la zona boscosa del municipio de Nuquí se seleccionaron tres tipos de vegetación distintas: 1. Manglares: en la zona inundable, con influencia de las condiciones ambientales generadas por el mar; 2. Bosque de transición (manglar-bosque de tierra firme) en la zona entre los manglares y el bosque de tierra firme. 3. Bosque de tierra firme.

## Métodos

**Establecimiento de parcelas permanentes.** Generalmente para el estudio de la dinámica del C en los bosques, se han empleado parcelas permanentes de investigación (Phillips *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001, Del Valle *et al.*, 2003, Chave *et al.* 2003, Baker *et al.* 2004ab), las cuales permiten conocer los cambios en las existencias de biomasa y C en el bosque cuando se realizan mediciones sucesivas a lo largo de varios años. En el presente proyecto se instalaron tres parcelas permanentes de investigación de 100 x 100 m (1 ha), dividida en 25 sub-parcelas de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>) considerados como las unidades básicas de muestreo y a su vez, cada uno de estas sub-parcelas estuvo dividida en cuatro cuadrículas de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>); esta instalación se realizó siguiendo la metodología de BIOTROP (Melo y Vargas 2003), y las establecidas por la red de parcelas permanentes de Colombia (Vallejo *et al.* 2005). Estas parcelas se instalaron en las zonas de vida seleccionadas en el estudio como manglar, bosque de transición y bosque de tierra firme. En las parcelas se inventariaron los árboles con DAP  $\geq 10$  cm presentes en las parcelas.





**Medición de diámetros y las alturas de los árboles en las sub-parcelas.** En cada cuadrícula se midió la circunferencia a la altura del pecho en cm (1,30 m sobre el nivel del suelo) con cinta métrica a todos los árboles con DAP  $\geq 10$  cm; luego los valores de circunferencia se transformaron a DAP. El perímetro del tronco del árbol donde se midió el diámetro se marcó con pintura asfáltica amarilla con el objeto de garantizar que posteriores mediciones se hagan en la misma zona de la primera medición. Tales mediciones se realizaron en áreas libres de nudos o ramas. Además, se registró la ubicación de cada individuo en la cuadrícula. Todos los árboles medidos fueron marcados con placas de aluminio. También se identificó el hábito de crecimiento en las categorías de árbol, bejuco o liana y palma; se anotaron las características vegetativas y observaciones particulares de cada individuo. Para las mediciones de la altura se empleó un clinómetro Suunto a distancias fijas entre 15 y 20 m de observación; también, los árboles más pequeños (alturas menores a 10-15 m), la altura se midió con mira graduada (Mostacedo y Fredericksen 2000).

**Identificación botánica.** Se identificaron todas las morfoespecies hasta el máximo nivel taxonómico posible (NN, especie, género, familia botánica) en el herbario de la Universidad Tecnológica del Chocó. Esta identificación se llevó a cabo utilizando las claves de Gentry (1993) y Mahecha (1997).

**Estimación de la densidad de la madera.** Para estimar esta variable se tomaron los valores publicados en dos bases de datos internacionales de densidad de madera generadas en bosques de la Amazonia (Baker *et al.* 2004a), y en bosques tropicales de diversas regiones del mundo (Brown 1997); en los casos en los que alguna especie o género encontrado en las parcelas no estuviera reportada en estas bases de datos, se empleó el promedio del género o de la familia de la especie; para los individuos indeterminados taxonómicamente se empleó el promedio general de densidad de la parcela.

**Estimación de la biomasa aérea y subterránea del bosque.** Como la elección de un modelo o ecuación para estimar la BA de árboles es crucial, porque puede ser una de las principales fuentes de error en la estimación (Clark *et al.* 2001, Sarmiento *et al.* 2005), se recomienda emplear ecuaciones generadas localmente (Araujo *et al.* 1999, Chambers *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003). Sin embargo, cuando se carece de ecuaciones locales se pueden emplear ecuaciones ya existentes, generadas en condiciones climáticas y edáficas similares a la de la zona de estudio (Clark *et al.* 2001). En el presente estudio, se cuantificó la BA de los árboles mediante un modelo (ecuación 1) generado con información de bosques húmedos tropicales de



diversas zonas del mundo (Chave *et al.* 2005). Mientras que la biomasa de raíces gruesas se estimó con la ecuación 8, asumiendo que BS representa el 21±3% de la biomasa aérea (Aragão *et al.* 2009).

$$BA \text{ (kg)} = \text{EXP}(-2,557+0,94*\ln(\pi^*DAP^2*H)) \quad (1)$$

$$BS \text{ (kg)} = 0,21*(BA) \quad (2)$$

donde :

BA= biomasa aérea

BS= biomasa subterránea de los árboles en kg

DAP= diámetro

Ln= logaritmo neperiano

H= altura total

pi= densidad de la madera

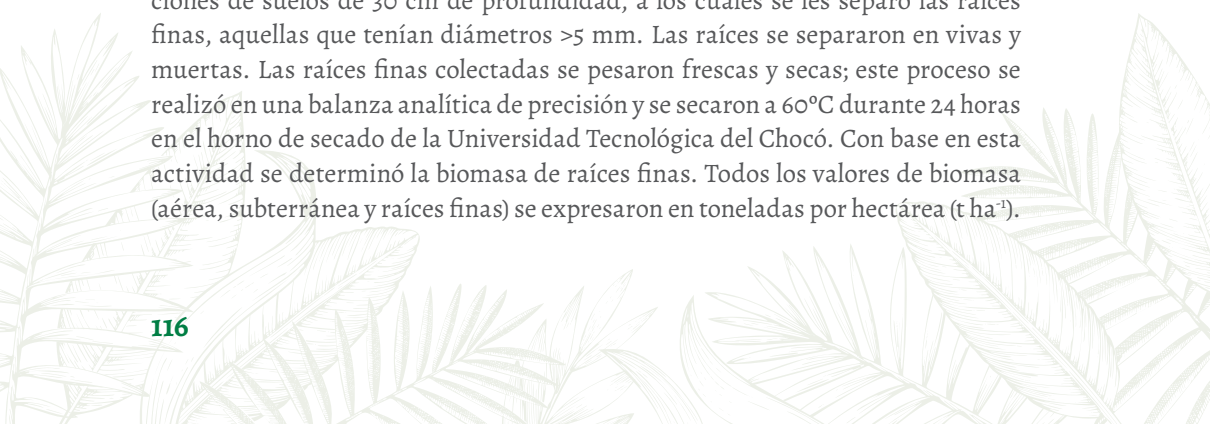
Estos modelos son para árboles >10 cm de DAP, de bosques Neotropicales (Orrego y Del Valle 2003, Chave *et al.* 2005).

La biomasa aérea de los manglares se determinó con el modelo (3) de Chave *et al.* (2005) y Komiyama *et al.* (2008), desarrollado para especies de las Américas, mientras que la biomasa de raíces gruesas de los manglares se determinó con el modelo (4) de Komiyama *et al.* (2008).

$$BA \text{ (kg)} = 0,168*\pi^*(D)^{2,471} \quad (3)$$

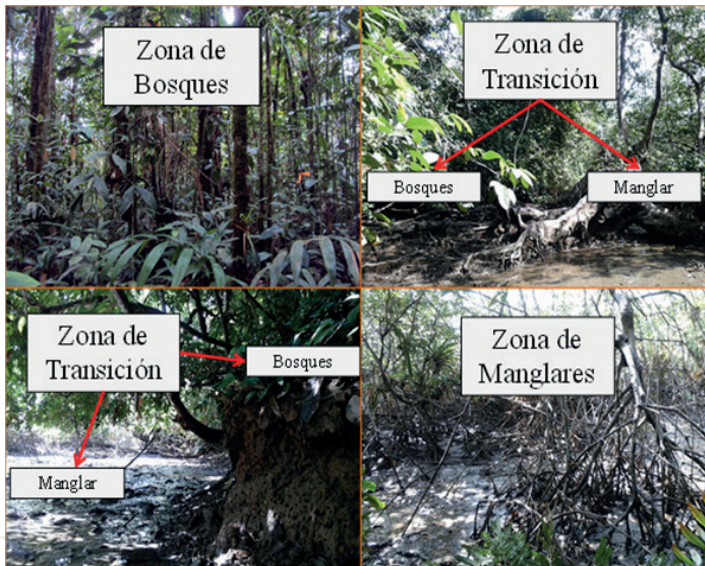
$$BS \text{ (kg)} = 0,199*\pi^{0,899}(DAP)^{2,22} \quad (4)$$

**Medición de la biomasa de raíces finas.** En cada parcela se midió la producción de raíces finas mediante barrenos de suelos, con los cuales se extrajeron proporciones de suelos de 30 cm de profundidad, a los cuales se les separó las raíces finas, aquellas que tenían diámetros >5 mm. Las raíces se separaron en vivas y muertas. Las raíces finas colectadas se pesaron frescas y secas; este proceso se realizó en una balanza analítica de precisión y se secaron a 60°C durante 24 horas en el horno de secado de la Universidad Tecnológica del Chocó. Con base en esta actividad se determinó la biomasa de raíces finas. Todos los valores de biomasa (aérea, subterránea y raíces finas) se expresaron en toneladas por hectárea (t ha<sup>-1</sup>).



**Inundabilidad, análisis de suelos y topografía.** En cada zona se evaluaron las variables como inundabilidad, topografía y tipo de vegetación. En el caso de las condiciones edáficas de inundabilidad y salinidad se tomaron muestras de suelo compuestas (tomadas en las cuatro esquinas y en el centro de los sub-parcelas 20 x 20 m, y luego unificadas) retirando previamente la hojarasca y material orgánico del mismo a 20 cm de profundidad; en cada una de las parcelas estudiadas, en total se tomaron 25 muestras compuestas de suelos; a estas muestras se les analizó la textura, pH, contenido de materia orgánica y de nutrientes.

**Análisis de datos.** Se calcularon las medidas de tendencia central y de dispersión de los datos. Asimismo, se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de Bartlett y Hartley; cuando los datos fueron normales y se cumplieron los supuestos, se realizó un análisis de varianza ANOVA, y cuando no se cumplieron los supuestos, se empleó el estadístico de Kruskal Wallis para evaluar la relación entre la biomasa (aérea y subterránea), densidad de madera, diámetro, abundancia de individuos, riqueza de especies y diversidad en función de las zonas evaluadas (Figura 1), para develar diferencias significativas a un nivel del 95% de confianza. Los análisis se realizaron con el programa Statgraphics Centurion (Statistical Graphics Corp. 2002).

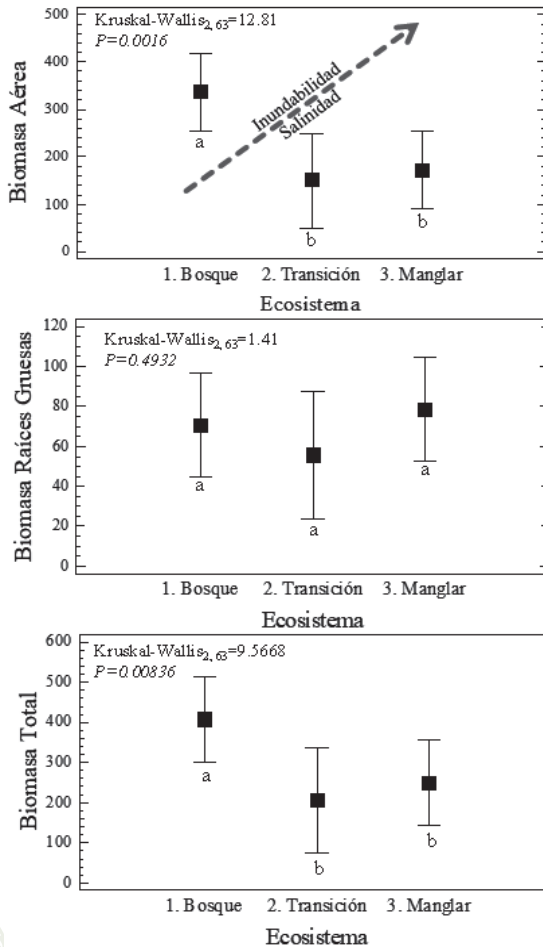


**Figura 1.** Áreas de muestreo en los tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia.



## Resultados

**Biomasa aérea arbórea.** La biomasa aérea arbórea de los tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) estudiados en el municipio de Nuquí, fue mayor en los bosques de tierra firme con promedio ( $\pm$ DE) de  $336,5 \pm 342,9$  t ha<sup>-1</sup>. Mientras que, en la zona de transición y manglar se redujo significativamente (Kruskal-Wallis<sub>2,63</sub>=12,8; p=0,0016), con valores de 149,8 y 171,05 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabla 1, Figura 2).



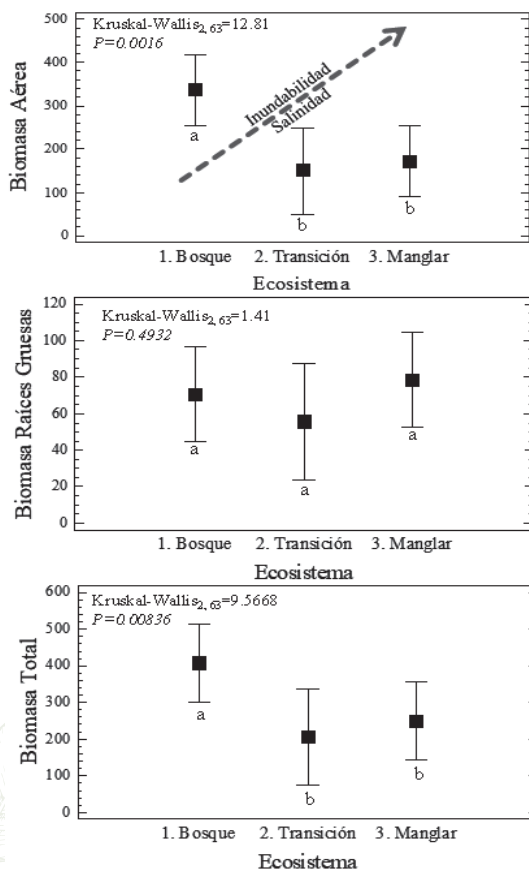
**Figura 1.** Áreas de muestreo en los tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia.



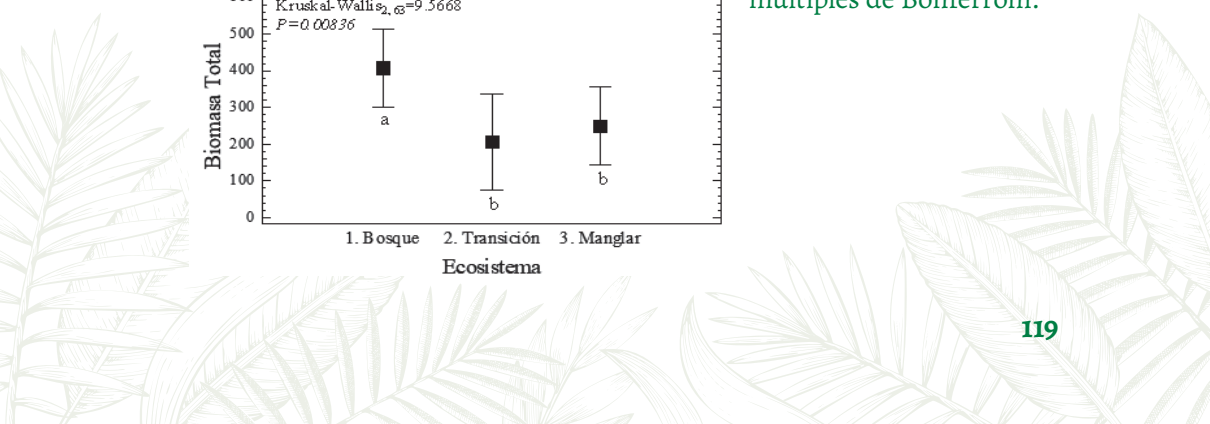
**Tabla 1.** Biomasa aérea arbórea de tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis
Bosque	24	336,56	342,97	101,9	37,13	1383,08	4,34
Transición	16	149,86	129,91	86,68	15,19	362,51	-0,99
Manglar	24	171,05	293,09	171,34	21,98	815,76	1,76
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>227,82</b>	<b>292,57</b>	<b>128,42</b>	<b>15,19</b>	<b>1383,08</b>	<b>4,84</b>

N= número de muestras DE= desviación estándar



**Figura 2.** Biomasa aérea, biomasa de raíces gruesas y biomasa total arbórea en tres ecosistemas (bosque, transición y manglar) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia. En la gráfica las líneas horizontales indican los intervalos de confianza, las líneas grises indican la salinidad e inundabilidad de los ecosistemas. Las letras a y b indican diferencias significativas con la prueba de rangos múltiples de Bonferroni.





**Tabla 2.** Biomasa de raíces gruesas arbórea de tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis
Bosque	24	70,67	72,02	101,9	7,79	290,44	4,34
Transición	16	55,54	61,12	110,05	10,57	162,43	-0,47
Manglar	24	78,48	116,61	148,57	15,25	348,38	1,81
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>69,82</b>	<b>88,47</b>	<b>126,72</b>	<b>7,79</b>	<b>348,38</b>	<b>3,57</b>

N= número de muestras DE= desviación estándar

**Biomasa de raíces gruesas arbórea.** La biomasa arbórea de raíces gruesas de los tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) estudiados, fue mayor en los ecosistemas de manglar con promedio ( $\pm$ DE) de  $78,48 \pm 116,61 \text{ t ha}^{-1}$ . Mientras que en la zona de bosque y transición, la biomasa subterránea fue menor con valores de  $70,67$  y  $55,54 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente (Tabla 2). Estas diferencias no fueron estadísticamente significativamente (Kruskal-Wallis<sub>2,63</sub>=1,4133; p=0,4932) (Figura 2).

**Biomasa total arbórea.** La biomasa total arbórea de los tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) estudiados en Nuquí, fue mayor en los bosques de tierra firme con promedio ( $\pm$ DE) de  $407,24 \pm 415,03 \text{ t ha}^{-1}$ . Mientras que en la zona de transición y manglar se redujo significativamente (Kruskal-Wallis<sub>2,63</sub>=9,56; p=0,0083), con valores de  $205,4$  y  $249,54 \text{ t ha}^{-1}$ , respectivamente (Tabla 3, Figura 2). En síntesis, se evidencia que la biomasa vegetal arbórea fue mayor en los ecosistemas boscosos de tierra firme, los cuales se encuentran muy poco afectados por la inundación y la salinidad, a diferencia de los ecosistemas de transición y de manglar que presentan menor biomasa y menor acumulación de carbono total. Sin embargo, esta diferencia en biomasa total se presenta sobre todo en la asignación de carbono a los componentes aéreos del bosque, porque la biomasa de raíces gruesas fue similar entre zonas, y parece incrementar en los mangles, donde son comunes las condiciones adversas de inundación y salinidad del ecosistema (Figura 3). Igualmente, al analizar los porcentajes de aporte de los compartimientos aéreos y subterráneos a la biomasa total del ecosistema se evidencia que la biomasa de raíces gruesas representó el 17,35% de la biomasa arbórea total en los bosques, 27,03% en las zonas de transición y 31,44% en los manglares, lo cual corrobora el significativo aporte de este compartimiento en ecosistemas estresantes (Tabla 3).



**Tabla 3.** Biomasa total arbórea de tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis
Bosque	24	407,24	415,03	101,9	44,92	1673,53	4,34
Transición	16	205,4	189,26	92,14	25,77	524,94	-0,77
Manglar	24	249,54	409,56	164,1	37,24	1155,87	1,76
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>297,64</b>	<b>374,49</b>	<b>125,81</b>	<b>25,77</b>	<b>1673,53</b>	<b>3,83</b>

N= número de muestras DE= desviación estándar

**Biomasa de raíces finas.** En el bosque pluvial tropical de Nuquí se observó que la biomasa de raíces finas presentó un incremento significativo desde el ecosistema boscoso hacia el bosque de mangle (Figura 3). Se registró en el bosque un promedio ( $\pm$ DE) de  $2,05 \pm 1,38 \text{ g m}^{-2}$ , con un rango entre  $0,4$  y  $4,01 \text{ g m}^{-2}$ , y con un coeficiente de variación de  $67,3\%$  (Tabla 4). Mientras que en la zona de transición se registró un promedio ( $\pm$ DE) de  $15,44 \pm 12,42 \text{ g m}^{-2}$ , con un rango entre  $1,4$  y  $50,4 \text{ g m}^{-2}$ , y un coeficiente de variación de  $80,4\%$ ; este coeficiente de variación alto se debe posiblemente a la variabilidad de los microhabitats presentes en esta zona. Asimismo, la zona de transición presentó una Kurtosis de  $3,64$ , lo cual indica una anormalidad en la distribución de los datos, tal vez generada por la inclusión de distintas microzonas de manglar y bosque pluvial inundable y no inundable, que generaron mayor variabilidad e irregularidad en la distribución de la biomasa de raíces. Finalmente, en el mangle se registró la mayor biomasa de raíces finas con un promedio ( $\pm$ DE) de  $33,18 \pm 21,65 \text{ g m}^{-2}$ , con un rango entre  $0,6$  y  $73,9 \text{ g m}^{-2}$ , y con un coeficiente de variación de  $65,26\%$  (Tabla 4). En general, las diferencias en biomasa de raíces finas entre las distintas localidades fueron significativas (Kruskal-Wallis =  $18,55$ ;  $P=0,0000$ ;  $gl = 2, 50$ ) (Figura 3).

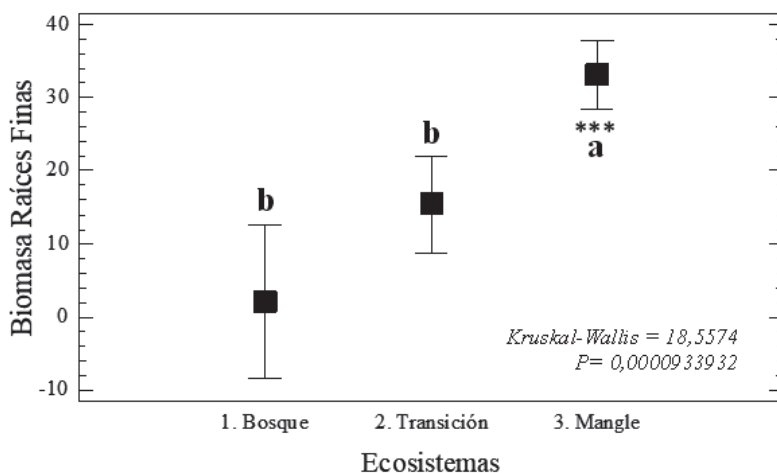
**Distribución diamétrica y densidad de madera de los árboles.** Se observó que el diámetro promedio de los árboles presentó una reducción significativa (Kruskal-Wallis  $_{2, 471} = 83,19$ ;  $p=0,0001$ ) desde el ecosistema boscoso hacia el bosque de mangle (Figura 5). Se registró en el bosque un diámetro promedio ( $\pm$ DE) de  $22,8 \pm 15,45 \text{ cm}$  por individuo. Mientras que en los bosques de transición y de manglar presentó valores de  $13,82$  y  $12,14 \text{ cm}$  por individuo, respectivamente (Tabla 5). Por otra parte, la densidad de la madera de los árboles mostró un incremento significativo



**Tabla 4.** Biomasa de raíces finas de tres ecosistemas boscosos del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	EE	Min.	Max.	Kurtosis
Bosque	6	2,05	1,38	67,35	0,56	0,4	4,01	-1,17
Transición	15	15,44	12,42	80,41	3,21	1,4	50,4	3,64
Mangle	30	33,18	21,65	65,26	3,95	0,6	73,9	-1,03
<b>Total</b>	<b>51</b>	<b>24,31</b>	<b>21,11</b>	<b>86,86</b>	<b>2,95</b>	<b>0,4</b>	<b>73,9</b>	<b>-0,32</b>

N= número de muestras, DE= desviación estándar, EE= error estándar



**Figura 3.** Variación de la biomasa de raíces finas en distintos ecosistemas (bosque, transición y mangle) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia. En la grafica las líneas horizontales indican los intervalos de confianza, las letras a y b indican diferencias significativas con la prueba de rangos multiples de Bonferroni.

( $F_{2,471}=145,89$ ;  $p=0,0001$ ) desde el ecosistema boscoso hacia el bosque de mangle (Figura 3). En tal sentido, se registró en el bosque una densidad de madera promedio ( $\pm$ DE) de  $0,55 \pm 0,16$  g cm<sup>-3</sup> por individuo, mientras que, en la zona de transición y de manglar se registraron valores de 0,67 y 0,77 g cm<sup>-3</sup>, respectivamente (Tabla 6).

**Tabla 5.** Diámetro promedio de los árboles en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis
Bosque	136	22,8	15,45	67,76	6,42	82,79	2,84
Transición	114	13,82	10,88	78,73	5,41	58,56	7,60
Manglar	224	12,14	10,29	84,73	5,18	77,98	24,08
<b>Total</b>	<b>474</b>	<b>15,61</b>	<b>12,95</b>	<b>82,97</b>	<b>5,18</b>	<b>82,79</b>	<b>7,83</b>

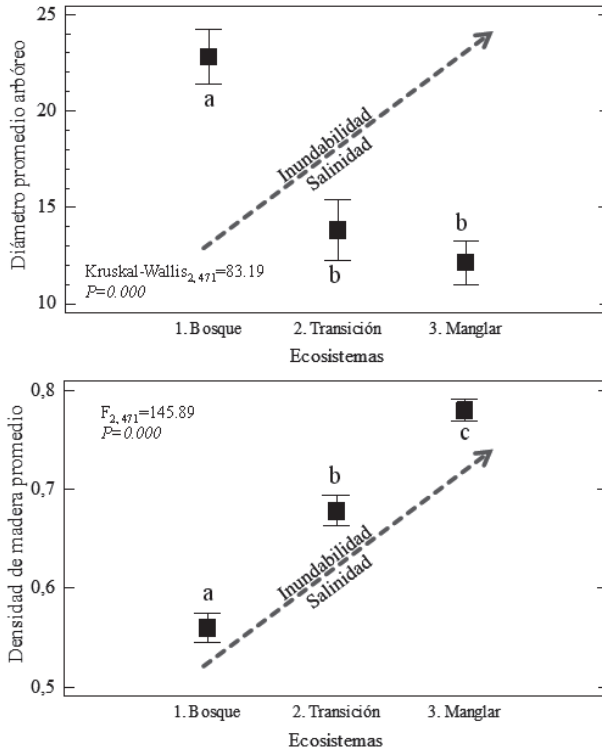
N= número de muestras, DE= desviación estándar

**Tabla 6.** Densidad de madera de los árboles en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis
Bosque	136	0,55	0,16	28,93	0,30	0,89	-0,33
Transición	114	0,67	0,13	20,49	0,43	0,91	-1,19
Manglar	224	0,77	0,06	8,33	0,58	0,91	0,93
<b>Total</b>	<b>474</b>	<b>0,69</b>	<b>0,15</b>	<b>21,82</b>	<b>0,30</b>	<b>0,91</b>	<b>0,10</b>

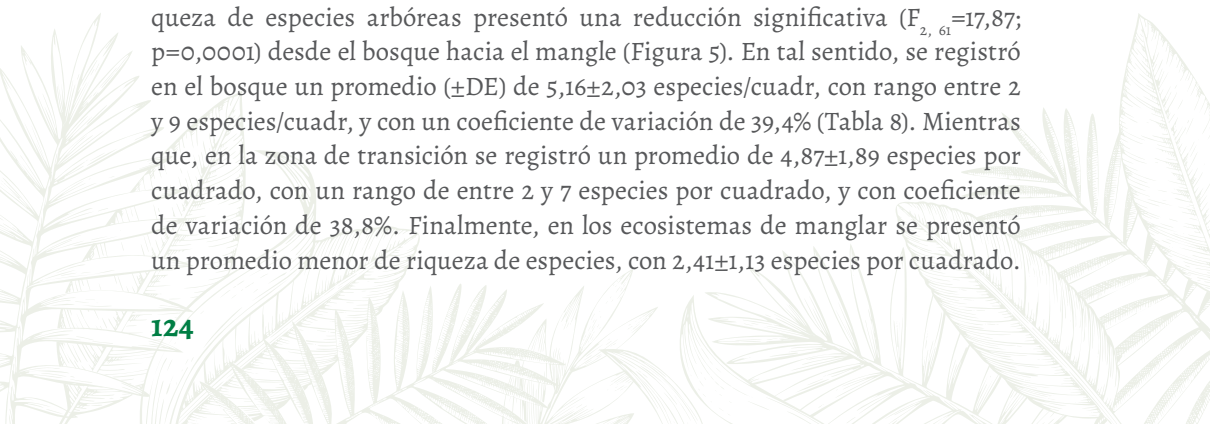
N= número de muestras, DE= desviación estándar

**Abundancia de individuos.** En el bosque pluvial Tropical de Nuquí se observó que la abundancia de individuos presentó un incremento significativo ( $F_{2, 61}=17,73$ ;  $p=0,000$ ) desde el ecosistema boscoso hacia el bosque de mangle (Figura 4). En tal sentido, se registró en el bosque un promedio ( $\pm$ DE) de  $5,6\pm 2,33$  ind por cuadrado, con rango entre 3 y 10 ind. por cuadrado, y con un coeficiente de variación de 41,2% (Tabla 7). Mientras que, en la zona de transición se registró un promedio de  $7,12\pm 1,4$  ind por cuadrado, con un rango de entre 5 y 9 ind por cuadrado, y un coeficiente de variación de 19,7%. Finalmente, en los ecosistemas de manglar se presentó un promedio mayor de abundancia de individuos, con  $9,33\pm 2,3$  ind por cuadrado, equivalente a 933 árboles por hectárea. Esto indica que los mangles están más adaptados a condiciones de salinidad e inundabilidad imperantes en la zona.



**Figura 4.** Diámetro promedio y densidad de madera arbórea en tres ecosistemas (bosque, transición y mangle) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia. Las líneas horizontales indican los intervalos de confianza, las líneas grises indican la salinidad e inundabilidad de los ecosistemas. Las letras a, b y c indican diferencias significativas con la prueba de rangos múltiples de Bonferroni.

**Riqueza de especies.** En los ecosistemas boscosos de Nuquí se observó que la riqueza de especies arbóreas presentó una reducción significativa ( $F_{2, 61}=17,87$ ;  $p=0,0001$ ) desde el bosque hacia el mangle (Figura 5). En tal sentido, se registró en el bosque un promedio ( $\pm$ DE) de  $5,16\pm 2,03$  especies/cuadr, con rango entre 2 y 9 especies/cuadr, y con un coeficiente de variación de 39,4% (Tabla 8). Mientras que, en la zona de transición se registró un promedio de  $4,87\pm 1,89$  especies por cuadrado, con un rango de entre 2 y 7 especies por cuadrado, y con coeficiente de variación de 38,8%. Finalmente, en los ecosistemas de manglar se presentó un promedio menor de riqueza de especies, con  $2,41\pm 1,13$  especies por cuadrado.



**Tabla 7.** Abundancia de individuos en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis	Sum
Bosque	24	5,66	2,33	41,19	3,0	10,0	-1,05	136,0
Transición	16	7,12	1,41	19,76	5,0	9,0	-1,23	114,0
Manglar	24	9,33	2,33	25,01	7,0	14,0	-0,46	224,0
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>7,41</b>	<b>2,65</b>	<b>35,82</b>	<b>3,0</b>	<b>14,0</b>	<b>0,087</b>	<b>474,0</b>

N= número de muestras, DE= desviación estándar, EE= error estándar

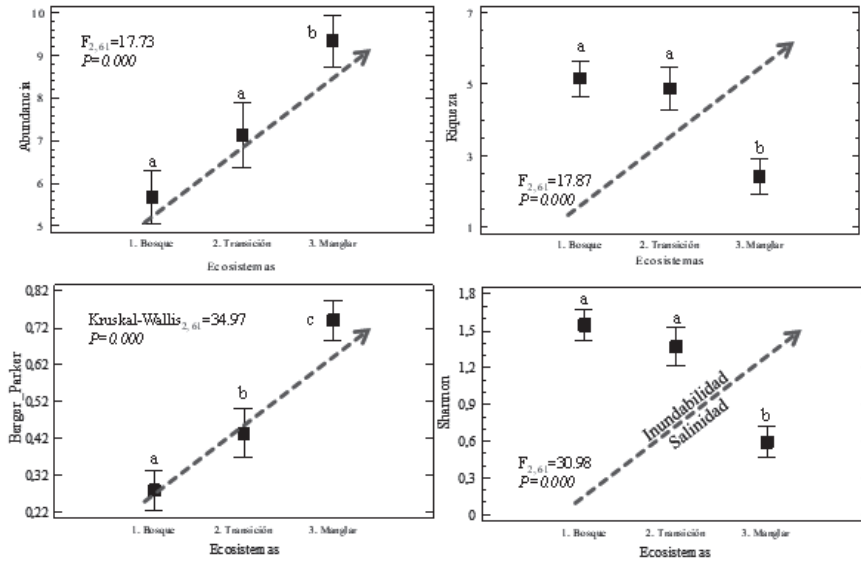
**Tabla 8.** Riqueza de especies arbóreas en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis	Sum
Bosque	24	5,16	2,03	39,40	2,0	9,0	-0,76	124
Transición	16	4,87	1,89	38,83	2,0	7,0	-1,48	78
Manglar	24	2,41	1,14	47,12	1,0	5,0	0,54	58
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>4,06</b>	<b>2,12</b>	<b>52,24</b>	<b>1,0</b>	<b>9,0</b>	<b>-0,43</b>	<b>260</b>

N= número de muestras, DE= desviación estándar, EE= error estándar

Esto indica que los mangles a pesar de que presentan una mayor abundancia de individuos, poseen una menor diversidad de especies. Por tanto las especies que allí se encuentran son las que están más adaptadas a condiciones de salinidad e inundabilidad de la zona.

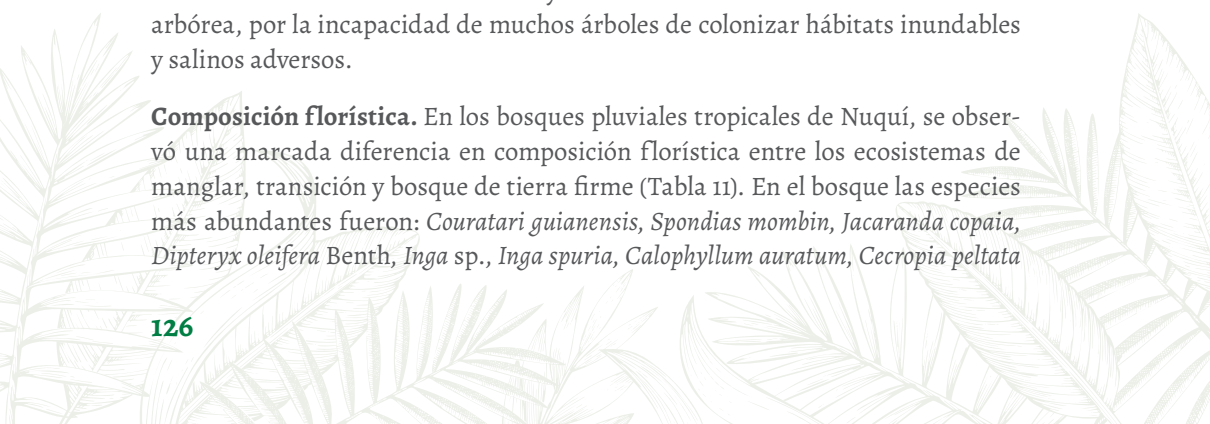
**Diversidad y dominancia de especies.** Al igual que con la riqueza de especies, los valores de diversidad del índice de Shannon-Weiner mostraron una reducción significativa ( $F_{2,61}=30,98$ ;  $p=0,0001$ ) desde el bosque hacia el mangle (Figura 5). En tal sentido, se registró una diversidad alfa similar en los bosques y la zona de transición, mientras que en los manglares la diversidad se redujo notoriamente



**Figura 5.** Patrones de abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y dominancia de Berger-Parker en tres ecosistemas (bosque, transición y manglar) en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia. En la gráfica las líneas horizontales indican los intervalos de confianza, las líneas grises indican la salinidad e inundabilidad de los ecosistemas. Las letras a, b y c indican diferencias significativas con la prueba de rangos múltiples de Bonferroni.

(Figura 5, Tabla 9). Por su parte, la dominancia de especies, evaluada con el índice de Berger-Parker, mostró un incremento significativo (Kruskal-Wallis  $_{2,61}=34,97$ ;  $p=0,0001$ ) desde el bosque hacia el mangle (Figura 5, Tabla 10), similar a lo evidenciado en la abundancia de individuos. Por todo lo anterior, se puede concluir que los incrementos en inundabilidad y salinidad de los ecosistemas costeros de Nuquí generan un incremento de árboles pequeños, especialmente mangles, los cuales dominan en las zonas salinas y arenosas. También se reduce la diversidad arbórea, por la incapacidad de muchos árboles de colonizar hábitats inundables y salinos adversos.

**Composición florística.** En los bosques pluviales tropicales de Nuquí, se observó una marcada diferencia en composición florística entre los ecosistemas de manglar, transición y bosque de tierra firme (Tabla 11). En el bosque las especies más abundantes fueron: *Couratari guianensis*, *Spondias mombin*, *Jacaranda copaia*, *Dipteryx oleifera* Benth, *Inga* sp., *Inga spuria*, *Calophyllum auratum*, *Cecropia peltata*



**Tabla 9.** Diversidad de Shannon-Weiner en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis	Sum
Bosque	24	1,54	0,38	24,98	0,64	2,2	-0,04	37,17
Transición	16	1,36	0,53	39,25	0,45	1,95	-1,15	21,9
Manglar	24	0,59	0,42	70,17	0,0	1,38	0,01	14,28
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>1,14</b>	<b>0,61</b>	<b>53,58</b>	<b>0,0</b>	<b>2,2</b>	<b>-1,01</b>	<b>73,35</b>

N= número de muestras, DE= desviación estándar

**Tabla 10.** Dominancia de Berger-Parker en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Ecosistemas	N	Media	DE	Coef. de variación %	Mín.	Máx.	Kurtosis	Sum
Bosque	24	0,27	0,12	43,11	0,11	0,67	0,56	4,09
Transición	16	0,43	0,24	56,85	0,14	0,83	0,69	-1,44
Manglar	24	0,74	0,21	27,26	0,38	1,0	0,62	-0,757
<b>Total</b>	<b>64</b>	<b>0,49</b>	<b>0,27</b>	<b>56,32</b>	<b>0,11</b>	<b>1,0</b>	<b>0,89</b>	<b>-1,30</b>

N= número de muestras, DE= desviación estándar

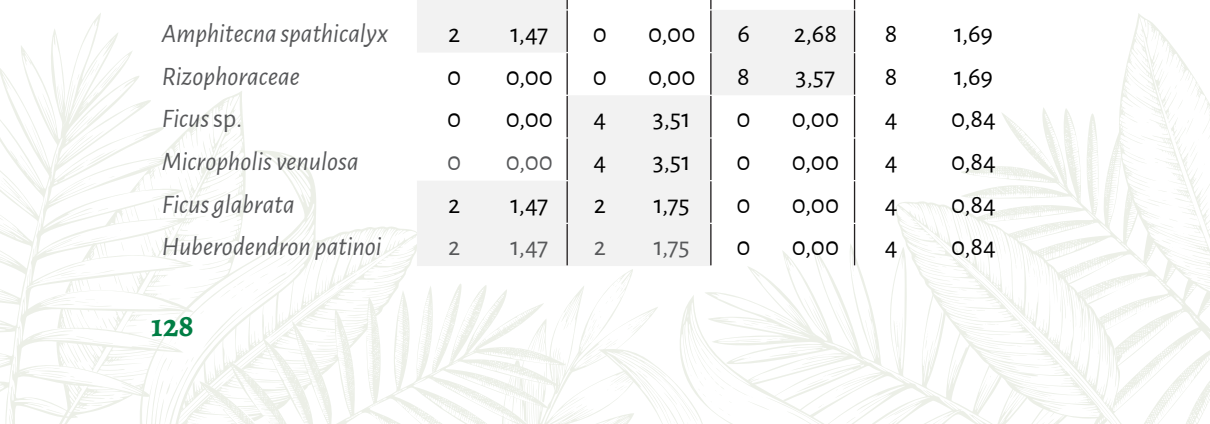
y *Clarisia biflora*. Mientras que, en la zona de transición las especies más dominantes fueron: *Pelliceria rhizophorae*, *Mora magistosperma*, *Laguncularia racemosa*, *Hyeronimaalchorneoides*, *Eschweilera sclerophylla*, *Calophyllum auratum*, *Hevea brasiliensis*, y *Ficus* sp. Finalmente, en el mangle las especies presentes fueron *Pelliceria rhizophorae*, *Rizophora mangle*, *Mora magistosperma*, *Rizophoraceae*, *Amphitecna spathicalyx*, *Cespedesia macrophyla* y *Hirella recemosa* (Tabla 11).

**Biomasa vegetal por especie y familia botánica.** En el bosque pluvial tropical de Nuquí se observó que la biomasa arbórea total fue mayor en las especies: *Couratari guianensis* con 20.208,1 kg en total, *Ficus glabrata* con 17.531 kg, *Dipteryx oleifera* con 15.540,8 kg, *Inga* sp. con 13.525,4 kg, *Camposperma panamensis* con 10.910,7 kg,



**Tabla 11.** Composición florística arbórea en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Especies	Bosques		Transición		Manglar		Total	
	AB	AR (%)	AB	AR (%)	AB	AR (%)	AB	AR (%)
<i>Pelliceria rhizophorae</i>	0	0,00	22	19,30	160	71,43	182	38,40
<i>Mora magistosperma</i>	0	0,00	16	14,04	16	7,14	32	6,75
<i>Rizophora mangle</i> L.	0	0,00	4	3,51	30	13,39	34	7,17
<i>Couratari guianensis</i>	16	11,76	2	1,75	0	0,00	18	3,80
<i>Laguncularia racemosa</i>	0	0,00	14	12,28	0	0,00	14	2,95
<i>Spondias mombin</i>	14	10,29	0	0,00	0	0,00	14	2,95
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	2	1,47	10	8,77	0	0,00	12	2,53
<i>Calophyllum auratum</i>	8	5,88	4	3,51	0	0,00	12	2,53
<i>Jacaranda copaia</i>	12	8,82	0	0,00	0	0,00	12	2,53
<i>Clarisia biflora</i>	8	5,88	2	1,75	0	0,00	10	2,11
<i>Dipteryx oleifera</i> Benth	10	7,35	0	0,00	0	0,00	10	2,11
<i>Inga</i> sp.	10	7,35	0	0,00	0	0,00	10	2,11
<i>Inga spuria</i>	10	7,35	0	0,00	0	0,00	10	2,11
<i>Eschweilera sclerophylla</i>	0	0,00	8	7,02	0	0,00	8	1,69
<i>Hevea brasilensis</i>	4	2,94	4	3,51	0	0,00	8	1,69
<i>Cecropia peltata</i>	8	5,88	0	0,00	0	0,00	8	1,69
NN	0	0,00	6	5,26	0	0,00	6	1,27
<i>Apeiba aspera</i> Aubl	6	4,41	0	0,00	0	0,00	6	1,27
<i>Camposperma panamensis</i> Standl.	6	4,41	0	0,00	0	0,00	6	1,27
<i>Amphitecna spathicalyx</i>	2	1,47	0	0,00	6	2,68	8	1,69
Rizophoraceae	0	0,00	0	0,00	8	3,57	8	1,69
<i>Ficus</i> sp.	0	0,00	4	3,51	0	0,00	4	0,84
<i>Micropholis venulosa</i>	0	0,00	4	3,51	0	0,00	4	0,84
<i>Ficus glabrata</i>	2	1,47	2	1,75	0	0,00	4	0,84
<i>Huberodendron patinoi</i>	2	1,47	2	1,75	0	0,00	4	0,84





**Tabla 11.** Composición florística arbórea en tres ecosistemas boscosos (bosque, transición y manglar) del municipio de Nuquí, Chocó, Colombia (continuación)

Especies	Bosques		Transición		Manglar		Total	
	AB	AR (%)	AB	AR (%)	AB	AR (%)	AB	AR (%)
<i>Anacardium excelsum</i>	4	2,94	0	0,00	0	0,00	4	0,84
<i>Aspidosperma megalocarpon</i>	0	0,00	2	1,75	0	0,00	2	0,42
<i>Bactris setulosa</i>	0	0,00	2	1,75	0	0,00	2	0,42
<i>Dipteryx odorata</i>	0	0,00	2	1,75	0	0,00	2	0,42
<i>Oenocarpus bataua</i>	0	0,00	2	1,75	0	0,00	2	0,42
<i>Terminalia chriquensis</i>	0	0,00	2	1,75	0	0,00	2	0,42
<i>Angolensis pterocarpus</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Brosimum utile</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Castilla tunu</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Cespedesia spathulata</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Roystonea regia</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Samanea saman</i>	2	1,47	0	0,00	0	0,00	2	0,42
<i>Cespedesia macrophylla</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,89	2	0,42
<i>Hirella recemosa</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,89	2	0,42
<b>Total</b>	<b>136</b>	<b>100</b>	<b>114</b>	<b>100</b>	<b>224</b>	<b>100</b>	<b>474</b>	<b>100</b>

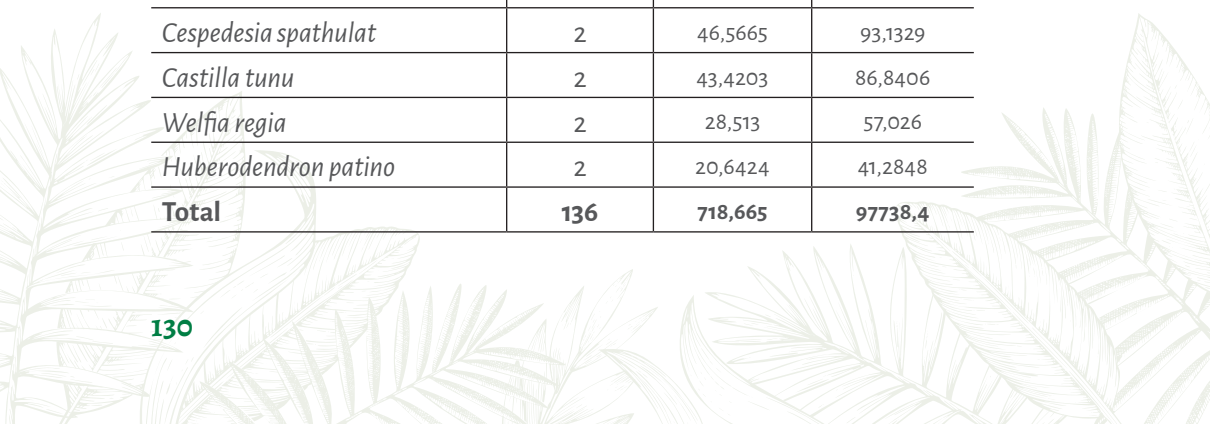
*Calophyllum auratum* con 4.152,45 kg, *Inga spuria* con 4110,16 kg y *Cecropia peltata* con 2097,56 kg en total (Tabla 12). Las familias botánicas con mayor biomasa en los ecosistemas boscosos fueron: Fabaceae, Lecythidaceae, Moraceae, Anacardiaceae y Sapotaceae (Tabla 13).

En el bosque de transición se observó que la biomasa arbórea total fue mayor en las especies: *Mora magistosperma*, *Rizophora mangle* L., *Micropholis venulosa*, *Ficus* sp., *Hyeronima alchorneoides*, *Pelliceria rhizophora*, *Laguncularia racemosa*, *Terminalia chriquensis* y *Eschweilera pittieri* (Tabla 14). Asimismo, las familias botánicas con mayor biomasa en los ecosistemas de transición fueron: Apocynaceae, Arecaceae, Caesalpinaceae, Combretaceae, Euphorbiaceae, y Fabaceae (Tabla 15).



**Tabla 12.** Biomasa total arbórea por especie vegetal en el ecosistema boscoso en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Especies	Individuos	Promedio biomasa total	Biomasa total
<i>Couratari guianensis</i>	16	1263	20208,1
<i>Ficus glabrata</i>	2	8765,49	17531
<i>Dipteryx oleifera</i> Be	8	1942,59	15540,8
<i>Inga</i> sp.	10	1352,54	13525,4
<i>Campnosperma panamensis</i>	6	1818,45	10910,7
<i>Calophyllum auratum</i>	8	519,056	4152,45
<i>Inga</i> sp2	6	685,027	4110,16
<i>Cecropia peltata</i>	8	262,195	2097,56
<i>Clarisia biflora</i>	8	230,302	1842,42
<i>Angolensis pterocarp</i>	2	864,101	1728,2
<i>Apeiba aspera</i> Aubl	6	189,556	1137,34
<i>Hevea brasiliensis</i>	4	207,628	830,514
<i>Jacaranda copaia</i>	14	57,822	809,507
<i>Inga spuria</i>	4	201,546	806,185
<i>Spondias mombin</i>	14	50,2916	704,082
<i>Anacardium excelsum</i>	4	157,2	628,801
<i>Samanea saman</i>	2	230,902	461,804
<i>Amphitecna spathical</i>	2	107,834	215,669
<i>Hyeronima alchorneoide</i>	2	62,4165	124,833
<i>Brosimum utile</i>	2	47,3559	94,7119
<i>Cespedesia spathulat</i>	2	46,5665	93,1329
<i>Castilla tunu</i>	2	43,4203	86,8406
<i>Welfia regia</i>	2	28,513	57,026
<i>Huberodendron patino</i>	2	20,6424	41,2848
<b>Total</b>	<b>136</b>	<b>718,665</b>	<b>97738,4</b>



**Tabla 13.** Biomasa total arbórea por familia botánica en el ecosistema boscoso en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Familia botánica	Individuos	Promedio biomasa total	Biomasa total
Fabaceae	34	1073,47	36498
Lecythidaceae	16	1263	20208,1
Moraceae	14	1396,78	19555
Anacardiaceae	24	510,15	12243,6
Sapotaceae	8	519,05	4152,45
Urticaceae	8	262,19	2097,56
Tiliaceae	6	189,55	1137,34
Euphorbiaceae	6	159,22	955,3
Bignoniaceae	14	49,97	699,6
Ochnaceae	2	46,56	93,13
Arecaceae	2	28,51	57,02
Malvaceae	2	20,64	41,2
<b>Total</b>	<b>136</b>	<b>718,665</b>	<b>97738,4</b>

En los manglares se observó que las especies con mayor biomasa arbórea total fueron en orden descendente: *Pelliceria rhizophora*, *Mora magistosperma*, *Rizophora mangle*, *Hirella recemosa*, *Amphitecna spathical* y *Cespedesia macrophylla* (Tabla 16); y las familias botánicas con mayor biomasa en los ecosistemas de manglar fueron: Theaceae, Caesalpiniaceae, Rizophoraceae, Chrysobalanaceae, Bignoniaceae y Ochnaceae (Tabla 17).

## Discusión

### *¿Cuánta biomasa aérea y subterránea almacenan los ecosistemas boscosos contrastantes del municipio de Nuquí, en la costa pacífica colombiana?*

La biomasa aérea arbórea registrada en los ecosistemas boscosos de tierra firme de Nuquí de 336,56 t ha<sup>-1</sup> (Tabla 1) fue mayor a la registrada en el rango de biomasa



**Tabla 14.** Biomasa total arbórea por especie vegetal en el ecosistema de transición en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Especies	Individuos	Promedio biomasa total	Biomasa total
<i>Mora magistosperma</i>	16	663,728	10619,6
<i>Rizophora mangle</i> L.	4	2465,82	9863,29
<i>Micropholis venulosa</i>	4	759,833	3039,33
<i>Ficus</i> sp.	4	600,439	2401,76
<i>Hyeronimaalchorneoid</i>	10	223,61	2236,1
<i>Pelliceria rhizophor</i>	22	48,4752	1066,45
<i>Laguncularia racemos</i>	14	47,1001	659,402
<i>Terminalia chriquens</i>	2	288,974	577,948
<i>Eschweilera pittieri</i>	8	50,3351	402,681
<i>Clarisia biflora</i>	2	179,38	358,761
<i>Hevea brasilensis</i>	4	87,7073	350,829
<i>Oenocarpus bataua</i>	2	147,075	294,15
Indeterminada	6	41,1591	246,955
<i>Dipteryx odorata</i>	2	98,6756	197,351
<i>Calophyllum auratum</i>	4	31,0959	124,383
<i>Aspidosperma megaloc</i>	2	49,8613	99,7227
<i>Ficus glabrata</i>	2	44,2541	88,5082
<i>Huberodendron patino</i>	2	42,8537	85,7073
<i>Bactris setulosa</i>	2	39,4032	78,8064
<i>Couratari guianensis</i>	2	36,4332	72,8664
<b>Total</b>	<b>114</b>	<b>288,286</b>	<b>32864,6</b>

aérea entre 22,5 y 324,5 t ha<sup>-1</sup> presentado por Clark *et al.* (2001) para bosques tropicales. Sin embargo, los valores de biomasa aérea registrada en los bosques de transición de 149,86 t ha<sup>-1</sup>, y los valores registrados en los ecosistemas de manglar de 171,05 t ha<sup>-1</sup> (Tabla 1), sí se encuentran dentro del rango de biomasa aérea de Clark *et al.* (2001). El hecho de que la biomasa aérea de los bosques de tierra firme

**Tabla 15.** Biomasa total arbórea por familia botánica en el ecosistema de transición en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

Familia botánica	Individuos	Promedio biomasa total	Biomasa total
Apocynaceae	2	49,8613	99,7227
Arecaceae	4	93,2391	372,956
Caesalpinaceae	16	663,728	10619,6
Combretaceae	16	77,3343	1237,35
Euphorbiaceae	14	184,78	2586,93
Fabaceae	2	98,6756	197,351
Lecythidaceae	10	47,5547	475,547
Malvaceae	2	42,8537	85,7073
Moraceae	8	356,128	2849,03
Indeterminado	6	41,1591	246,955
Rizophoraceae	4	2465,82	9863,29
Sapotaceae	8	395,464	3163,72
Theaceae	22	48,4752	1066,45
<b>Total</b>	<b>114</b>	<b>288,286</b>	<b>32864,6</b>

de Nuquí fuese tan alta, incluso superior a lo reportado por Clark *et al.* (2001), se debe probablemente a que se emplearon parcelas pequeñas (10 x 10 m) para su determinación, que en algunas ocasiones contienen árboles de gran tamaño, por lo cual al extrapolar a una hectárea las estimaciones de biomasa aérea tienden a ser sobrestimadas. Contrario a ello, en los manglares por presentar estructuras muy similares en áreas extensas, las estimaciones de biomasa aérea al ser extrapoladas a una hectárea, tienden a tener menor incertidumbre.

La biomasa aérea registrada en manglares de Nuquí de 171,05 t ha<sup>-1</sup> (Tabla 1) se encuentran dentro del rango de biomasa aérea entre 8 y >500 t ha<sup>-1</sup> presentado por Kauffman y Cole (2010), y Kauffman *et al.* (2011) para ecosistemas de manglar del trópico y subtropical. Por otra parte, las estimaciones de biomasa aérea de los manglares de Nuquí de 171,05 t ha<sup>-1</sup>, equivalentes a 85,5 t ha<sup>-1</sup> de carbono fueron inferiores a las registradas en manglares dominados *Sonneratia alba* en Micronesia, donde se registró un promedio de 169,3 t ha<sup>-1</sup> de C aérea (Kauffman *et al.* 2011).

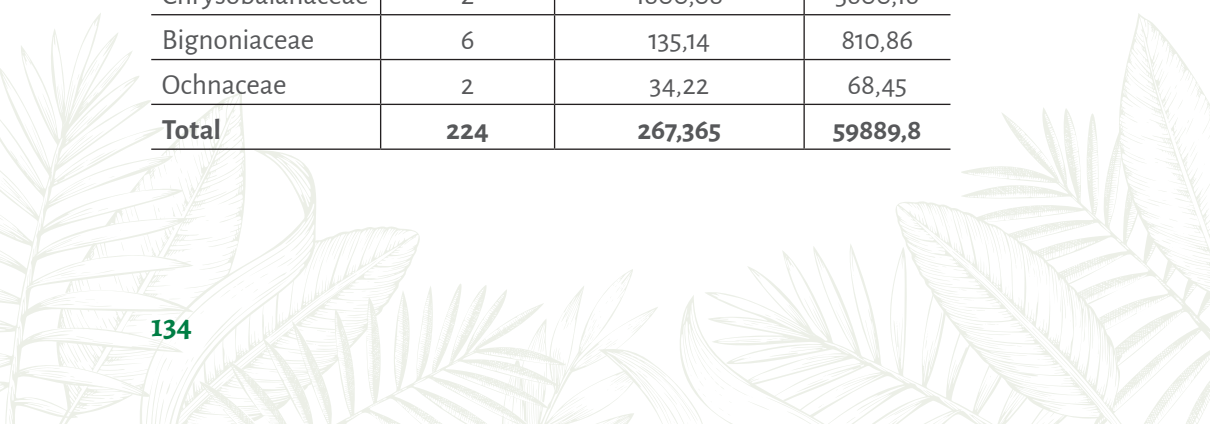


**Tabla 16.** Biomasa total arbórea por especie vegetal en el ecosistema de manglar en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

<b>Especie</b>	<b>Individuos</b>	<b>Promedio biomasa total</b>	<b>Biomasa total</b>
<i>Pelliceria rhizophora</i>	160	177,178	28348,5
<i>Mora magistosperma</i>	16	1402,16	22434,6
<i>Rizophora mangle</i>	38	121,77	4627,28
<i>Hirella recemosa</i>	2	1800,08	3600,16
<i>Amphitecna spathical</i>	6	135,14	810,86
<i>Cespedesia macrophylla</i>	2	34,22	68,45
<b>Total</b>	<b>224</b>	<b>267,365</b>	<b>59889,8</b>

**Tabla 17.** Biomasa total arbórea por familia botánica en el ecosistema de manglar en el municipio de Nuquí, Chocó, Colombia

<b>Familia botánica</b>	<b>Individuos</b>	<b>Promedio biomasa total</b>	<b>Biomasa total</b>
Theaceae	160	177,17	28348,5
Caesalpiniaceae	16	1402,16	22434,6
Rizophoraraceae	38	121,77	4627,28
Chrysobalanaceae	2	1800,08	3600,16
Bignoniaceae	6	135,14	810,86
Ochnaceae	2	34,22	68,45
<b>Total</b>	<b>224</b>	<b>267,365</b>	<b>59889,8</b>



Asimismo, los valores de contenido aéreo de carbono de Nuquí fueron inferiores a los reportes de manglares dominados por *Rhizophora apiculata* en la localidad de Babeldoab en Palau, donde se registró 105,3 t ha<sup>-1</sup> de carbono (Kauffman *et al.* 2011). Igualmente, los valores de 121,0 t ha<sup>-1</sup> de carbono registrados en manglares dominados por *Rhizophora apiculata* y *Bruguiera gymnorrhiza* en Indonesia (Murdiyarsa *et al.* 2010), fueron superiores a los registros de los manglares de Nuquí, los cuales estaban dominados por *Pelliceria rhizophora*, *Mora magistosperma* y *Rizophora mangle* (Tabla 11 y 16). No obstante, los valores de Nuquí fueron superiores a lo registrado en manglares de Bangladesh (79,7 t ha<sup>-1</sup> de carbono), en sistemas dominados por *Heriteria fomes* y *Excoecaria agallocha* (Donato *et al.* 2011). Finalmente, es importante mencionar que estas mediciones son superiores a los valores de biomasa de Nuquí, en parte porque incluyen la biomasa de árboles muertos, la cual no se incluyó en el presente estudio.

El contenido de carbono de las raíces gruesas de los manglares de Nuquí, con promedio de 39,2 t ha<sup>-1</sup> de carbono, que representó 31,44% del contenido de carbono total arbóreo, fue inferior a los reportes de carbono de raíces en manglares de Micronesia (145,2 t ha<sup>-1</sup>), Palau (80,0 t ha<sup>-1</sup>), Bangladesh (43,0 t ha<sup>-1</sup>) e Indonesia (60,2 t ha<sup>-1</sup>), los cuales representaron el 46,16%, 43,17%, 35,04% y 33,22% de la biomasa total (aérea + subterránea), respectivamente (Kauffman *et al.* 2011, Murdiyarsa *et al.* 2010, Donato *et al.* 2011), lo cual indica que, en estos sistemas salinos e inundables el aporte de los compartimientos subterráneos a la biomasa total del bosque es significativo y representa un relevante componente del balance de carbono del ecosistema.

**Implicaciones para la mitigación del cambio climático global.** A pesar de que los valores de biomasa aérea y contenido de carbono total arbóreo de los bosques de Nuquí parecen ser bajos en comparación con los valores registrados en bosques de tierra firme (Tabla 3, Figura 3), los estudios y análisis realizados por Kauffman y Donato (2012) muestran que cuando en las cuantificaciones de carbono del bosque se incluye el contenido de carbono orgánico del suelo, los ecosistemas de manglar presentan más carbono total que los demás ecosistemas tropicales, boreales y templados, por lo que son considerados como los mayores sumideros de CO<sub>2</sub> atmosférico del trópico (Bouillon *et al.* 2008, Nellemann *et al.* 2009). Esta situación hace que los ecosistemas de manglar presenten una especial relevancia en la mitigación del cambio climático global y en el desarrollo de proyectos de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación REDD (Angelsen *et al.* 2009), porque estos proyectos REDD+ plantean un mecanismo para reducir las emisiones de gases con efecto invernadero mediante la compensación por dis-

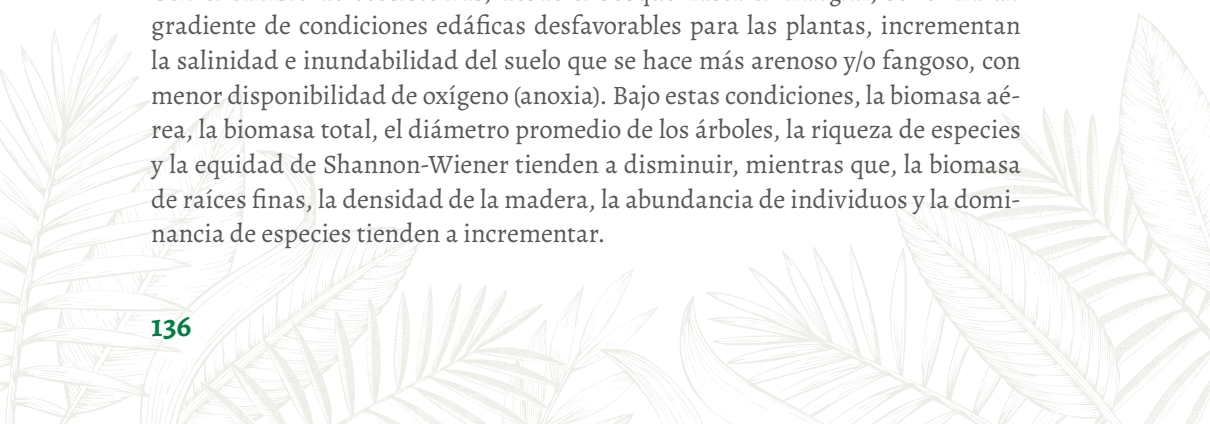


minución de la deforestación y degradación de bosques en países subdesarrollados (Angelsen *et al.* 2009, Kauffman y Donato 2012). También en los proyectos REDD+ se incentivan programas de conservación, manejo sostenible de bosques y actividades de enriquecimiento de los *stocks* de carbono (Kauffman y Donato 2012).

En el caso particular de los manglares de Nuquí, para la implementación de proyectos REDD+ se podrían tener en cuenta las siguientes fortalezas: 1) la mayoría de los territorios corresponden a bosques naturales primarios bien conservados, manejados principalmente por comunidades afrodescendientes e indígenas organizadas en consejos comunitarios y cabildos respectivamente, lo cual es un factor favorable para el desarrollo de un proyecto REDD+ porque facilita la gobernanza y los límites territoriales del proyecto; 2) la reducción de las tasas de deforestación de los manglares podría ser más factible debido a que estos ecosistemas proveen servicios ambientales a las comunidades locales que les facilita tener ingresos diferentes a la explotación de madera. Estos servicios podrían ser ecoturismo, turismo, pesca, y la posibilidad de aprovechar la biodiversidad faunística que habita el mangle, explotando las diferentes especies de crustáceos, mariscos y moluscos que hacen parte de la dieta alimenticia de la región. Con base en lo anterior, se podría contribuir de forma significativa en la mitigación del cambio climático global mediante mecanismos REDD+ desde la región costera del Pacífico colombiano.

*¿Qué tanto los factores ambientales y edáficos (salinidad e inundabilidad) se relacionan con la concentración de carbono, abundancia de individuos, riqueza de especies, y densidad de la madera de los ecosistemas contrastantes del Pacífico colombiano?*

Con el cambio de ecosistemas, desde el bosque hasta el manglar, se forma un gradiente de condiciones edáficas desfavorables para las plantas, incrementan la salinidad e inundabilidad del suelo que se hace más arenoso y/o fangoso, con menor disponibilidad de oxígeno (anoxia). Bajo estas condiciones, la biomasa aérea, la biomasa total, el diámetro promedio de los árboles, la riqueza de especies y la equidad de Shannon-Wiener tienden a disminuir, mientras que, la biomasa de raíces finas, la densidad de la madera, la abundancia de individuos y la dominancia de especies tienden a incrementar.





El hecho de que algunas características biológicas (biomasa, altura, diámetro y diversidad) de las plantas se vean afectadas por los cambios en las condiciones ambientales y edáficas de las localidades, posiblemente se debe a que en los manglares los suelos tienden a presentar elevada salinidad, baja disponibilidad de oxígeno, alto nivel freático e inundaciones frecuentes (Schnetter 2002). Esta alta salinidad y baja disponibilidad de oxígeno son factores que restringen el crecimiento de la mayoría de las plantas. Particularmente, la salinidad reduce el potencial hídrico del suelo, lo cual dificulta la absorción de agua y nutrientes; la alta concentración de NaCl, propias de las zonas de manglar, afecta el metabolismo de las plantas. Por su parte, la poca disponibilidad de oxígeno genera condiciones estresantes anóxicas y se dificulta la respiración de las raíces (Schnetter 2002). Estas condiciones de anoxia y salinidad generan reducción en la fotosíntesis y crecimiento vegetal, razón por la cual, en los manglares de Nuquí los árboles tienden a almacenar menor biomasa aérea, crecer menos, y presentar menor diversidad.

Bajo las condiciones estresantes de alta salinidad e inundabilidad que se presentan en las zonas costeras, los manglares han desarrollado una serie de adaptaciones particulares para poder sobrevivir en tales ambientes adversos (Schnetter 2002, Kauffman y Donato 2012). Entre las adaptaciones más notables se pueden mencionar el desarrollo de raíces adventicias (aéreas) y pneumatóforos para realizar el intercambio gaseoso desde los tejidos ¿radicas? (Kauffman y Donato 2012). Por esta razón, se incrementa significativamente la dominancia de unas pocas especies de mangles (*Pelliceria rhizophora* y *Rizophora mangle*), y la abundancia de individuos pequeños de estas especies. Asimismo, la baja tasa de crecimiento en los manglares generada por las condiciones adversas de salinidad e inundabilidad, probablemente explica la alta densidad de la madera de los mangles (Figura 5), pues las especies de lento crecimiento tienden a presentar mayor densidad de madera que las especies de rápido crecimiento (Budowski 1986). Esto corrobora por qué la mayoría de las especies de manglar presentan valores altos de densidad de madera, con promedio de  $0,75 \text{ g cm}^{-3}$  (Kauffman y Donato 2012).

## Conclusiones

Desde los ecosistemas boscosos de tierra firme hasta llegar a los manglares inundables en las zonas costeras de Nuquí, en el Pacífico colombiano, se genera un gradiente de condiciones ambientales y edáficas que determinan la biología y ecología de las plantas que allí habitan. Particularmente, en los ecosistemas de manglar se presentan condiciones estresantes de alta salinidad e inundabi-

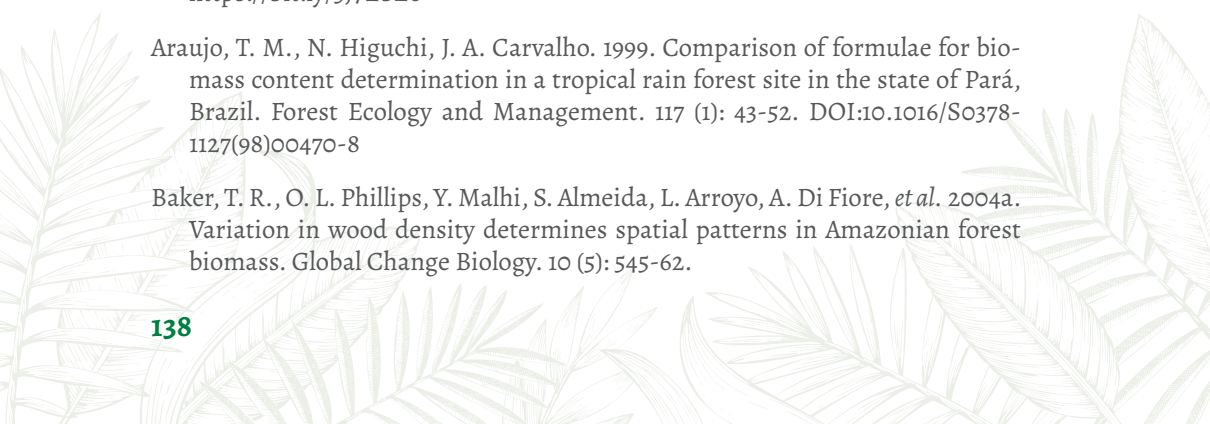


lidad que afecta el desarrollo de la mayoría de las especies de plantas, el suelo se hace más arenoso y/o fangoso, con menor disponibilidad de oxígeno (anoxia). Asimismo, la biomasa aérea, la biomasa total, y el diámetro promedio arbóreo, disminuye, mientras se incrementa la biomasa de raíces finas, la densidad de la madera, la abundancia de individuos y dominancia de especies.

En términos de mitigación del cambio climático global, los tres ecosistemas evaluados (bosque, transición y manglar) debido a sus altos valores de biomasa total podrían ser apropiados para la implementación de proyectos de reducción de emisiones por deforestación y degradación de bosques tropicales (REDD+). En el caso particular de los manglares de Nuquí, presentan ventajas para la implementación de proyectos REDD+ debido a su alta acumulación de biomasa y carbono en el suelo, además por la gobernanza del territorio por parte de consejos comunitarios y por la factibilidad de reducir las tasas de deforestación mediante mecanismos de ecoturismo, turismo, pesca, y la posibilidad de aprovechar la biodiversidad faunística que habita el mangle, explotando las diferentes especies de crustáceos, mariscos y moluscos que hacen parte de la dieta alimenticia de la región. Con base en lo anterior, se podría contribuir de forma significativa en la mitigación del cambio climático global mediante mecanismos REDD+ desde la región costera del Pacífico colombiano.

## Bibliografía

- Angelsen, A., S. Brown, C. Loisel, L. Peskett, C. Streck, D. Zarin. 2009. Reducción de emisiones de la deforestación y la degradación de bosques (REDD): Reporte de evaluación Meridian Institute. Washington DC. USA. <https://bit.ly/3Jm7mHO>
- Aragão, L. E. O., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, D. Navarrete, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6: 2759-78. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Araujo, T. M., N. Higuchi, J. A. Carvalho. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 117 (1): 43-52. DOI:10.1016/S0378-1127(98)00470-8
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*. 10 (5): 545-62.



- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004b. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *The Royal Society*. 359 (1443): <https://bit.ly/3tZMqlu>
- Bouillon, S., A.V. Borges, E. Castañeda-Moya, K. Diele, T. Dittmar, N.C. Duke, *et al.* 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global Biogeochemical Cycles*. 22 (2). <https://doi.org/10.1029/2007GB003052>
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Food and Agriculture Organization, Roma. UN FAO Forestry Paper; N° 134. <https://bit.ly/3rhBY7f>
- Budowski, G. 1986. Distribución de especies arbóreas de los bosques tropicales de las Américas, a la luz del proceso sucesional. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Colombia. Mimeografiado. 18 pp.
- Chambers, J. Q., J. dos Santos, R. J. Ribeiro, N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 152 (1-3): 73-84. <https://bit.ly/3DMtGJH>
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87-99. <https://bit.ly/3xow9Pi>
- Chave, J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster, S. P. Hubbell. 2003. Spatial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census in Panamá. *Journal of Ecology* 91 (2): 240-52. <https://bit.ly/3DyfXpy>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001. Measuring net primary production in forest: Concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTJYLL>
- Cleveland, C.C., A. R. Townsend, P. Taylor, S. Alvarez-Clare, M. Bustamante, G. Chuyong, *et al.* 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letters*. 14 (9): 939-47. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01658.x>
- Del Grosso S., W. Parton, T. Stohlgren, D. Zheng, D. Bachelet, S. Prince, *et al.* 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology*. 89 (8): 2117-26. <https://bit.ly/3Jvww2z>



- Del Valle, J. I., F. H. Moreno, S. A. Orrego. 2003. Los bosques tropicales y su contribución a la mitigación del cambio climático. pp. 3-43 En: Orrego S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds.). Medición de la captura de C en ecosistemas forestales tropicales de Colombia. Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Colombia. <https://bit.ly/3iXW3uF>
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263 (5144): 185-90. <https://bit.ly/3wOnMWV>
- Donato, D. C., J. B. Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geosciences*. 4: 293-7. <https://go.nature.com/3DZHMaq>
- Field C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson, P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281 (5374): 237-40. <https://bit.ly/3LPZfVw>
- Gentry, A. 1993. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South American. Conservation International. Washington, DC. USA. 895 pp.
- Houghton, R. A. 2005. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. *Global Change Biology*. 11 (6): 945-58. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00955.x>
- IPCC. Intergovernmental Panel Change Climate. 2001. Summary for policy-makers. Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability. A report of Working Group II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://bit.ly/3E5cgI7>
- IPCC. Intergovernmental Panel Change Climate. 2007. Summary for policy-makers. Summary for policymakers. A report of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://bit.ly/3LPObrm>
- Kauffman, J. B., C. Heider, T. Cole, K. A. Dwire, D. C. Donato. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian Mangrove forests. *Wetlands*. 31 (2): 343-52. <https://bit.ly/3JyE1Ke>
- Kauffman, J. B., T. Cole. 2010. Micronesian mangrove forest structure and tree response to a severe typhoon. *Wetlands*. 30: 1077-84. <https://bit.ly/37BNe7w>
- Kauffman, J. B., D. C. Donato. 2012. Protocols for the measurement, monitoring

and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR. Bogor. Indonesia. <https://bit.ly/3LT7CQf>

Komiyama, A., J. E. Ong, S. Pongparn. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*. 89 (2): 128-37. <https://bit.ly/3v8V1Sd>

Mahecha, G. E. 1997. Fundamentos y metodologías para la identificación de plantas. Proyecto Biopacífico. Ministerio del Medio Ambiente. GEF-PNUD. Bogotá. Colombia 282 pp. <https://bit.ly/3JwtTBV>

Malhi, Y., A. D. Nobre, J. Grace, B. Kruijt, M. G. P. Pereira, A. Culf, *et al.* 1998. Carbon dioxide transfer over a central Amazonian rain forest. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*. 103 (D24): 31593-612. <https://bit.ly/3jpPFMT>

Melo, O. A., R. Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. CRQ. CARDER. CORPOCALDAS, CORTOLIMA. 235 pp. <https://bit.ly/3K5znEz>

Mostacedo, B., T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de manejo forestal sostenible (BOLFOR). Santa Cruz de la Sierra. Bolivia. <https://bit.ly/3wVx1Ve>

Murdiyarso, D., D. Donato, J. B. Kauffman, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen. 2010. Carbon storage in mangrove and peatland ecosystems: A preliminary account from plots in Indonesia. Working paper 48. Center for International Forest Research (CIFOR). Bogor. Indonesia. 40 pp. <https://bit.ly/3JCnoz6>

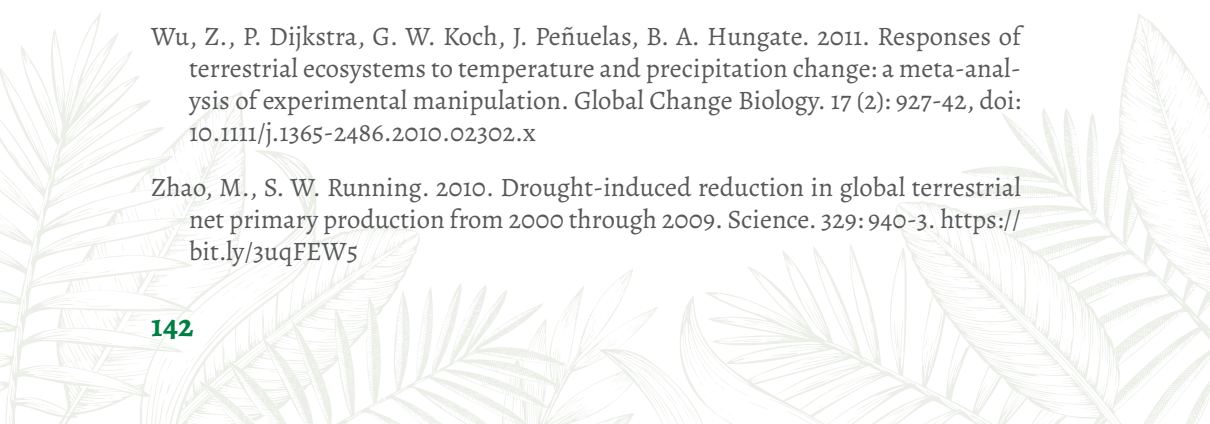
Nellemann, C., E. Corcoran, C. M. Durate, L. Valdes, C. DeYoung, L. Fonseca, *et al.* 2009. Blue carbon: the role of healthy oceans in binding carbon. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. United Nations Environmental Program. New York. USA. 78 pp. <https://bit.ly/3JvJlOX>

Orrego, S. A., J. I. Del Valle. 2003. Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios intervenidos y secundarios. pp. 215-42. En: Orrego, S. A., J. I. Del Valle, F. H. Moreno (eds). 2003. Medición de la captura de carbono en ecosistemas forestales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín. Departamento de Ciencias Forestales y Centro Andino para la Economía en el Medio Ambiente. Bogotá. Colombia. 314 pp.

Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. V. Núñez, R. M. Vásquez, *et al.* 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest: evidence from long-



- term plots. *Science*. 282 (5388): 439-42. <https://bit.ly/38IJW2M>
- Posada, J. M., E. A. G. Schuur. 2011. Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*. 165 (3): 783-95. <https://bit.ly/3LMzQw2>
- Quinto, H., F. Moreno. 2011. Dinámica de la biomasa aérea en un bosque pluvial Tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*. 64 (1): 5917-36. <https://bit.ly/3LrMb8L>
- Quinto, H., Y. A. Ramos, D. Abadía. 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial Tropical en Salero, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 26: 28-41. <https://bit.ly/3NDJAKT>
- Sarmiento, G., M. Pinillos, I. Garay. 2005. Biomass variability in tropical American lowland rainforests. *Ecotropicos*. 18 (1): 1-20. <https://bit.ly/3u0sdMe>
- Schnetter, M. L. 2002. El sistema radical del mangle blanco (*Avicennia germinans*), un ejemplo de adaptaciones morfológicas y anatómicas en espermatofitos a condiciones ecológicas adversas. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 26 (98): 111-26. <https://bit.ly/3vci8vh>
- Schuur, E. A. G. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*. 84 (5): 1165-70. <https://bit.ly/3u058JE>
- Statistical Graphics Corp. 2002. Statgraphics Plus Centurium Version 5.1. <https://www.statgraphics.com>
- Vallejo, M. I, A. C. Londoño, R. López, G. Galeano, E. Álvarez, W. Devia. 2005. Establecimiento de parcelas permanentes en bosques de Colombia (Métodos para estudios ecológicos largo plazo). Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. 310 pp. <https://bit.ly/3uraX38>
- Wu, Z., P. Dijkstra, G. W. Koch, J. Peñuelas, B. A. Hungate. 2011. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*. 17 (2): 927-42, doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02302.x
- Zhao, M., S. W. Running. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*. 329: 940-3. <https://bit.ly/3uqFEW5>





### Sección 3. Captura de carbono en bosques del Pacífico colombiano





## Capítulo 7

# Captura de carbono y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Flavio Moreno Hurtado

### Resumen

La productividad primaria neta (PPN) de los bosques tropicales es fundamental en la mitigación del cambio climático global. Existe la hipótesis que plantea que la PPN está limitada por la disponibilidad de nutrientes del suelo, especialmente de fósforo (P), en bosques tropicales de baja altitud. Para probar esto en bosques del Chocó, se establecieron cinco parcelas permanentes de una hectárea en Opogodó y Pacurita, donde se midió la PPN aérea (hojarasca y madera aérea) y subterránea (raíces finas y gruesas), y se relacionaron con la fertilidad del suelo. Se comprobó que ambas localidades presentan suelos pobres en nutrientes; pero con mayor contenido de arena, N+ y materia orgánica (MO) en Opogodó. Los bosques de Opogodó presentaron una PPN total de  $23,7 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , mientras que, en Pacurita fue de  $24,19 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . En Opogodó se registró mayor PPN de raíces finas, mientras que en Pacurita hubo mayor PPN de madera aérea y raíces gruesas. Al parecer, las diferencias en topografía y drenaje entre localidades afectan la PPN de madera aérea. Con el aumento en pH, MO, N+, K, Mg y arena, también incrementó la PPN de hojas, la PPN de raíces finas y el porcentaje de PPN<sub>subterránea</sub>, lo cual refleja una limitación de la PPN por múltiples nutrientes. El aumento en la proporción de PPN<sub>subterránea</sub> con la disponibilidad edáfica de nutrientes evidencia una redistribución de la PPN aérea y subterránea con el incremento en fertilidad en sistemas oligotróficos, como estrategia adaptativa para capturar recursos. En general, se corrobora la importancia del suelo en el balance y distribución del carbono en el ecosistema, y en la mitigación del cambio climático.

**Palabras clave:** Balance del carbono, Limitación múltiple de nutrientes, Nitrógeno, Opogodó, Pacurita, Suelos tropicales.



## Introducción

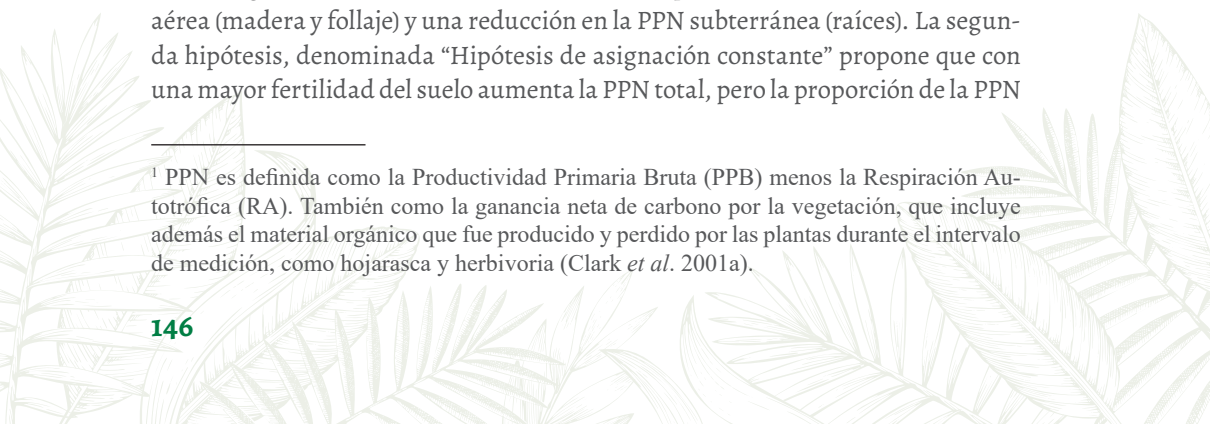
Los bosques tropicales son los ecosistemas terrestres con la mayor productividad primaria neta (PPN)<sup>1</sup> del planeta (Saugier *et al.* 2001, Pan *et al.* 2011) y dan cuenta de cerca del 30% de la PPN total (Field *et al.* 1998, Saugier *et al.* 2001). Por tal razón, se les considera fundamentales en el balance del carbono y en la mitigación del cambio climático global (Phillips *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001a). Diversos estudios han documentado que la PPN está determinada por factores ambientales como temperatura, precipitación, radiación solar, suelos y CO<sub>2</sub>, entre otros (Clark *et al.* 2001b, Schuur 2003, Zhao y Running 2010, Cleveland *et al.* 2011). No obstante, nuestra comprensión sobre cómo estos factores afectan la PPN, es aún muy limitada.

Desde hace varias décadas se ha destacado el papel de los nutrientes del suelo como factores limitantes de la PPN en bosques tropicales; además, se ha planteado la hipótesis de que en bosques tropicales de baja altitud la PPN se encuentra limitada sobre todo por la disponibilidad edáfica de P (Vitousek 1984, Vitousek y Sanford 1986, Chapin III *et al.* 1986). Sin embargo, han sido pocos los estudios que han encontrado correlaciones significativas entre la PPN arbórea y la disponibilidad edáfica de nutrientes en bosques lluviosos tropicales; entre ellos se pueden destacar los realizados por Paoli *et al.* (2005), Aragão *et al.* (2009) y Cleveland *et al.* (2011) quienes corroboraron la relación positiva entre PPN y disponibilidad de P.

La relación entre el contenido de nutrientes del suelo y la PPN en bosques tropicales varía de acuerdo con el componente de la PPN que se esté evaluando, pues se postula que con el incremento en los nutrientes se presenta un cambio en las proporciones aéreas y subterráneas de la PPN (Hendricks *et al.* 2006). De acuerdo con lo anterior, se han propuesto dos hipótesis relacionadas con la disponibilidad de recursos del suelo (Hendricks *et al.* 2006). La primera, denominada “Hipótesis de asignación diferencial” considera que una mayor disponibilidad de recursos edáficos genera un incremento en la PPN total, pero con un aumento en la PPN aérea (madera y follaje) y una reducción en la PPN subterránea (raíces). La segunda hipótesis, denominada “Hipótesis de asignación constante” propone que con una mayor fertilidad del suelo aumenta la PPN total, pero la proporción de la PPN

---

<sup>1</sup> PPN es definida como la Productividad Primaria Bruta (PPB) menos la Respiración Autotrófica (RA). También como la ganancia neta de carbono por la vegetación, que incluye además el material orgánico que fue producido y perdido por las plantas durante el intervalo de medición, como hojarasca y herbivoría (Clark *et al.* 2001a).



asignada a las partes aéreas y subterráneas permanece relativamente constante.

Las investigaciones que se han realizado sobre la PPN y su relación con la fertilidad edáfica en bosques tropicales de tierras bajas cubren un rango limitado de características ambientales, pues solamente se han evaluado ecosistemas con lluvias inferiores a 5.000 mm anuales (Schoor 2003, Cleveland *et al.* 2011). No obstante, se conoce la influencia fuerte que tiene la precipitación sobre el funcionamiento del ecosistema (Schoor 2003, Álvarez-Clare y Mack 2011); por ejemplo, se ha documentado que en los trópicos las lluvias excesivas ocasionan pérdidas de nutrientes por lixiviación y escorrentía (Austin y Vitousek 1998), afectan procesos de meteorización, la abundancia y tipo de arcillas, la capacidad de intercambio de cationes (CIC), saturación de bases, pH, concentración de Al, y la actividad de los organismos del suelo (Buol *et al.* 1981); además, generan condiciones de estrés por anoxia, limitan la descomposición de la MO, reducen el intercambio gaseoso radicular (Schoor 2003, Posada y Schoor 2011) y las tasas de mineralización y nitrificación de N (Álvarez-Clare y Mack 2011).

Debido a lo anterior, se esperaría que con el incremento en la precipitación se reduzca la PPN de los bosques tropicales (Schoor 2003); sin embargo, algunas investigaciones no evidencian tal reducción (Cleveland *et al.* 2011). Por lo tanto ¿se ignora de qué magnitud sería la PPN en bosques tropicales con precipitación excesiva (>5000 mm anuales)? ¿qué tanto las condiciones edáficas explican la PPN en estos ecosistemas? y ¿qué tanto están influidas las proporciones de PPN aérea y subterránea por la fertilidad edáfica?

Para responder estos interrogantes se establecieron cinco parcelas permanentes de investigación en bosques pluviales tropicales en el Chocó Biogeográfico, donde las lluvias superan los 10.000 mm anuales (Poveda *et al.* 2004). En estos ecosistemas se cuantificó la PPN aérea y subterránea y se relacionaron con las condiciones edáficas en dos bosques con suelos con texturas contrastantes. Por otra parte, para probar las hipótesis de asignación diferencial y asignación constante (Hendricks *et al.* 2006), se evaluó la relación entre la proporción de la PPN subterránea y la fertilidad del suelo.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en bosques pluviales tropicales de la localidad de Pacurita (municipio de Quibdó) y en la localidad de Opogodó (municipio de Condoto), departamento del Chocó, Colombia. Estas dos localidades hacen parte



de la subregión ecogeográfica central norte del Chocó Biogeográfico, que comprende las cuencas altas de los ríos Atrato y San Juan (Poveda *et al.* 2004). Las localidades se encuentran dentro de la unidad geomorfológica de colinas sedimentarias del Terciario, las cuales presentan bajas altitudes, formadas por rocas sedimentarias y compuestas por arcillolitas arenosas, areniscas y calizas (West 1957, Martínez 1993).

En la localidad de Opogodó el muestreo se realizó en tres parcelas permanentes de una hectárea, instaladas en un bosque primario ubicado a cuatro kilómetros de la margen derecha de la carretera entre Opogodó y Nóvita, en predios de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. En la localidad de Pacurita el estudio se realizó en dos parcelas permanentes instaladas en una reserva forestal ubicada a 6,5 km del municipio de Quibdó, en la margen izquierda de la carretera entre Quibdó y Pacurita. Los suelos de ambas localidades se caracterizaron por presentar muy baja capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE), muy bajas concentraciones de P, Mg, y Ca, mientras que los valores de K fueron intermedios. Las concentraciones edáficas de P y Ca fueron similares en las dos localidades; el resto de las variables edáficas presentaron diferencias significativas. Particularmente, en la localidad de Pacurita, los suelos presentaron extrema acidez, porcentajes altos de saturación de Al (57,21%) y mayor contenido de limo y arcilla. Mientras que en Opogodó, se presentaron suelos más arenosos con concentraciones más altas de MO y N total (MO=11,94%; N=0,61%). Con base en la menor acidez, las altas cantidades de MO y N total, y en los valores intermedios de K, se considera que los suelos de Opogodó fueron más fértiles.

## Métodos

### Diseño conceptual

La PPN se determinó con los modelos conceptuales (Clark *et al.* 2001a):

$$PPN = PPN_{Aérea} + PPN_{Subterránea} \tag{1}$$

$$PPN_{Aérea} = \Delta BA_{sobrevivientes} + \Delta BA_{reclutados} + PPN_{hojarasca} \tag{2}$$

$$PPN_{Madera\ aérea} = \Delta BA_{sobrevivientes} + \Delta BA_{reclutados} \tag{3}$$

$$PPN_{Subterránea} = \Delta BS_{sobrevivientes} + \Delta BS_{reclutados} + PPN_{raíces\ finas} \tag{4}$$



donde:

$PPN_{\text{Aérea}} = \text{PPN aérea}$

$PPN_{\text{Subterránea}} = \text{PPN subterránea}$

$\Delta BA_{\text{sobrevivientes}} = \text{incremento determinado en biomasa aérea (BA) de árboles}$

BA final (segunda medición) menos la BA inicial (primera medición) de cada individuo sobreviviente

$\Delta BA_{\text{reclutados}} = \text{incremento en BA de árboles reclutados (individuos nuevos que alcanzaron } \geq 10 \text{ cm de DAP) calculada como la BA de los árboles nuevos registrados en la segunda medición menos la BA de un individuo a 10 cm de DAP}$

$PPN_{\text{hojarasca}} = \text{producción de hojarasca.}$

BS= biomasa de raíces gruesas y se estimó como el 21% de la BA (Aragão *et al.* 2009), debido a que es una variable de difícil medición directa, y por ello su incremento se determinó de forma similar a la estimación del incremento en BA de la ecuación 2

$PPN_{\text{raíces finas}} = \text{producción de raíces finas (Clark } et al. 2001, \text{ Sierra } et al. 2007).$

***Establecimiento y censos de parcelas.*** Las cinco parcelas permanentes se establecieron en el año 2013 y cada una consiste de un cuadrado de 100 x 100 m dividido en 25 subparcelas de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>), consideradas como las unidades básicas de muestreo; a su vez las subparcelas se subdividieron en cuadrados de 10 x 10 m, en los cuales se tomaron las muestras de suelos y se midió la PPN.

En estas parcelas se inventariaron los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP)  $\geq 10$  cm. En cada uno de los censos se registrarán los individuos vivos, muertos y reclutados (que alcanzaron el DAP  $\geq 10$  cm). En el mes de agosto de los años 2013 y 2014 se realizaron los censos de los árboles.

***Medición de diámetros y las alturas de los árboles.*** Se midió la circunferencia a la altura del pecho en cm (1,30 m sobre el nivel del suelo) con cinta métrica a todos los árboles con DAP  $\geq 10$  cm en cada cuadrícula; luego los valores de circunferencia se transformaron a DAP. El perímetro del tronco del árbol donde se midió el DAP se marcó con aerosol amarillo con el objeto de garantizar que posteriores mediciones se realizaran en la misma franja de la primera medición. Tales mediciones se realizaron en áreas libres de nudos o ramas. Además, se registró la ubicación



de cada individuo en la cuadrícula. Todos los árboles medidos fueron marcados con placas de aluminio. Luego se identificaron los hábitos de crecimiento en las categorías de árbol, bejuco o liana y palma, se registraron las características vegetativas y observaciones particulares de cada individuo. Para las mediciones de la altura se empleó un clinómetro *Suunto* a distancias fijas de 15 y 20 m de observación. En total se midió la altura al 40% de los árboles; para el restante 60% se estimó la altura de los árboles con base en el grupo ecológico de la especie con las ecuaciones 5 y 6 (Quinto y Moreno 2011).

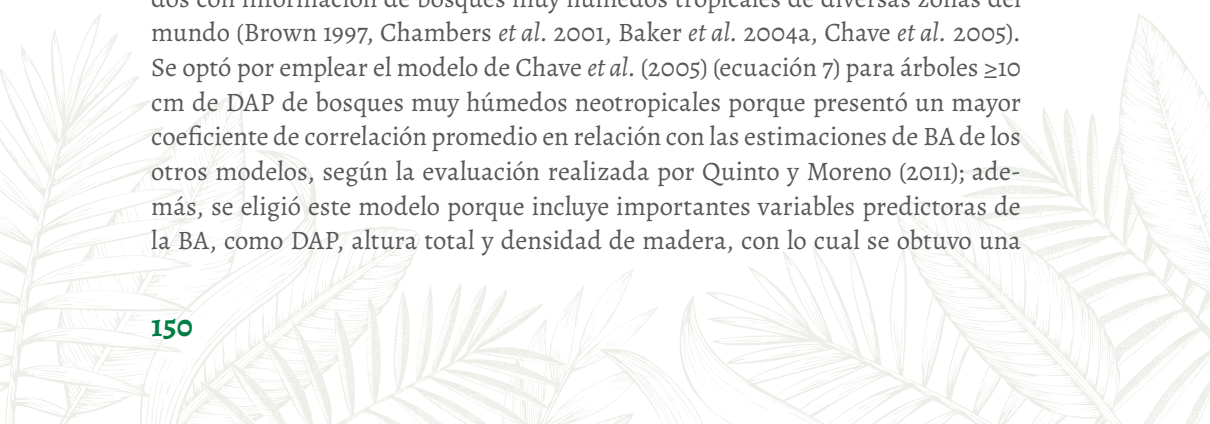
$$\text{Altura total}_{\text{climáxicas}} \text{ (m)} = 6,28 + 0,607 * \text{DAP} \quad (5)$$

$$\text{Altura total}_{\text{pioneras}} \text{ (m)} = 7,42 + 0,41 * \text{DAP} \quad (6)$$

**Identificación botánica.** Se identificaron los árboles hasta el máximo nivel taxonómico posible (NN, especie, género, familia botánica) en el herbario de la Universidad Tecnológica del Chocó DLC “Herbario Chocó”. Esta identificación se realizó utilizando la clave especializada de Gentry (1993).

**Estimación de la densidad de la madera.** Para estimar esta variable se tomaron los valores publicados en dos bases de datos internacionales de densidad de madera, generadas en bosques de la Amazonia (Baker *et al.* 2004a), y en bosques tropicales de diversas regiones del mundo (Brown 1997); en los casos en los que alguna especie o género encontrado en las parcelas no se estuviese reportado en estas bases de datos, se empleó el promedio del género o de la familia de la especie; para los individuos indeterminados taxonómicamente se empleó el promedio de densidad de la parcela.

**Estimación de la biomasa aérea (BA) y subterránea (BS) arbórea.** Como se carece de un modelo de BA local, se evaluaron siete modelos para estimar BA generados con información de bosques muy húmedos tropicales de diversas zonas del mundo (Brown 1997, Chambers *et al.* 2001, Baker *et al.* 2004a, Chave *et al.* 2005). Se optó por emplear el modelo de Chave *et al.* (2005) (ecuación 7) para árboles  $\geq 10$  cm de DAP de bosques muy húmedos neotropicales porque presentó un mayor coeficiente de correlación promedio en relación con las estimaciones de BA de los otros modelos, según la evaluación realizada por Quinto y Moreno (2011); además, se eligió este modelo porque incluye importantes variables predictoras de la BA, como DAP, altura total y densidad de madera, con lo cual se obtuvo una



estimación que representa de mejor manera la variabilidad de la BA (Quinto y Moreno 2011).

$$BA \text{ (kg)} = \exp(-2,557 + 0,94 * \text{Ln}(\pi * \text{DAP}^{2*} H)). \quad (7)$$

$$BS \text{ (kg)} = 0,21 * BA \quad (8)$$

donde:

BA= biomasa aérea

BS= biomasa subterránea de los árboles en kg

DAP= diámetro

Ln= logaritmo neperiano

H= altura total

$\pi$ = densidad de la madera

Con la información de BA de cada muestreo se calculó el incremento en BA, referido en la ecuación 2.

**Medición de la producción de hojarasca ( $PPN_{hojarasca}$ ).** En total se monitorearon 125 colectores para el muestreo de hojarasca; cada uno de ellos se instaló a 1 m sobre el suelo en el centro de una subparcela (20 m x 20 m). Los colectores de 0,5 m<sup>2</sup> de área (1 x 0,5 m) se fabricaron con tubos de PVC y anjeo. La hojarasca acumulada en los colectores se recogió cada mes durante un año. En cada muestreo el material se recogió en bolsas plásticas para evitar pérdidas de material vegetal y se separó en hojas, ramas  $\leq 2$  cm de diámetro, material reproductivo y misceláneo, con el fin de estimar la contribución relativa de cada fracción. De manera similar a como se estimó la  $PPN_{hojarasca}$ , se estimó la  $PPN_{hojas}$  con la fracción hojas de la hojarasca.

**Medición de la producción de raíces finas ( $PPN_{raíces finas}$ ).** Para la medición de la  $PPN_{raíces finas}$  se empleó el método de cilindros de crecimiento (*ingrowth cores*) (Cuevas y Medina 1988, Hendricks *et al.* 2006) con la modificación sugerida por Moreno (2004). La modificación consiste en la introducción de guías metálicas en el orificio donde se depositará el suelo libre de raíces, con el objeto de facilitar la extrac-



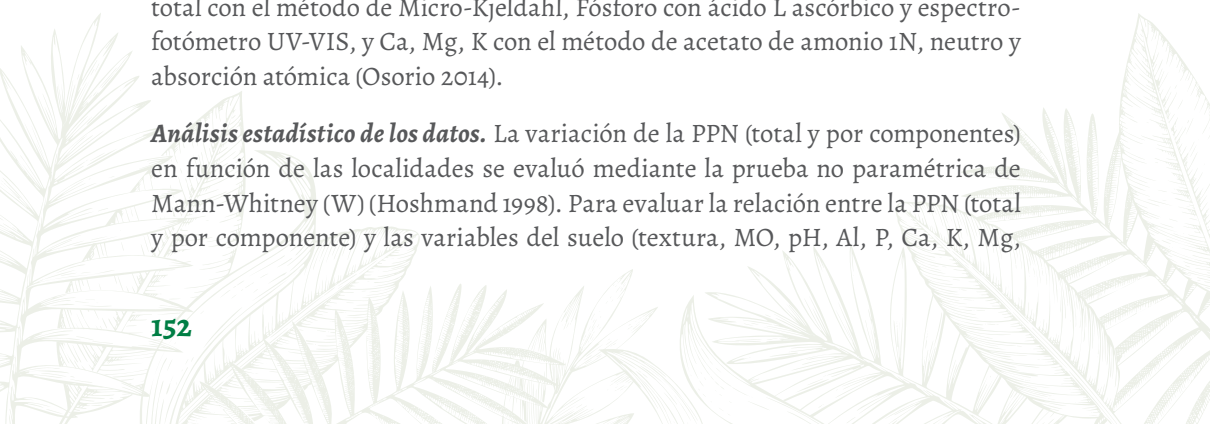
ción posterior del cilindro con la muestra de suelo y raíces y mejorar el control del volumen de suelo muestreado.

En cada una de las parcelas, los cilindros de crecimiento se ubicaron en el centro de cada cuadrícula de 10 x 10 m y mediante barrenos Eijkelkamp® de suelos (de 8 cm de diámetro y 15 cm de profundidad) se extrajeron muestras de suelo a 0-10 cm y a 10-20 cm de profundidad. Las raíces finas (RF) (con diámetros  $\leq 5$  mm) que crecieron en estas muestras fueron separadas manualmente en el campo con tamices de las raíces finas 0,5 y 1,0 mm de amplitud. Luego de extraer las RF, el suelo restante fue introducido nuevamente en los orificios, mientras que las raíces fueron trasladadas al laboratorio de Botánica y Ecología de la Universidad Tecnológica del Chocó. Este procedimiento se realizó cada tres meses durante un año.

En el laboratorio, las muestras de RF se lavaron con agua a presión para retirar el suelo adherido y otras impurezas. Las muestras fueron posteriormente secadas a 70° C durante 48 horas en un horno Acequilab Ltda® y se pesaron secas con una balanza analítica de precisión (0,0001 g). Con los pesos secos se estimó la biomasa de RF (BRF) en  $t\ ha^{-1}$  para cada período de muestreo; la  $PPN_{raíces\ finas}$  se determinó como la BRF acumulada durante un año de muestreo y se expresó en  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ .

**Análisis de suelos.** Para evaluar el contenido de nutrientes del suelo en cada subparcela se tomó una muestra compuesta a 0-20 cm de profundidad; cada muestra estuvo conformada por cinco submuestras que se tomaron en las cuatro esquinas y en el centro de la subparcela. En cada parcela se tomaron 25 muestras de suelos, para un total de 125 muestras en todo el estudio; los análisis se realizaron en el laboratorio de Biogeoquímica de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, mediante las siguientes técnicas: textura con el método de Bouyoucos, pH por el método potenciométrico de la muestra de suelo diluida en agua (1:2), materia orgánica (MO) con el método de Walkley y Black y volumetría, Nitrógeno total con el método de Micro-Kjeldahl, Fósforo con ácido L ascórbico y espectrofotómetro UV-VIS, y Ca, Mg, K con el método de acetato de amonio 1N, neutro y absorción atómica (Osorio 2014).

**Análisis estadístico de los datos.** La variación de la PPN (total y por componentes) en función de las localidades se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (W) (Hoshmand 1998). Para evaluar la relación entre la PPN (total y por componente) y las variables del suelo (textura, MO, pH, Al, P, Ca, K, Mg,

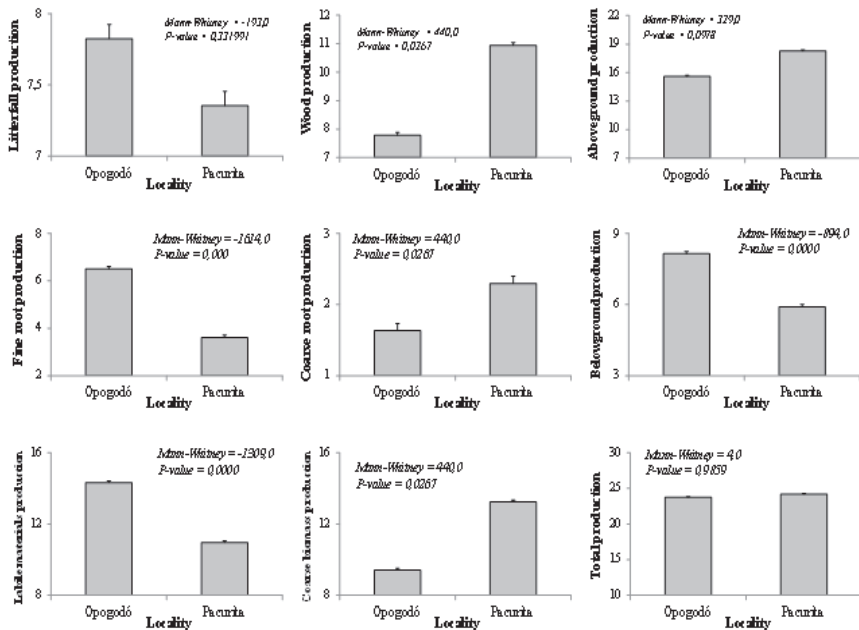




CICE) se empleó el Coeficiente de Correlación por Rangos de Spearman ( $R_s$ ), porque no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de Bartlett, Hartley y Kurtosis (Hoshmand 1998). Luego, se empleó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar las relaciones lineales entre las variables edáficas y la PPN aérea y subterránea. Los análisis se realizaron con los programas Statgraphics Centurion XV (Statistical Graphics Corp. 2002) y The R Project for Statistical Computing ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/)).

## Resultados

**Productividad primaria neta.** Los bosques de Opogodó presentaron una PPN total (media $\pm$ E.) de  $23,7\pm 2,7$  t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>; mientras que, en Pacurita fue  $24,19\pm 2,5$  t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. Entre ambas localidades no hubo diferencias significativas ( $W=4,0$ ;  $p=0,9859$ ) (Figura 1).



**Figura 1.** Productividad primaria neta de los bosques pluviales tropicales de las localidades de Opogodó y Pacurita, departamento del Chocó, Colombia. En la figura las barras grises son los promedios y las líneas horizontales los errores estándar.

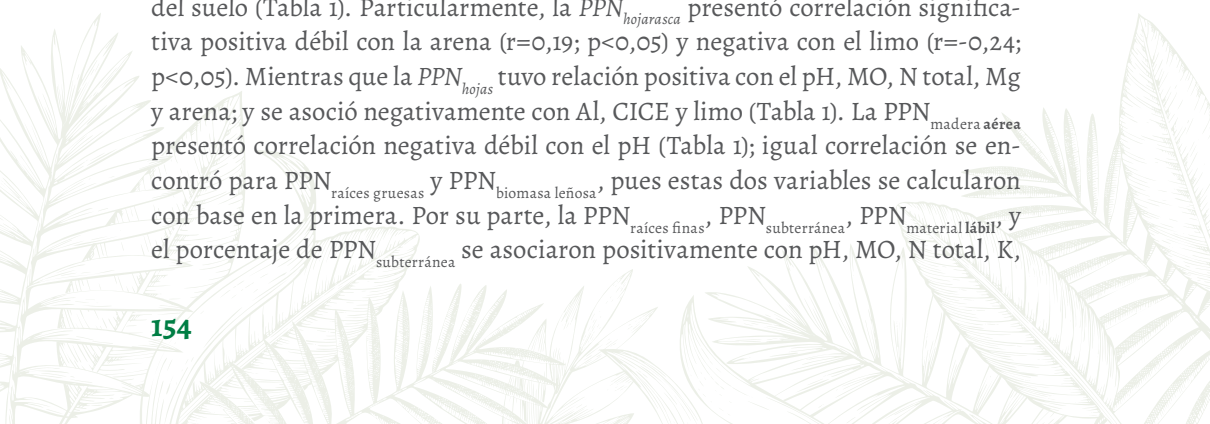


La  $PPN_{\text{madera aérea}}$  en Opogodó fue de  $7,78 \pm 2,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; mientras que, en Pacurita fue mayor con  $10,93 \pm 2,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , con diferencias significativas entre localidades ( $W=440,0$ ;  $p=0,026$ ) (Figura 1). Por otra parte, la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  fue de  $7,82 \pm 0,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en Opogodó; similar a la registrada en los bosques de Pacurita ( $W=-193,0$ ;  $p=0,331$ ) con  $7,35 \pm 0,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Figura 1). La distribución de los componentes de la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  también fue similar en ambas localidades:  $\approx 63\%$  de hojas,  $19\%$  de tallos,  $4\%$  de material reproductivo y  $13\%$  miscelánea.

La  $PPN_{\text{raíces gruesas}}$  fue mayor ( $W=440,0$ ;  $p=0,0267$ ) en Pacurita que en Opogodó ( $2,29 \pm 0,46$  y  $1,63 \pm 0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente). De manera inversa, la  $PPN_{\text{raíces finas}}$  fue significativamente mayor ( $W=-1614,0$ ;  $p=0,00001$ ) en Opogodó que en Pacurita ( $6,5 \pm 0,3$  y  $3,6 \pm 0,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) (Figura 1). Por su parte, la  $PPN_{\text{aérea}}$  ( $PPN_{\text{hojarasca}} + PPN_{\text{madera aérea}}$ ) en Opogodó fue de  $15,6 \pm 2,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , equivalentes al  $65,7\%$  de la  $PPN$  total en esos bosques; en Pacurita la  $PPN_{\text{aérea}}$  fue de  $18,29 \pm 2,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , equivalente al  $75,5\%$  de la  $PPN$  total. Sin embargo, las diferencias de  $PPN_{\text{aérea}}$  entre zonas no fueron significativas ( $W=329,0$ ;  $p=0,0978$ ). Por otra parte, la  $PPN_{\text{subterránea}}$  ( $PPN_{\text{raíces finas}} + PPN_{\text{raíces gruesas}}$ ) fue mayor ( $W=-894,0$ ;  $p=0,00001$ ) en Opogodó que en Pacurita ( $8,1 \pm 0,5$  y  $5,9 \pm 0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , respectivamente) (Figura 1).

La  $PPN_{\text{biomasa leñosa}}$  ( $PPN_{\text{madera aérea}} + PPN_{\text{raíces gruesas}}$ ) fue mayor ( $W=440,0$ ;  $p=0,0267$ ) en el bosque de Pacurita con  $13,2 \pm 2,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , la cual representó el  $54,69\%$  de la  $PPN$  total de dicho bosque; en Opogodó fue de  $9,4 \pm 2,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y representó el  $39,66\%$  de la  $PPN$  total. Finalmente, la  $PPN_{\text{material lábil}}$  ( $PPN_{\text{hojarasca}} + PPN_{\text{raíces finas}}$ ) fue mayor ( $W=-1309,0$ ;  $p=0,00001$ ) en Opogodó con  $14,3 \pm 0,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y representó el  $60,31\%$  de la  $PPN$  total de esta localidad; en Pacurita fue de  $10,9 \pm 0,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y representó el  $45,3\%$  de la  $PPN$  total (Figura 1).

**Relación entre la PPN y las variables del suelo.** La  $PPN$  total no presentó correlación significativa con las variables edáficas, a diferencia de los componentes de la  $PPN$ , los cuales se correlacionaron significativamente con algunas variables del suelo (Tabla 1). Particularmente, la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  presentó correlación significativa positiva débil con la arena ( $r=0,19$ ;  $p<0,05$ ) y negativa con el limo ( $r=-0,24$ ;  $p<0,05$ ). Mientras que la  $PPN_{\text{hojas}}$  tuvo relación positiva con el pH, MO, N total, Mg y arena; y se asoció negativamente con Al, CICE y limo (Tabla 1). La  $PPN_{\text{madera aérea}}$  presentó correlación negativa débil con el pH (Tabla 1); igual correlación se encontró para  $PPN_{\text{raíces gruesas}}$  y  $PPN_{\text{biomasa leñosa}}$ , pues estas dos variables se calcularon con base en la primera. Por su parte, la  $PPN_{\text{raíces finas}}$ ,  $PPN_{\text{subterránea}}$ ,  $PPN_{\text{material lábil}}$  y el porcentaje de  $PPN_{\text{subterránea}}$  se asociaron positivamente con pH, MO, N total, K,



Mg y arena; mientras que presentaron correlación negativa con Al, CICE, limo y arcilla (Tabla 1).

Tabla 1. Correlaciones de rango de Spearman de los componentes de la producción primaria neta y los nutrientes del suelo en dos selvas tropicales del Chocó, Colombia

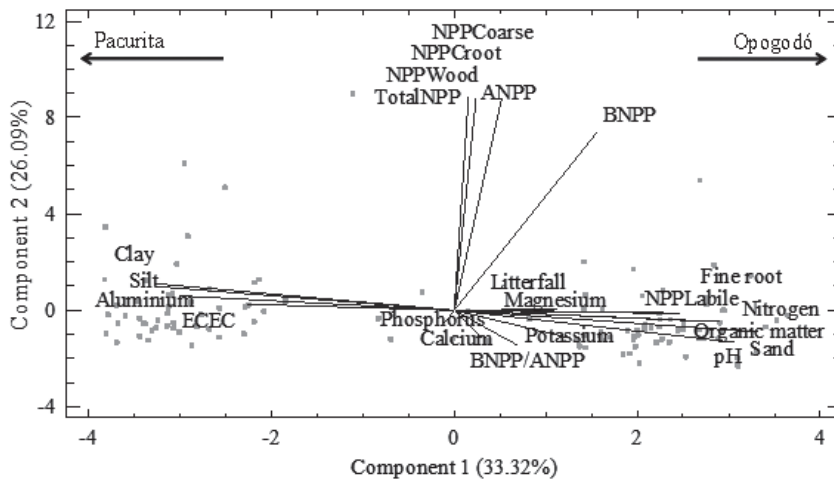
Componentes de PPN	pH	Al	MO	N	P	K	Ca	Mg	CICE	Arena	Limo	Arcilla
PPN <sub>hojarasca</sub>	0.16ns	-0.12ns	0.09ns	0.11ns	-0.10ns	0.03ns	0.13ns	0.05ns	-0.02ns	<b>0.19*</b>	<b>-0.24*</b>	-0.03ns
PPN <sub>hojas</sub>	<b>0.22*</b>	<b>-0.31**</b>	<b>0.24*</b>	<b>0.26**</b>	-0.03ns	0.07ns	-0.03ns	<b>0.19*</b>	<b>-0.23*</b>	<b>0.27**</b>	<b>-0.31**</b>	-0.16ns
PPN <sub>madera aérea</sub>	<b>-0.24**</b>	0.15ns	-0.09ns	-0.10ns	0.05ns	0.01ns	0.01ns	-0.07ns	0.16ns	-0.13ns	0.12ns	0.16ns
PPN <sub>aérea</sub>	<b>-0.18*</b>	0.10ns	-0.05ns	-0.04ns	0.01ns	0.04ns	0.06ns	-0.06ns	0.14ns	-0.09ns	0.07ns	0.15ns
PPN <sub>raíces finas</sub>	<b>0.62***</b>	<b>-0.68***</b>	<b>0.59***</b>	<b>0.61***</b>	-0.11ns	<b>0.35***</b>	0.02ns	<b>0.39***</b>	<b>-0.48***</b>	<b>0.62***</b>	<b>-0.57***</b>	<b>-0.66***</b>
PPN <sub>subterránea</sub>	<b>0.28**</b>	<b>-0.38***</b>	<b>0.36***</b>	<b>0.37***</b>	-0.07ns	<b>0.25**</b>	-0.01ns	<b>0.19*</b>	<b>-0.24**</b>	<b>0.33***</b>	<b>-0.30**</b>	<b>-0.36***</b>
PPN <sub>libéll</sub>	<b>0.55***</b>	<b>-0.58***</b>	<b>0.49***</b>	<b>0.52***</b>	-0.11ns	<b>0.29**</b>	0.11ns	<b>0.35***</b>	<b>-0.36***</b>	<b>0.54***</b>	<b>-0.52***</b>	<b>-0.51***</b>
PPN <sub>total</sub>	-0.06ns	-0.03ns	0.05ns	0.06ns	-0.01ns	0.12ns	0.03ns	0.01ns	0.04ns	0.02ns	-0.02ns	0.01ns
%PPN <sub>subterránea</sub>	<b>0.51***</b>	<b>-0.47***</b>	<b>0.39***</b>	<b>0.41***</b>	-0.09ns	<b>0.19*</b>	-0.03ns	<b>0.25**</b>	<b>-0.37***</b>	<b>0.43***</b>	<b>-0.38***</b>	<b>-0.49***</b>

<sup>1</sup>Correlaciones para PPN<sub>raíces gruesas</sub> y NPP<sub>total</sub> <sub>madera</sub> son idénticas a las PPN<sub>madera aérea</sub> en la medida en que las dos primeras se estimaron a partir de la última

\* p<0,05 \*\* p<0,01 \*\*\* p<0,0001 ns p>0,05



El ACP evidenció que las variables evaluadas forman un gradiente de condiciones edáficas en el primer componente, con mayor contenido de Al, arcilla, limo y CICE en los suelos de Pacurita; el contenido de arena, pH, MO y N total, fue mayor en Opogodó (Figura 2). Asimismo, los vectores de  $PPN_{raíces\ finas}$  y  $PPN_{material\ lábil}$  presentaron una tendencia análoga a los suelos de Opogodó, lo cual evidencia una posible asociación entre estas variables. Sin embargo, las demás variables de la PPN se alinearon principalmente a lo largo del segundo componente principal, por lo cual mostraron poca asociación con las variables edáficas evaluadas. Los dos primeros componentes explican el 59,4% de la variabilidad total; aunque los primeros seis componentes tuvieron *eigenvalues* mayores de 1, cada uno de los últimos 4 componentes explican menos del 10% de la varianza.



**Figura 2.** Análisis de componentes principales de variables edáficas y componentes de la productividad primaria neta en dos bosques pluviales tropicales del Chocó, Colombia.

## Discusión

*¿Este estudio aporta evidencia para afirmar que la alta precipitación disminuye la PPN en bosques tropicales?*

La PPN total registrada en los bosques pluviales del Chocó (23,74 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> en Opogodó, y 24,19 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> en Pacurita), se encuentra dentro del rango entre 8,4

y 33,0 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> reportado por Malhi *et al.* (2011) para bosques tropicales de menor precipitación; asimismo, estos valores se encuentran dentro del intervalo de confianza de entre 19,84 y 25,9 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> de PPN total de bosques tropicales con precipitación anual de entre 707 y 3565 mm (Malhi *et al.* 2011). Lo cual sugiere que la PPN de los bosques del Chocó es similar a la reportada en otros bosques tropicales menos lluviosos ( $R^2=0,001\%$ ;  $p=0,99$ ). Estos resultados contradicen la hipótesis de Schuur (2003), quien plantea una reducción de la PPN en bosques tropicales cuando las lluvias superan los 5.000 mm anuales.

El hecho de que en los bosques del Chocó no hubo una reducción en la PPN total, probablemente se debe a las siguientes razones: Primero, a pesar de que con las intensas lluvias se reduce la disponibilidad de O<sub>2</sub> del suelo (Silver *et al.* 1999, Schuur 2003), algunas zonas del Chocó presentan suelos con buen drenaje, por lo que se reducen las condiciones de estrés por anoxia y la limitación de O<sub>2</sub> para la descomposición de MO. Particularmente en Pacurita, la topografía es ligeramente inclinada y quebrada (Tabla 1), lo cual facilita el drenaje y la escorrentía; por lo tanto, se puede aseverar que la topografía está contribuyendo a reducir la limitación de O<sub>2</sub> edáfico y al aumento de la PPN total.

Segundo, dado que la alta precipitación produce pérdidas excesivas de nutrientes del suelo por lixiviación y escorrentía (Austin y Vitousek 1998, Posada y Schuur 2011), es probable que los bosques pluviales del Chocó hayan desarrollado una mayor productividad, crecimiento y longevidad (tiempo de vida) de RF como estrategia local generada para reducir el déficit nutricional edáfico (Kochsiek *et al.* 2013), sobre todo en los suelos arenosos de Opogodó, donde se registraron las mayores tasas de PPN<sub>raíces finas</sub> de estos ecosistemas, que explican parcialmente la alta PPN total de dicha zona.

Tercero, los niveles de precipitación en los bosques pluviales del Chocó, varían significativamente a lo largo del día. A tal punto que, se presentan lluvias con mayor frecuencia e intensidad en las horas de la noche (Murillo *et al.* 2005). Esto implica que, en las horas de mayor radiación solar, entre las 10:00 am y las 3:00 pm, la fotosíntesis no sea inhibida por la pluviosidad, y por ende la PPN puede registrar valores altos.

### ¿Qué tanto las condiciones edáficas explican la PPN en bosques tropicales con alta pluviosidad?

En el presente estudio, la PPN total no mostró una asociación significativa con



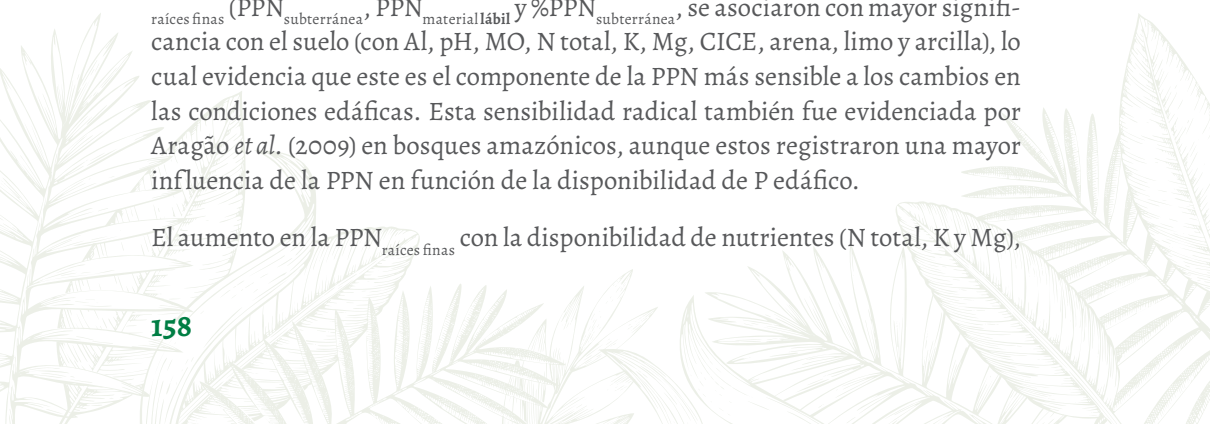
las distintas variables edáficas evaluadas; por lo tanto, a este nivel no se corroboró la hipótesis que plantea que la disponibilidad de P del suelo limita la PPN total de bosques lluviosos tropicales de tierras bajas (Vitousek 1984, Vitousek y Sanford 1986, Aragão *et al.* 2009, Cleveland *et al.* 2011). Una posible razón que explica porque no se pudo corroborar esta hipótesis en los bosques del Chocó se debe a que no hubo un verdadero gradiente de disponibilidad de P edáfico, pues en ambas zonas sus concentraciones fueron similares y muy bajas (rango 0,49–3,5 ppm), lo cual impidió evidenciar una respuesta significativa de la PPN total del ecosistema. Asimismo, se corrobora la necesidad de adicionar nutrientes al suelo para evaluar experimentalmente la limitación nutricional de la PPN, similar a lo realizado por Mirmanto *et al.* (1999), Wright *et al.* (2011) y Álvarez-Clare *et al.* (2013) en bosques tropicales de baja altitud.

Otra razón que probablemente explica la poca relación observada entre la PPN total y el suelo es la alta diversidad de especies arbóreas de estos ecosistemas, porque se han registrado entre 100–300 especies por hectárea en bosques de la región (Faber Langendoen y Gentry 1991, Quinto y Moreno 2014), lo cual posiblemente genera respuestas heterogéneas del crecimiento arbóreo ante las variaciones en la disponibilidad de nutrientes del suelo *heterogeneous nutrient limitation*, las cuales están determinadas por la especie, edad y grupo funcional potencial (Álvarez-Clare *et al.* 2013). La heterogeneidad explicaría parcialmente la poca relación entre PPN total y suelos.

A pesar de que la PPN total no mostró una relación significativa con el suelo, los componentes aéreos y subterráneos de la PPN sí mostraron algún tipo de asociación con las variables edáficas, lo cual evidencia que la relación entre la PPN y el suelo depende de la variable edáfica y del componente de la PPN evaluado, similar a lo reportado por Aragão *et al.* (2009) quienes también observaron que la relación entre la PPN y las condiciones edáficas varía según el componente evaluado.

En los bosques de Opogodó y Pacurita, los componentes relacionados con la PPN-raíces finas ( $PPN_{\text{subterránea}}$ ,  $PPN_{\text{material lábil}}$  y  $\%PPN_{\text{subterránea}}$ ) se asociaron con mayor significancia con el suelo (con Al, pH, MO, N total, K, Mg, CICE, arena, limo y arcilla), lo cual evidencia que este es el componente de la PPN más sensible a los cambios en las condiciones edáficas. Esta sensibilidad radical también fue evidenciada por Aragão *et al.* (2009) en bosques amazónicos, aunque estos registraron una mayor influencia de la PPN en función de la disponibilidad de P edáfico.

El aumento en la  $PPN_{\text{raíces finas}}$  con la disponibilidad de nutrientes (N total, K y Mg),



ha sido reportado previamente por Metcalfe *et al.* (2008), quienes mostraron que la PPN de este componente incrementó con el contenido edáfico de nutrientes como N, P, Ca y Mg en bosques de la Amazonia. Igualmente, Kochsiek *et al.* (2013) reportaron un mayor crecimiento de RF en suelos con mayor tasa de suministro de iones  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{K}^+$  en bosques de Malaysia. Estas tendencias en la relación  $\text{PPN}_{\text{raíces finas}}$  vs. nutrientes en suelos oligotróficos tropicales, probablemente se deben al hecho de que bajo condiciones de poca fertilidad edáfica las RF tienden a expandirse rápidamente en pequeñas áreas o parches del suelo ricos en nutrientes (Robinson *et al.* 1999, Kochsiek *et al.* 2013), como estrategia adaptativa generada para reducir el déficit nutricional.

Asimismo, el aumento en la  $\text{PPN}_{\text{hojas}}$  y en la  $\text{PPN}_{\text{raíces finas}}$  con la disponibilidad de diversos nutrientes (N total, K y Mg) evidencia que la PPN del bosque está limitada por múltiples nutrientes, no solo por el P edáfico, similar a lo reportado por Mirmanto *et al.* (1999), Paoli y Curran (2007), Kaspari *et al.* (2008), Vitousek *et al.* (2010), Wright *et al.* (2011) y Álvarez-Clare *et al.* (2013). Particularmente, la limitación en PPN generada por N total en los bosques estudiados en el Chocó, posiblemente evidencia una poca o nula tasa de fijación de N atmosférico en el ecosistema, ocasionada por la baja disponibilidad edáfica de P y otros nutrientes minerales (Vitousek *et al.* 2010). Bajo estas condiciones limitantes de N, K, Mg y P edáfico, la  $\text{PPN}_{\text{hojas}}$  y la  $\text{PPN}_{\text{raíces finas}}$  tienden a incrementar con el contenido de arena, MO y pequeños suministros edáficos de nutrientes.

### *¿Qué tanto está influida la proporción de $\text{PPN}_{\text{subterránea}}$ por las condiciones edáficas en bosques tropicales con alta pluviosidad?*

En los bosques del Chocó se evidenció que con el aumento en la fertilidad del suelo (pH, MO, N total, K, Mg y arena) se incrementa el porcentaje de  $\text{PPN}_{\text{subterránea}}$ , lo cual indica que con el aumento en fertilidad del suelo se presenta una redistribución de la PPN a los componentes radicales del bosque (Figura 2), posiblemente como estrategia adaptativa para capturar más nutrientes en condiciones oligotróficas. Estos resultados tienen mayor afinidad con la hipótesis de asignación constante que plantea que con una mayor fertilidad edáfica aumenta la PPN total, pero la proporción de la  $\text{PPN}_{\text{aérea}}$  y  $\text{PPN}_{\text{subterráneas}}$  permanece relativamente constante (Hendricks *et al.* 2006), pues, aunque el nivel de explicación de los nutrientes sobre el porcentaje de  $\text{PPN}_{\text{subterránea}}$  fue bajo, este fue significativo, y no se redujo la  $\text{PPN}_{\text{subterránea}}$  con la disponibilidad de N total y MO, como plantea la hipótesis de asignación diferencial (Hendricks *et al.* 2006).



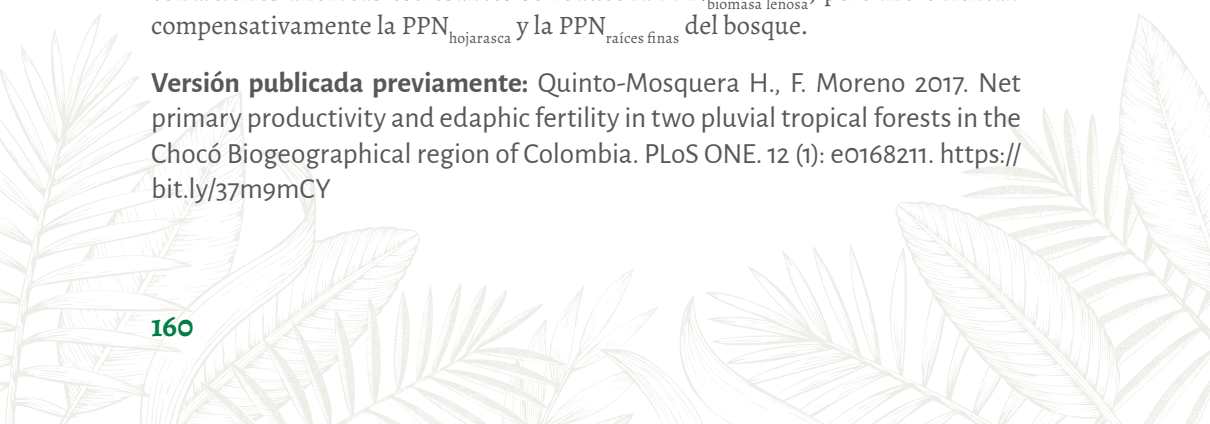
## ¿Por qué hubo diferencias en la $PPN_{\text{biomasa leñosa}}$ y no en $PPN_{\text{hojarasca}}$ entre las localidades de Opogodó y Pacurita?

En Opogodó se observaron algunos charcos y quebradas cerca de las parcelas, además, la topografía es más plana (Tabla 1), por lo cual, al presentarse lluvias intensas se generan encharcamientos, pantanos y condiciones de anoxia. Esta reducción en el  $O_2$  del suelo ocasionada por las lluvias y la topografía, ha sido observada por Silver *et al.* (1999) quienes también evidenciaron una reducción edáfica del  $O_2$  con el aumento en precipitación y cambios en topografía, incluso días después de ocurridas las lluvias. Esta situación estaría afectando la PPN de los bosques de Opogodó.

Las condiciones temporales de estrés por anoxia posiblemente explican por qué hubo diferencias en la  $PPN_{\text{biomasa leñosa}}$  entre las localidades de Opogodó y Pacurita. Al respecto, Kozłowski (1984) considera que al presentarse inundaciones y encharcamientos en el suelo rápidamente la disponibilidad de  $O_2$  se reduce y se altera el metabolismo de las plantas, lo cual inhibe su crecimiento. Esta reducción en el crecimiento se presenta por el cierre de estomas, que reduce la fotosíntesis, la translocación de carbohidratos y la absorción de nutrientes del suelo (Kozłowski 1984, 1997), lo cual genera una menor PPN.

Por otra parte, Kozłowski (1997) afirma que las inundaciones y encharcamientos afectan negativamente el crecimiento del tallo de los árboles porque se inhibe la formación y expansión de hojas, reduce la elongación de entrenudos, induce clorosis, causando senescencia y abscisión foliar prematuras (Kozłowski y Pallardy 1997). Específicamente, la abscisión foliar prematura posiblemente explica por qué la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  de Opogodó fue similar a la de Pacurita. Asimismo, Chave *et al.* (2010) reportaron que en bosques tropicales parcialmente inundables la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  es mayor que la registrada en bosques de tierra firme, lo cual corrobora la similitud entre Opogodó y Pacurita. En síntesis, se puede aseverar que en condiciones anóxicas estresantes se reduce la  $PPN_{\text{biomasa leñosa}}$ , pero incrementan compensativamente la  $PPN_{\text{hojarasca}}$  y la  $PPN_{\text{raíces finas}}$  del bosque.

**Versión publicada previamente:** Quinto-Mosquera H., F. Moreno 2017. Net primary productivity and edaphic fertility in two pluvial tropical forests in the Chocó Biogeographical region of Colombia. PLoS ONE. 12 (1): e0168211. <https://bit.ly/37m9mCY>





## Bibliografía

- Alvarez-Clare, S., M. C. Mack, M. Brooks. 2013. A direct test of nitrogen and phosphorus limitation to net primary productivity in a lowland tropical wet forest. *Ecology*. 94 (7): 1540-51. <https://bit.ly/3KSVq1Y>
- Alvarez-Clare S., M. C. Mack. 2011. Influence of precipitation on soil and foliar nutrients across nine Costa Rican forests. *Biotropica*. 43 (4): 433-41. <https://bit.ly/3jIj450>
- Aragão, L. E. O. C., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, D. Navarrete, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6: 2759-78. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Austin A. T., P. M. Vitousek 1998. Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawaii. *Oecologia*. 113: 519-29. <https://bit.ly/3ELXqNF>
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*. 10 (5): 545-62. <https://bit.ly/3NG5flo>
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Forestry Paper, N° 134. Roma. Italy. <https://bit.ly/3M8ATXo>
- Buol, S. W., F. D. Hole, R. J. McCracken. 1981. Génesis y clasificación de suelos. Editorial Trillas. S. A. México D. F. México. 413 pp. <https://bit.ly/3j15rTF>
- Chambers, J. Q., J. dos Santos, R. J. Ribeiro, N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 152 (1-3): 73-84. <https://bit.ly/3DMtGJH>
- Chapin III, F. S., P. M. Vitousek, K. Van Cleve. 1986. The nature of nutrient limitation in plant communities. *The American Naturalist*. 127 (1): 48-58. <https://bit.ly/3OgYzdW>
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87-99. <https://bit.ly/3xow9Pi>
- Chave, J., D. Navarrete, S. Almeida, E. Álvarez, L. E. O. C. Aragão, D. Bonal, *et al.* 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America.



- Biogeosciences. 7 (1): 43-55. <https://bit.ly/3OsDKwn>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. Q. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forest: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTJYLl>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, E. Holland, *et al.* 2001b. Net primary production in forest: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11 (2): 371-84. <https://bit.ly/3uFRudX>
- Cleveland, C. C., A. R. Townsend, P. Taylor, S. Alvarez-Clare, M. Bustamante, G. Chuyong, S. Z. *et al.* 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letter*. 14 (9): 939-47. <https://bit.ly/3vn6bTF>
- Cuevas, E., E. Medina. 1988. Nutrient dynamics within Amazonian forests. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*. 76 (2): 222-35. <https://bit.ly/3JVlybe>
- Faber-Langendoen, D., A. H. Gentry. 1991. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó Region, Western Colombia. *Biotropica*. 23 (1): 2-11. <https://bit.ly/3OijBEN>
- Field C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson, P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281 (5374): 237-40. <https://bit.ly/3LPzfVw>
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz Gaistardo, A. Encina Rojas, *et al.* (eds.). 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea. L-2995 Luxembourg. 176 pp. <https://bit.ly/38XAnNx>
- Gentry, A. H. 1993. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America: (Colombia, Ecuador, Perú). *Conservation International*. 895 pp. <https://amzn.to/3nqmhse>
- Hendricks, J. J., R. L. Hendrick, C. A. Wilson, R. J. Mitchell, S. D. Pecot, D. Guo. 2006. Assessing the patterns and controls of fine root dynamics: an empirical test and methodological review. *Journal of Ecology*. 94 (1): 40-57. <https://bit.ly/3Ogmbzl>
- Hoshmand, A. R. 1998. *Statistical methods for environmental y agricultural sciences*. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press. New York. USA. 458 pp. <https://amzn.to/35ObnXJ>



- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2002. Mapa de suelos de Colombia. Recuperado de: <https://bit.ly/3KTWhiE>
- Kaspari, M., M. N. Garcia, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wright, J. B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters*. 11 (1): 35-43. <https://bit.ly/3ry64Do>
- Kochsiek, A., S. Tan, S. E. Russo. 2013. Fine root dynamics in relation to nutrients in oligotrophic Bornean rain forest soils. *Plant Ecol*. 214 (6): 869-882. <https://bit.ly/3Jjxe7m>
- Kozłowski, T. T. 1984. Plant responses to flooding of soil. *BioScience*. 34 (3): 162-7. <https://bit.ly/3uNLQaQ>
- Kozłowski, T. T. 1997. Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph*. 1: 1-29. <https://bit.ly/36lXvEx>
- Kozłowski, T. T., S. G. Pallardy. 1997. Growth control in woody plants. Academic Press. San Diego. USA. 631 pp. <https://bit.ly/3M9S1fo>
- Malhi, Y., C. Doughty, D. Galbraith. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Phil Trans R Soc B*. 366 (1582): 3225-45. <https://bit.ly/3Mc5bs2>
- Martínez, J. O. 1993. Geomorfología. En: Leyva, P. (ed.). Colombia Pacífico. Tomo I. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis" (FEN). Bogotá. Colombia.
- Metcalfé, D. B., P. Meir, L. E. O. C. Aragão, A. C. L. Da Costa, A. P. Braga, P. H. L. Gonçalves, *et al.* 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant and Soil*. 311 (1-2): 189-99. <https://bit.ly/3JNfVeX>
- Mirmanto, E., J. Proctor, J. Green, L. Nagy, N. Suriantata. 1999. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 354 (1391): 1825-9. <https://bit.ly/3MehoMP>
- Moreno-Hurtado, F. H. 2004. Soil carbon dynamics in primary and secondary tropical forests in Colombia. Thesis of Doctor of Philosophy in Biology. Florida International University. Miami. USA. 208 pp. <https://bit.ly/3MbrNnT>
- Murillo, W., R. Palomino, S. Córdoba, G. Aragón, E. Banguero. 2005. El régimen diario de la precipitación en el municipio de Quibdó (Colombia). *Revista de Climatología*. 5: 1-7. <https://bit.ly/36lVmZx>



- Osorio, N. W. 2014. Manejo de nutrientes en suelos del Trópico. 2ª ed. Editorial L. Vieco S.A.S. Medellín. Colombia. 416 pp. <https://bit.ly/3K2TG5B>
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, *et al.* 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333 (6045): 988-93. <https://bit.ly/3IVF3j9>
- Paoli, G. D., L. M. Curran, D. R. Zak. 2005. Phosphorus efficiency of Bornean rain forest productivity: evidence against the unimodal efficiency hypothesis. *Ecology*. 86 (6): 1548-61. <https://bit.ly/3xydaLX>
- Paoli, G. D., L. M. Curran. 2007. Soil nutrients limit fine litter production and tree growth in mature lowland forest of southwestern Borneo. *Ecosystems*. 10 (3): 503-18. <https://bit.ly/36kzfT6>
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. Laurance, P. Núñez, M. Vásquez, *et al.* 1998. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from long-term plots. *Science*. 282 (5388): 439-42. <https://bit.ly/3LzDJ7f>
- Posada, J. M., E. A. G. Schuur. 2011. Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*. 165 (3): 783-95. <https://bit.ly/3LMzQw2>
- Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, Rangel O. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel J. O. (eds.). 2004. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3K-2V2wF>
- Quinto-Mosquera, H., F. Moreno-Hurtado. 2014. Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Revista Árvore*. 38 (6): 1123-32. <https://bit.ly/3OhVNVW>
- Quinto-Mosquera, H., F. Moreno-Hurtado. 2011. Dinámica de la biomasa aérea en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Rev Fac Nal Agr Medellín*. 64 (1): 5917-36. <https://bit.ly/3LrMb8L>
- The R Project for Statistical Computing. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing. <https://bit.ly/3rTDF1r>
- Robinson, D., A. Hodge, B. S. Griffiths, A. H. Fitter. 1999. Plant root proliferation in nitrogen-rich patches confers competitive advantage. *Proc Biol Sci*. 266 (1418): 431-5. <https://bit.ly/36kAVMo>



- Ruiz-Murcia, J. F. 2010. Cambio climático en temperatura, precipitación y humedad relativa para Colombia usando modelos meteorológicos de alta resolución (Panorama 2011-2100). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Subdirección de Meteorología. Nota Técnica IDEAM-METEO/005-2010. Bogotá. Colombia. 91 pp. <https://bit.ly/3uQkKjB>
- Saugier, B., J. Roy, H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? In: Roy J., B. Saugier, H. A. Mooney (eds). *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press, San Diego, USA. pp. 543-57. <https://bit.ly/37i45MV>
- Schuur, E. A. G. 2003. Primary productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*. 84 (5): 1165-70. <https://bit.ly/3u058JE>
- Sierra, C. A., M. E. Harmon, F. H. Moreno, S. A. Orrego, J. I. Del Valle. 2007. Spatial and temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: testing the hypothesis of a significant carbon sink. *Global Change Biology*. 13: 838-53. <https://bit.ly/3xx7emw>
- Silver, W. L., A. E. Lugo, M. Keller. 1999. Soil oxygen availability and biogeochemistry along rainfall and topographic gradients in upland wet tropical forest soils. *Biogeochemistry*. 44: 301-28. <https://bit.ly/3JOPAOe>
- Statistical Graphics Corp. 2002. *Statgraphics Plus Centurium Version 5.1*. <https://bit.ly/3EkevHQ>
- Vitousek, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*. 65 (1): 285-98. <https://bit.ly/3rTFjd5>
- Vitousek, P. M., R. L. Sanford Jr. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Ann Rev Ecol Syst*. 17: 137-67. <https://bit.ly/3Oi3Toz>
- Vitousek, P. M., S. Porder, B. Z. Houlton, O. A. Chadwick. 2010. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions. *Ecological Applications*. 20 (1): 5-15. <https://bit.ly/3EpXCvd>
- West, R. C. 1957. *Las tierras bajas del Pacífico colombiano*. Instituto Colombiano de Antropología. Bogotá. Colombia. 300 pp.
- Wright, S. J., J. B. Yavitt, N. Wurzbarger, B. L. Turner, E. V. J. Tanner, E. J. Sayer, *et al.* 2011. Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology*. 92 (8): 1616-25. <https://bit.ly/3McBaZq>

Zhao, M., S. W. Running. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*. 329 (5994): 940-3.

## Capítulo 8

# Dinámica de raíces finas y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Haylin Caicedo-Moreno,  
May Thelis Perez-Luis, Flavio Moreno-Hurtado

### Resumen

La dinámica (productividad y recambio) de las raíces finas (RF) es fundamental para el reciclaje de nutrientes y el balance del carbono de ecosistemas boscosos. La disponibilidad de agua y nutrientes del suelo determinan considerablemente la productividad (PRF) y recambio (RRF) de raíces finas. Se ha planteado la hipótesis de que la PRF incrementa con la disponibilidad de recursos edáficos en ecosistemas boscosos tropicales. Para probar esta hipótesis en bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico, se establecieron cinco parcelas permanentes de una hectárea en las localidades de Opogodó y Pacurita, donde se midieron la PRF y RRF a 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad. Además, se midieron los parámetros de fertilidad edáfica (pH, nutrientes y textura), los cuales se relacionaron con la PRF y el RRF. Se encontró que los sitios estudiados presentaron suelos pobres en nutrientes. La PRF y el RRF se correlacionaron positivamente con pH y contenidos de materia orgánica, N total, K, Mg y arena; mientras que las correlaciones fueron negativas con CICE y contenidos de Al, limo y arcilla. Los resultados mostraron el incremento en la dinámica de las RF con la fertilidad edáfica a escala local, lo cual sugiere que, bajo las condiciones oligotróficas de los suelos de bosques pluviales tropicales, las RF tienden a proliferar rápidamente en los pequeños parches de suelo más ricos en nutrientes.

**Palabras clave:** Balance del carbono, Nitrógeno, Opogodó, Pacurita, Parcelas permanentes, Productividad primaria neta, Suelos tropicales.

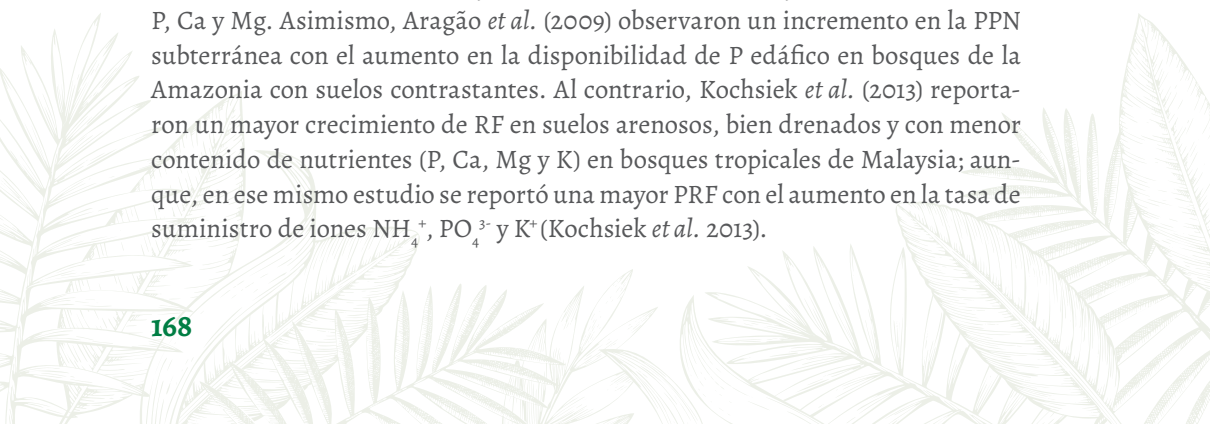


## Introducción

La productividad de raíces finas (PRF) representa entre 30% y 40% de la productividad primaria neta (PPN) total de bosques tropicales (Jackson *et al.* 1997, Saugier *et al.* 2001); además, juega un papel importante en el balance del carbono global y en la mitigación del cambio climático, en la dinámica subterránea del carbono, en la adquisición de agua y minerales del suelo y en el ciclo biogeoquímico de nutrientes (Vitousek y Sanford 1986, Silver *et al.* 2005). Sin embargo, a pesar de su importancia, la comprensión sobre la relación entre PPN y su relación con los factores del ambiente es limitada en bosques tropicales, pues en esta región son escasos los trabajos sobre PRF (Finér *et al.* 2011).

El recambio de raíces finas (RRF) da cuenta del tiempo de crecimiento y renovación de las RF (Gill y Jackson 2000); en consecuencia, su estudio es fundamental en la comprensión de la dinámica del carbono subterráneo de bosques tropicales. Algunos estudios muestran que la PRF y el RRF en los trópicos están influenciadas por variables ambientales y biológicas. En el primer grupo están: la latitud, temperatura, precipitación, humedad, aireación, nivel freático, acidez, textura y contenido de nutrientes del suelo (Gill y Jackson 2000, Silver *et al.* 2005, Metcalfe *et al.* 2008, Aragão *et al.* 2009, Finér *et al.* 2011). En el segundo grupo están: la composición florística, edad del bosque, área basal, biomasa de raíces finas (BRF) y PPN aérea (Finér *et al.* 2011).

Diversos estudios se han realizado con el objetivo de explorar cómo los recursos edáficos controlan la dinámica y productividad de RF en bosques tropicales (Gill y Jackson 2000, Metcalfe *et al.* 2008, Kochsiek *et al.* 2013). Sin embargo, los resultados de estos estudios han sido variables y hasta contrastantes, por lo cual aún está por construirse una teoría que exprese la relación entre las propiedades del suelo y la dinámica de RF en bosques tropicales. Por ejemplo, Metcalfe *et al.* (2008), en bosques húmedos tropicales de la Amazonia, encontraron que la PRF incrementó en suelos con mayor contenido de humedad y nutrientes como N, P, Ca y Mg. Asimismo, Aragão *et al.* (2009) observaron un incremento en la PPN subterránea con el aumento en la disponibilidad de P edáfico en bosques de la Amazonia con suelos contrastantes. Al contrario, Kochsiek *et al.* (2013) reportaron un mayor crecimiento de RF en suelos arenosos, bien drenados y con menor contenido de nutrientes (P, Ca, Mg y K) en bosques tropicales de Malaysia; aunque, en ese mismo estudio se reportó una mayor PRF con el aumento en la tasa de suministro de iones  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{K}^+$  (Kochsiek *et al.* 2013).





Las investigaciones de Metcalfe *et al.* (2008) y el meta-análisis realizado por Finér *et al.* (2011) reportan que la PRF y el RRF incrementan con el contenido de humedad y la precipitación, lo cual supone un posible cambio en la dinámica del carbono subterráneo con el incremento en las lluvias. Sin embargo, los estudios que evalúan la relación entre la dinámica de RF y las condiciones edáficas en bosques tropicales cubren rangos de precipitación inferiores a 5.000 mm anuales (Gill y Jackson 2000, Metcalfe *et al.* 2008, Aragão *et al.* 2009, Kochsiek *et al.* 2013). ¿Pero, qué pasa con la PRF y RRF de bosques tropicales con excesiva precipitación (>5.000 mm anuales)? No existe respuesta a esta pregunta porque ello prácticamente no se ha estudiado.

Para responder estos interrogantes se establecieron parcelas permanentes de investigación en bosques pluviales tropicales en el Chocó Biogeográfico, donde las lluvias superan los 10.000 mm anuales (Poveda *et al.* 2004). En estos ecosistemas se evaluaron las condiciones edáficas y se relacionaron con la PRF y RRF en bosques con suelos de texturas contrastantes. Asimismo, basados en los resultados de Metcalfe *et al.* (2008) y Aragão *et al.* (2009), nuestra hipótesis es que la PRF y RRF en bosques pluviales tropicales aumentan con los incrementos en los contenidos edáficos de nutrientes.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en bosques pluviales tropicales de las localidades de Pacurita (municipio de Quibdó) y Opogodó (municipio de Condoto), departamento del Chocó, Colombia. Estas dos localidades hacen parte de la subregión ecogeográfica central norte del Chocó Biogeográfico, que comprende las cuencas altas de los ríos Atrato y San Juan (Poveda *et al.* 2004). Las localidades se encuentran dentro de la unidad geomorfológica de colinas sedimentarias del Terciario, que se caracterizan por presentar bajas altitudes, están formadas por rocas sedimentarias, compuestas por arcillolitas arenosas, areniscas y calizas (West 1957).

En Opogodó el muestreo se realizó en tres parcelas permanentes de una hectárea, instaladas en un bosque ubicado a cuatro kilómetros de la margen derecha de la carretera entre Opogodó y Nóvita, en predios de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. En la localidad de Pacurita el estudio se realizó en dos parcelas permanentes ubicadas a 6,5 km del municipio de Quibdó, en una zona de reserva forestal denominada Estación Biológica Pacurita, ubicada en la margen izquierda de la carretera entre Quibdó y Pacurita. En ambas localidades el muestreo fue realizado en bosques primarios bien conservados.



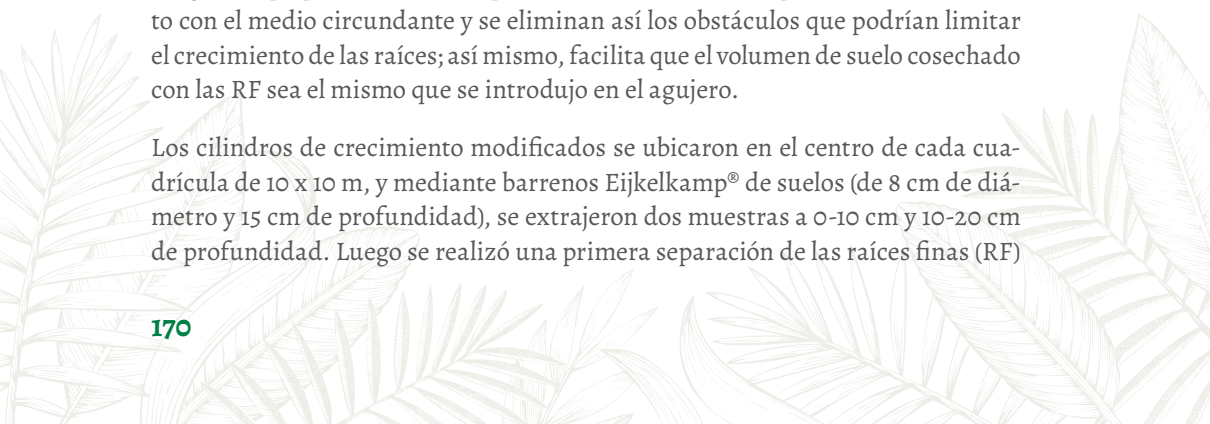
## Métodos

**Establecimiento de parcelas.** Se establecieron cinco parcelas permanentes en el año 2013; cada una consiste de un cuadrado de 100 x 100 m, dividido en 25 subparcelas de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>); a su vez las subparcelas se subdividieron en unidades de registro de 10 x 10 m, en las cuales se tomaron las muestras de suelos y de BRF.

**Medición de la productividad de raíces finas (PRF).** Para la medición de la PRF se empleó una modificación del método de cilindros de crecimiento (*ingrowth cores*) (Cuevas y Medina 1988, Moreno 2004). En la técnica original, se extrae un volumen de suelo conocido y se le retiran las raíces presentes; luego, este volumen de suelo libre de raíces, se coloca en una malla cilíndrica, plástica o metálica, la cual se instala en el orificio dejado previamente en el piso del bosque. Una vez establecidos los cilindros de crecimiento, se dejan durante un tiempo que permita el crecimiento de las raíces finas; luego se retiran a intervalos preestablecidos, se extraen las raíces y se determina la BRF y PRF (Cuevas y Medina 1988, Hendricks *et al.* 2006).

No obstante, con la técnica original de cilindros de crecimiento, algunos investigadores (Moreno 2004) consideran que se presentan problemas prácticos para la recuperación de los cilindros de suelo una vez han crecido las raíces, lo cual genera incertidumbre del verdadero volumen de suelo evaluado y podría tener efectos de sobre o subestimación de la PRF. Por esta razón, en el presente estudio se empleó la modificación desarrollada por Moreno (2004), donde, en lugar de emplear cilindros o mallas metálicas para introducir el suelo libre de RF, se utilizaron tres alambres metálicos gruesos ubicados sobre las paredes del orificio dejado por el barreno. Estos alambres se usan para alinear el espacio de llenado y como guía para el barreno durante la posterior recolección de las muestras. La ventaja de esta modificación es que se introduce el suelo en los hoyos hechos con barreno sin ningún empaque, de forma tal que el nuevo suelo está completamente en contacto con el medio circundante y se eliminan así los obstáculos que podrían limitar el crecimiento de las raíces; así mismo, facilita que el volumen de suelo cosechado con las RF sea el mismo que se introdujo en el agujero.

Los cilindros de crecimiento modificados se ubicaron en el centro de cada cuadrícula de 10 x 10 m, y mediante barrenos Eijkelkamp® de suelos (de 8 cm de diámetro y 15 cm de profundidad), se extrajeron dos muestras a 0-10 cm y 10-20 cm de profundidad. Luego se realizó una primera separación de las raíces finas (RF)



(con diámetros  $\leq 5$  mm) en forma manual, empleando bandejas plásticas y tamices de diferente calibre (0,5 y 1,0 mm). Luego de extraer las RF, el suelo fue introducido nuevamente en los orificios de los cuales fue extraído, mientras que las raíces fueron trasladadas al Laboratorio de Botánica y Ecología de la Universidad Tecnológica del Chocó. Este procedimiento se realizó cada tres meses durante un año, y en cada muestreo se evaluaron 100 cilindros de suelo a dos profundidades por parcela, con lo cual se alcanzó un total de 1.000 muestras de RF en cada muestreo en las cinco parcelas evaluadas.

En el laboratorio se hizo una última limpieza de las RF (para retirar partículas de suelo y hojarasca, principalmente) con tamices de diferentes calibres (de 0,5 y 1 mm de amplitud) y agua a presión. A continuación, la biomasa seca de RF se obtuvo mediante pesaje en balanza analítica de precisión (0,001 g) después de secadas a 70°C en horno de ventilación forzada (Acequilab Ltda®) y se expresó en  $t\ ha^{-1}$ ; la PRF se determinó como el valor acumulado a través del tiempo de la BRF en los cilindros de crecimiento y se expresó en  $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ .

**Medición del recambio de raíces finas (RRF).** Para su determinación se empleó la ecuación (1) (Aber *et al.* 1985, Aerts *et al.* 1992 y Gill y Jackson 2000).

$$RRF\ (año^{-1}) = PRF/BRF \quad (1)$$

donde:

PRF= producción de raíces finas

BRF= biomasa de raíces finas

La ecuación (1) es una modificación del Modelo de Dahlman y Kucera (1965), en el cual una planta anual tendría un RRF de  $1,0\ año^{-1}$  si todas las raíces que produjo fueran a morir al final de la estación de crecimiento (Dahlman y Kucera 1965, Gill y Jackson 2000). El RRF se determinó para cada uno de los cilindros de crecimiento de las parcelas permanentes.

**Análisis de suelos.** Para evaluar las propiedades químicas del suelo se emplearon muestras compuestas por subparcela, tomadas en las cuatro esquinas y en el centro de las mismas y colectadas en la capa de 0-20 cm de profundidad; para ello se retiró previamente la hojarasca y otro material orgánico no descompuesto de



la superficie. En cada parcela se tomaron 25 muestras de suelos, para un total de 125 muestras en todo el estudio; los análisis se realizaron en el laboratorio de Bioquímica de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, mediante las siguientes técnicas: textura con el método de Bouyoucos; pH con potenciómetro de suelos: agua 1:2; materia orgánica (MO) con el método de Walkley y Black y volumetría; Nitrógeno con el método Micro-Kjeldahl; Fósforo con ácido L ascórbico y espectrofotómetro UV-VIS; y Ca, Mg, K con el método de Acetato de amonio 1N, neutro y absorción atómica (Osorio 2014).

**Análisis estadístico de los datos.** Para evaluar la relación entre la PRF y RRF con las propiedades del suelo (textura, MO, pH, Al, P, Ca, K, Mg, CICE), primero se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas con los estadísticos de Bartlett, Hartley y Kurtosis (Hoshmand 1998). Posteriormente, se empleó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar las relaciones lineales entre las variables edáficas, PRF y RRF, porque algunas variables no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos; la relación entre la dinámica de raíces (PRF y RRF) y las variables edáficas se evaluó mediante el Coeficiente de Correlación por Rangos de Spearman ( $R_s$ ) y regresiones lineales. La variación de PRF y RRF en función de las localidades y la profundidad del suelo se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (W) (Hoshmand 1998). Los análisis se realizaron con los programas Statgraphics Centurion XV (Statistical Graphics Corp., 2002) y The R Project for Statistical Computing ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/)).

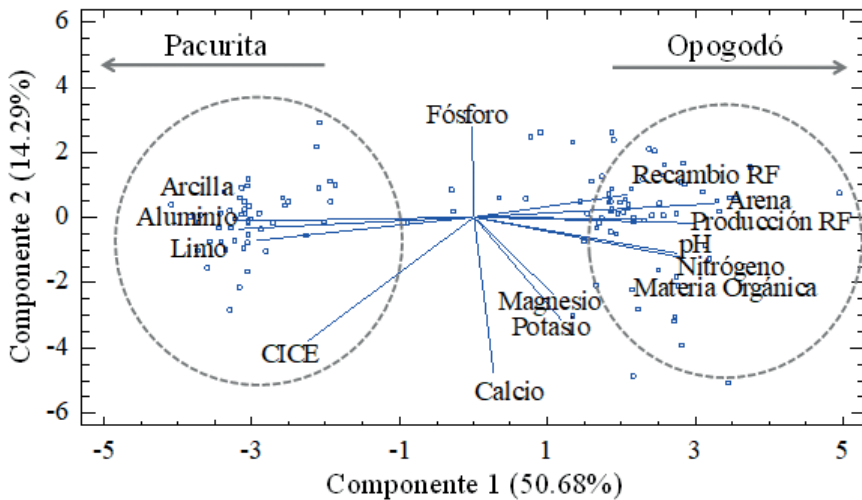
## Resultados

**Condiciones edáficas.** En las localidades estudiadas, los contenidos edáficos de P, Mg, y Ca fueron muy bajos, mientras que los valores de K fueron intermedios, y la CICE fue baja. Con excepción de P y Ca, los parámetros edáficos presentaron diferencias significativas entre localidades. Particularmente en Pacurita, los suelos presentaron extrema acidez, porcentajes altos de saturación de Al (Saturación de Al = 57,2%) y mayor contenido de limo y arcilla. Mientras que en Opogodó, los suelos fueron más arenosos y con concentraciones más altas de MO y N (11,94% y 0,61%, respectivamente).

**Productividad y recambio de raíces finas.** Se presentaron diferencias significativas en los promedios de PRF ( $W=-1614$ ;  $p=0,0001$ ) y de RRF ( $W=-1.559$ ;  $p=0,0001$ ) entre las localidades de Opogodó y Pacurita (Tabla 1). En Opogodó se presentó una PRF (promedio  $\pm$  DE) de  $6,50 \pm 2,62 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , con un rango entre 3,50 y  $19,81 \text{ t ha}^{-1}$

año<sup>-1</sup> y un coeficiente de variación de 40,31%. En Pacurita la PRF fue menor, con promedio de  $3,61 \pm 0,88$  t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, y rango entre 2,33 y 6,63 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Asimismo, en la localidad de Opogodó el RRF fue mayor que en Pacurita (1,17 año<sup>-1</sup> y 0,62 año<sup>-1</sup>, respectivamente). Ambos sitios presentaron mayor PRF y RRF en los primeros 10 cm de profundidad del suelo (Tabla 1).

**Relación de las condiciones edáficas con la PRF y RRF.** Las variables edáficas se alinearon a lo largo del primer eje del ACP, en particular el contenido de arena, pH, MO y N total. Los suelos de Opogodó presentaron mayor disponibilidad de estos elementos y, al mismo tiempo, mayor PRF y RRF, lo cual evidencia una mayor asociación entre estas variables. Los primeros cuatro componentes del ACP fueron significativos (con *Eigenvalues* mayores a 1); los dos primeros explicaron el 65% de la varianza total, mientras que los dos últimos explicaron solo el 16,5% (Figura 1).

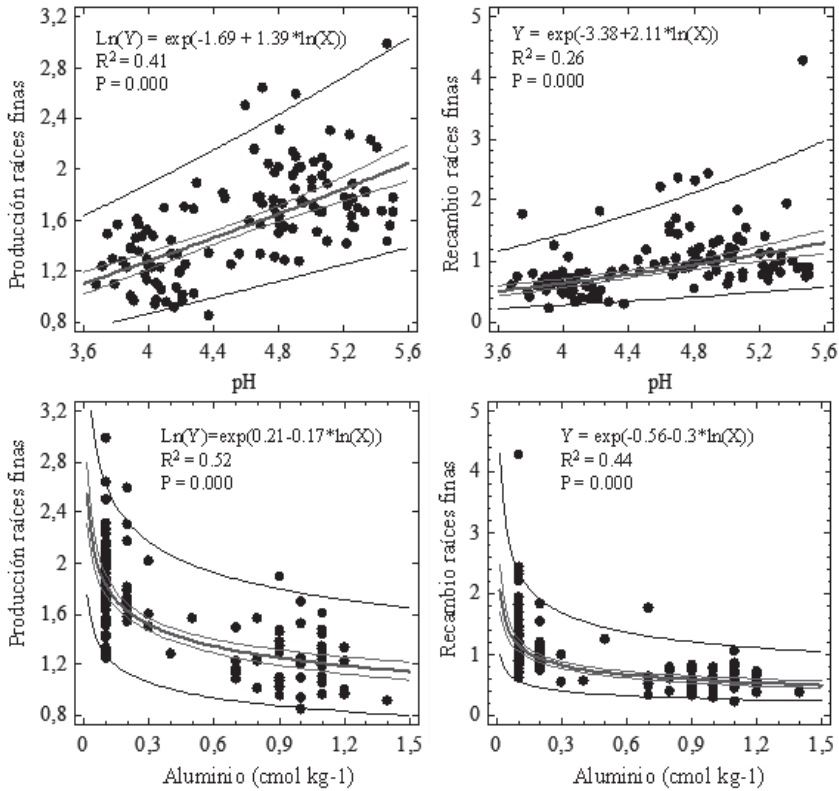


**Figura 1.** Análisis de componentes principales de variables edáficas, productividad y recambio de raíces finas en dos bosques pluviales tropicales del Chocó, Colombia.

**Tabla 1.** Productividad y recambio anual de raíces finas en dos bosques pluviales tropicales del Chocó, Colombia

Productividad de raíces finas (PRF) (t ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )										
Localidad	Profundidad (cm)	PRF	DE	% CV	EE	Min	Max	Kurtosis	Mann-Whitney	
Opogodó	0-20	6,50	2,62	40,31	0,30	3,50	19,81	8,95		
Pacurita	0-20	3,61	0,88	24,35	0,12	2,33	6,63	1,71		-1614***
Opogodó	0-10	3,79	1,91	50,48	0,22	1,62	13,80	10,57		
Pacurita	0-10	2,01	0,70	34,63	0,10	1,08	4,44	3,21		-1446***
Opogodó	10-20	2,71	1,10	40,72	0,13	1,39	6,95	3,81		
Pacurita	10-20	1,60	0,42	26,58	0,06	0,95	2,61	-0,35		-1453***
Recambio de Raíces Finas (RRF) (años <sup>-1</sup> )										
Localidad	Profundidad (cm)	RRF	DE	% CV	EE	Min	Max	Kurtosis	Mann-Whitney	
Opogodó	0-20	1,17	0,55	46,79	0,06	0,55	4,28	13,69		
Pacurita	0-20	0,62	0,26	41,21	0,04	0,23	1,76	7,31		-1559***
Opogodó	0-10	1,19	0,69	57,46	0,08	0,34	4,45	6,65		
Pacurita	0-10	0,60	0,34	56,88	0,05	0,14	1,75	2,06		-1290***
Opogodó	10-20	1,23	0,48	38,78	0,05	0,70	3,95	14,14		
Pacurita	10-20	0,77	0,33	43,08	0,05	0,32	1,78	0,36		-1205***

DE= desviación estándar, CV= coeficiente de variación, EE= error estándar, Min: valor mínimo, Max: valor máximo



**Figura 2.** Relación entre la productividad ( $\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) y recambio de raíces finas ( $\text{año}^{-1}$ ) con el pH y Al del suelo en bosques pluviales del Chocó, Colombia.

El análisis de correlación mostró que la PRF y RRF se asociaron positivamente con pH, MO, N total, K, Mg y arena. Mientras que, Al, CICE, limo y arcilla presentaron correlación negativa con la PRF y RRF (Tabla 2). Mediante regresiones multiplicativas se evidenció que la dinámica de RF incrementó con el pH del suelo, el cual además explicó el 41,1% y 26,5% de la PRF y RRF, respectivamente (Figura 2).

El Al edáfico explicó el 52,3% y el 44,6% de la variación en PRF y RRF, respectivamente; la dinámica de RF se redujo con el aumento en la disponibilidad de Al del suelo (Figura 3). De otro lado, la relación entre la dinámica de RF y el contenido edáfico de MO y N total fue positiva; específicamente, la MO explicó 37,5% de la PRF y el 31,6% del RRF, mientras que el N total explicó 39,5% de la varia-



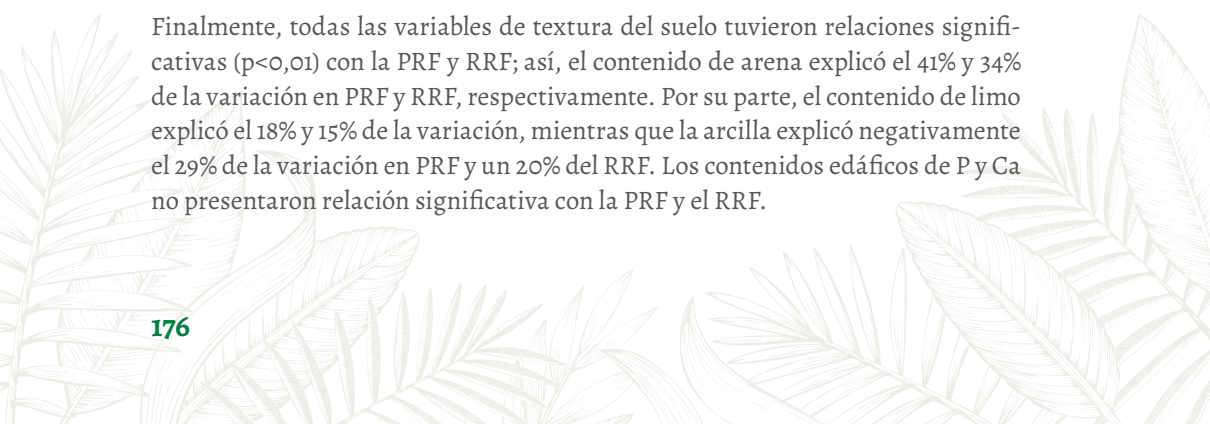
ción en PRF y el 34,8% del RRF (Figura 3). La PRF presentó relación significativa, pero poco explicativa con el K ( $R^2=10\%$ ;  $p=0,0003$ ), Mg ( $R^2=15\%$ ;  $p=0,001$ ) y CICE ( $R^2=23\%$ ;  $p=0,001$ ); asimismo, el RRF presentó relación significativa, pero poco explicativa con el K ( $R^2=10\%$ ;  $p=0,0003$ ), Mg ( $R^2=15\%$ ;  $p=0,001$ ) y CICE ( $R^2=24\%$ ;  $p=0,001$ ) edáficos.

**Tabla 2.** Coeficiente de correlación por rangos de Spearman de las tasas de productividad y recambio anual de raíces finas con los parámetros edáficos de dos bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico, Colombia

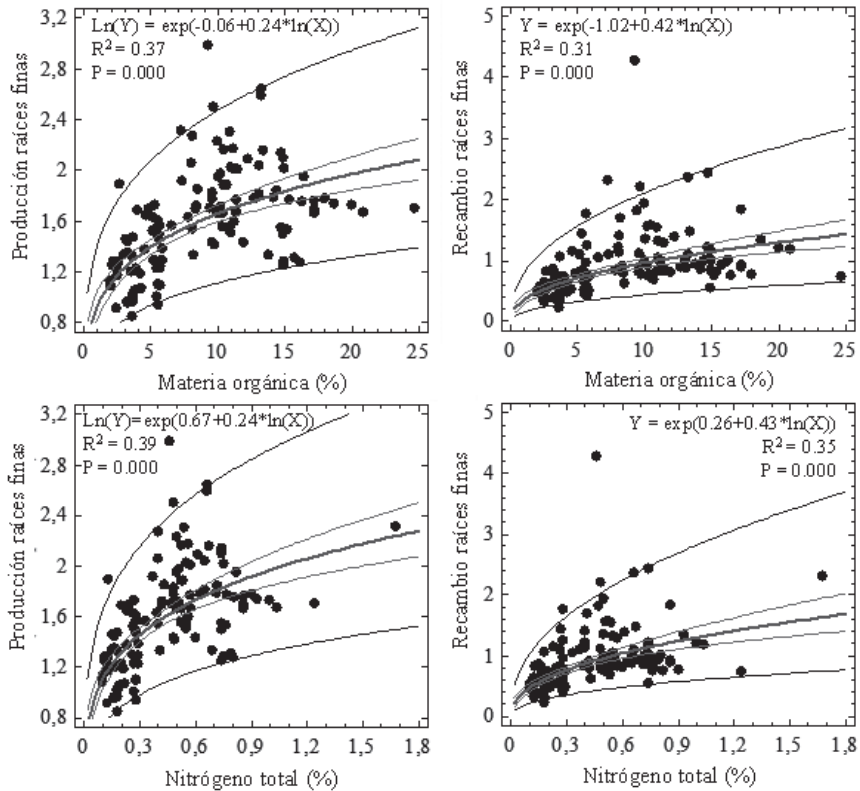
Parámetros edáficos	Productividad de raíces finas	Recambio de raíces finas
pH	0,62***	0,51***
Aluminio	-0,68***	-0,67***
Materia orgánica	0,59***	0,55***
Nitrógeno	0,61***	0,57***
Fósforo	-0,11ns	-0,01ns
Potasio	0,35***	0,24**
Calcio	0,02 ns	-0,07ns
Magnesio	0,39***	0,35***
CICE	-0,48***	-0,51***
Arena	0,61***	0,54***
Limo	-0,57***	-0,52***
Arcilla	-0,66***	-0,56***

Los asteriscos indican correlaciones significativas (\*\*\*)  $p<0,01$ ; (\*\*\*)  $p<0,01$ ; ns  $p>0,05$

Finalmente, todas las variables de textura del suelo tuvieron relaciones significativas ( $p<0,01$ ) con la PRF y RRF; así, el contenido de arena explicó el 41% y 34% de la variación en PRF y RRF, respectivamente. Por su parte, el contenido de limo explicó el 18% y 15% de la variación, mientras que la arcilla explicó negativamente el 29% de la variación en PRF y un 20% del RRF. Los contenidos edáficos de P y Ca no presentaron relación significativa con la PRF y el RRF.







**Figura 3.** Relación entre la productividad ( $\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) y recambio de raíces finas ( $\text{año}^{-1}$ ) con la materia orgánica y nitrógeno total del suelo en bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico, Colombia.

## Discusión

### *¿Qué tanto las condiciones edáficas explican la PRF y RRF en bosques tropicales con excesiva pluviosidad?*

En los bosques pluviales tropicales de Pacurita y Opogodó se presentaron tasas de PRF y RRF que incrementaron con el pH, MO, N total, K, Mg, y Arena. El aumento en la PRF y RRF con la disponibilidad de algunos nutrientes, a nivel local, ha sido reportado previamente por Metcalfe *et al.* (2008), quienes encontraron

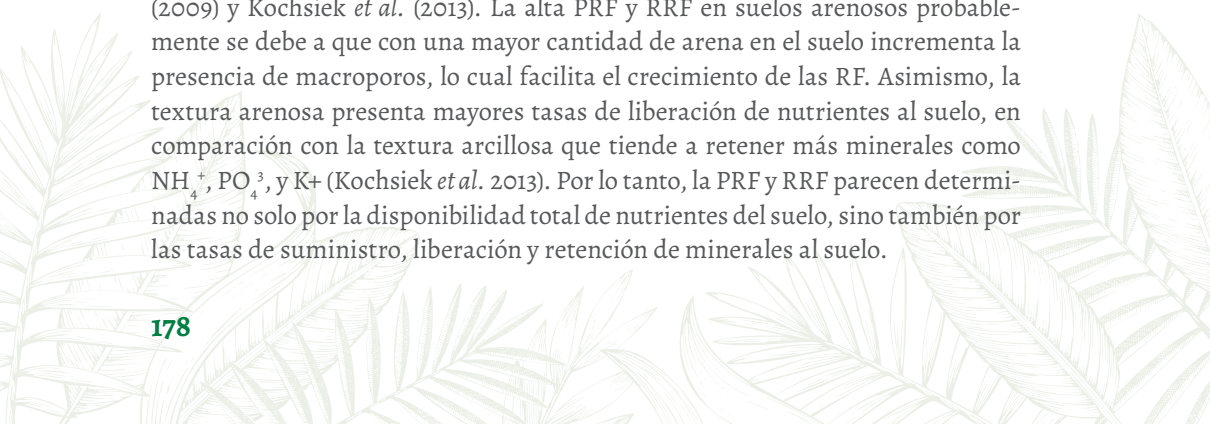


que la PRF incrementó con el contenido de humedad y nutrientes como N, P, Ca y Mg en bosques húmedos tropicales de la Amazonia. Igualmente, Kochsiek *et al.* (2013) reportaron un mayor crecimiento de RF en suelos con mayor tasa de suministro de iones  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{K}^+$  en bosques de Malaysia. Estas tendencias en la relación PRF vs. nutrientes en suelos oligotróficos tropicales, probablemente se deben al hecho de que bajo condiciones de baja fertilidad edáfica las RF tienden a proliferar rápidamente en pequeñas áreas o parches del suelo más ricos en nutrientes (Robinson *et al.* 1999, Kochsiek *et al.* 2013), como respuesta para reducir el déficit nutricional.

La relación positiva entre la PRF y nutrientes del suelo en los bosques pluviales del Chocó ofrece evidencia que apoya la hipótesis propuesta en el presente estudio, la cual plantea que con una mayor disponibilidad en los recursos edáficos aumenta la dinámica de RF. Posiblemente, la PRF y RRF tienden a incrementar con la fertilidad del suelo en los bosques del Chocó con altos niveles de precipitación, debido a la influencia de las lluvias sobre otras variables ambientales, como disponibilidad de nutrientes y agua del suelo. Se sabe que los altos niveles de pluviosidad provocan fuertes pérdidas y lixiviación de nutrientes; bajo estas circunstancias, los parches ricos en nutrientes parecen estimular el crecimiento y longevidad (tiempo de vida) de RF como estrategia para conservar y evitar su pérdida (Ryser 1996).

En las investigaciones realizadas por Aragão *et al.* (2009), se registró un incremento en la PPN subterránea con el aumento en la disponibilidad de P edáfico en bosques con suelos contrastantes de la Amazonia; tal tendencia no se evidenció en los suelos de Opogodó y Pacurita, probablemente porque en los mismos no se presenta un verdadero gradiente en la disponibilidad de P, ya que sus concentraciones fueron muy similares en las dos zonas evaluadas.

En los suelos de Opogodó, cuya textura es arenosa, se presentaron mayores tasas de PRF y RRF, similar a lo reportado por Metcalfe *et al.* (2008), Jiménez *et al.* (2009) y Kochsiek *et al.* (2013). La alta PRF y RRF en suelos arenosos probablemente se debe a que con una mayor cantidad de arena en el suelo incrementa la presencia de macroporos, lo cual facilita el crecimiento de las RF. Asimismo, la textura arenosa presenta mayores tasas de liberación de nutrientes al suelo, en comparación con la textura arcillosa que tiende a retener más minerales como  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , y  $\text{K}^+$  (Kochsiek *et al.* 2013). Por lo tanto, la PRF y RRF parecen determinadas no solo por la disponibilidad total de nutrientes del suelo, sino también por las tasas de suministro, liberación y retención de minerales al suelo.



La PRF y RRF presentaron correlaciones negativas con Al, CICE, limo y arcilla. Particularmente, se observó que con altos contenidos de Al se redujo significativamente la PRF (Figura 3); esta reducción en PRF también fue reportada por Persson *et al.* (1995) y Osaki *et al.* (1997), quienes consideraron que los altos niveles de saturación de Al en el suelo inhiben la elongación y penetración de las raíces, lo cual, a su vez, reduce la absorción de agua y nutrientes. En una segunda etapa del daño, el Al obstaculiza la translocación de nutrientes a la parte aérea, lo cual se manifiesta como deficiencias nutricionales de P, Ca y Mg principalmente (Sánchez y Salinas 1983).

**Versión publicada previamente:** Quinto, H., H. Caicedo, M. T. Pérez, F. Moreno. 2016. Dinámica de raíces finas y su relación con la fertilidad edáfica en bosques pluviales tropicales del Chocó biogeográfico colombiano. *Revista de Biología Tropical*. 64 (4): 1709-19. <https://bit.ly/3MoemWw>

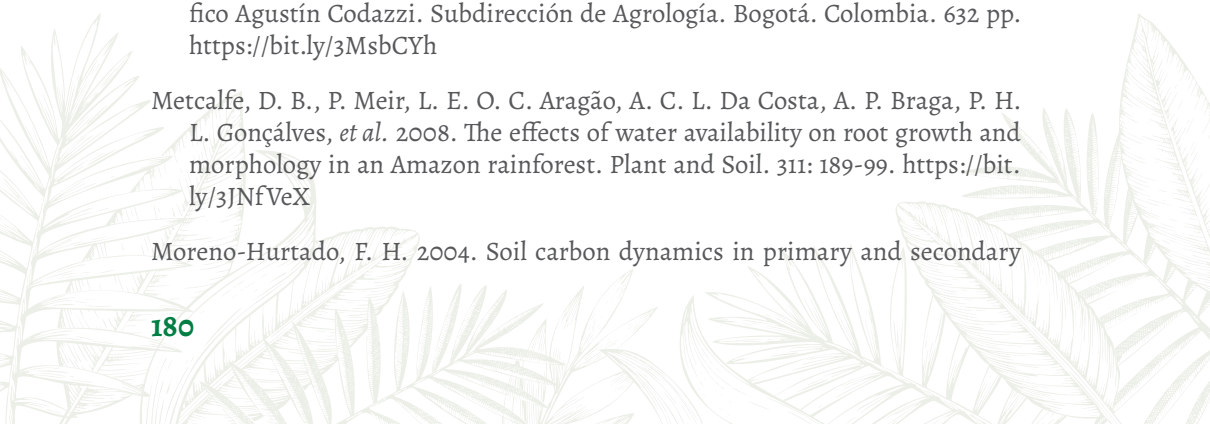
© Reproducido con autorización de la Revista de Biología Tropical.

## Bibliografía

- Aber, J. D., J. M. Melillo, K. J. Nadelhoffer, C. A. McClaugherty, J. Pastor. 1985. Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: a comparison of two methods. *Oecologia*. 66 (3): 317-21. <https://bit.ly/3Kb7ASy>
- Aerts, R., C. Bakker, H. de Caluwe. 1992. Root turnover as determinant of the cycling of C, N, and P in a dry heathland ecosystem. *Biogeochemistry*. 15: 175-90. <https://bit.ly/3vcPBad>
- Aragão, L. E. O., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, D. Navarrete, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6 (12): 2441-88. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Cuevas, E., E. Medina. 1988. Nutrient dynamics within Amazonian forests. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia*. 76: 222-35. <https://bit.ly/3JVlybe>
- Dahlman, R. C., C. L. Kucera. 1965. Root productivity and turnover in native prairie. *Ecology*. 46 (1-2): 84-9. <https://bit.ly/3OBjx2o>
- Finér, L., M. Ohashi, K. Noguchi, Y. Hirano. 2011. Fine root production and turnover in forest ecosystems in relation to stand and environmental characteris-



- tics. *Forest Ecology and Management*. 262 (11): 2008-23. <https://bit.ly/39ecotD>
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz Gaistardo, A. Encina Rojas, *et al.* 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Dirección General de Cooperación Internacional y Desarrollo (Comisión Europea), FAO Fiat Panis, Instituto de Medio Ambiente y Sostenibilidad (Centro Común de Investigación). 184 pp. <https://bit.ly/38XAnNx>
- Gill, R. A., R. B. Jackson. 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. *New Phytologist*. 147: 13-31. <https://stanford.io/3KaBAoT>
- Hendricks, J. J., R. L. Hendrick, C. A. Wilson, R. J. Mitchell, S. D. Pecot, D. Guo. 2006. Assessing the patterns and controls of fine root dynamics: an empirical test and methodological review. *Journal of Ecology*. 94 (1): 40-57. <https://bit.ly/3Ogmbzl>
- Hoshmand, A. R. 1998. Statistical methods for environmental and agricultural sciences. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press LLC. New York. USA. 439 pp. <https://amzn.to/35ObnXJ>
- Jackson, R. B., H. A. Mooney, E.-D. Schulze. 1997. A global budget for fine root biomass, surface area, and nutrient contents. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 94 (14): 7362-66. <https://bit.ly/38jbpbd>
- Jiménez, E., F. Moreno, M. Peñuela, S. Patiño, J. Lloyd. 2009. Fine root dynamics for forests on contrasting soils in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*. 6 (12): 2809-27. <https://bit.ly/3xLxvh7>
- Kochsiek, A., S. Tan, S. E. Russo. 2013. Fine root dynamics in relation to nutrients in oligotrophic Bornean rain forest soils. *Plant Ecol*. 214 (5): 869-82. <https://bit.ly/3Jjxe7m>
- Malagón D., C. Chamorro, R. Llinas, C. Pulido, J. Fernández. 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Bogotá. Colombia. 632 pp. <https://bit.ly/3MsbCYh>
- Metcalfé, D. B., P. Meir, L. E. O. C. Aragão, A. C. L. Da Costa, A. P. Braga, P. H. L. Gonçalves, *et al.* 2008. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. *Plant and Soil*. 311: 189-99. <https://bit.ly/3JNfVeX>
- Moreno-Hurtado, F. H. 2004. Soil carbon dynamics in primary and secondary



- tropical forests in Colombia. Thesis of Doctor of Philosophy in Biology. Florida International University. Miami. USA. 208 pp. <https://bit.ly/3MbrNnT>
- Osaki, M., T. Watanabe, T. Tadano. 1997. Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition*. 43 (3): 551-63. <https://bit.ly/3EHKlHe>
- Osorio, N. W. 2014. Manejo de nutrientes en suelos del Trópico. 2ª ed. Editorial L. Vieco S.A.S. Medellín. Colombia. 416 pp. <https://bit.ly/3K2TGsb>
- Persson H., H. Majdi, A. Clemensson-Lindell. 1995. Effects of acid deposition on tree roots. *Ecology Bulletin*. 44: 158-67. <https://bit.ly/3rPIBxH>
- Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, O. Rangel. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel, O. 2004. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3K2V2wF>
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna. Austria. R Foundation for Statistical Computing. <https://bit.ly/3rTDFIr>
- Robinson, D., A. Hodge, B. S. Griffiths, A. H. Fitter. 1999. Plant root proliferation in nitrogen-rich patches confers competitive advantage. *Proc Biol Sci*. 266 (1418): 431-5. <https://bit.ly/36kAVMo>
- Roy, J., B. Saugier, H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? In: J. Roy, B. Saugier, H. A. Mooney (Eds.). *Terrestrial Global Productivity*. Academic Press. San Diego, USA. pp. 543-57. <https://bit.ly/3k82njF>
- Ryser, P. 1996. The importance of tissue density for growth and life span of leaves and roots: a comparison of five ecologically contrasting grasses. *Functional Ecology*. 10 (6): 717-23. <https://bit.ly/397ITcN>
- Sánchez, P. A., J. G. Salinas. 1983. Low input technology for managing Oxisol and Ultisol in tropical America. *Advances in Agronomy*. 34: 279-406. <https://bit.ly/3xNliUf>
- Silver, W. L., A. W. Thompson, M. E. McGroddy, R. K. Varner, J. D. Dias, H. Silva, *et al.* 2005. Fine root dynamics and trace gas fluxes in two lowland tropical forest soils. *Global Change Biology*. 11 (2): 290-306. <https://bit.ly/3ka86Wn>
- Statistical Graphics Corp. 2002. *StatgraphicsPlusCenturium Version 5.1*. <https://>



[bit.ly/3ENOEbl](https://bit.ly/3ENOEbl)

Vitousek, P. M., R. L. Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. 17 (1): 137-67. <https://bit.ly/3kbYsCK>

West, R. 1957. *Las tierras bajas del Pacífico colombiano*. Instituto Colombiano de Antropología. Bogotá. Colombia. 300 pp. <https://bit.ly/3KbA3aH>



## Capítulo 9

# Producción de hojarasca y su relación con el suelo en bosques del Pacífico colombiano

Harley Quinto-Mosquera, Fancy Mena-Domínguez,  
Hilda Valoyes-Hinestroza

### Resumen

La producción de hojarasca ( $PPN_{hojarasca}$ ) es uno de los principales componentes de la productividad primaria neta (PPN) en bosques tropicales. Se ha planteado la hipótesis de que la  $PPN_{hojarasca}$  está determinada por la disponibilidad de nutrientes (especialmente el P) del suelo en bosques tropicales de baja altitud. Para evaluar esta hipótesis se establecieron cinco parcelas permanentes de una hectárea en las localidades de Opogodó y Pacurita, donde se midió la  $PPN_{hojarasca}$  y sus componentes (hojas, ramas, material reproductivo y miscelánea) empleando 125 colectores que se monitorearon mensualmente durante un año. Además, se midieron los parámetros de fertilidad (pH, nutrientes y textura), los cuales se relacionaron con la  $PPN_{hojarasca}$ . Se observó que la  $PPN_{hojarasca}$  total fue de  $7,82 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en Opogodó, y de  $7,35 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  en Pacurita. Los componentes con mayor aporte fueron las hojas (>60%), tallos (19%) y miscelánea (14%). La  $PPN_{hojarasca}$  total presentó una correlación negativa con el porcentaje de limo. La producción de hojas se asoció positivamente con el contenido de arena, pH, MO y N total; mientras que, con el aluminio (Al), capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) y limo la relación fue negativa. En general, los resultados evidencian que la  $PPN_{hojarasca}$  de los bosques de Opogodó y Pacurita está determinada por las condiciones edáficas (pH, MO, N total, Al y textura), no solo por la disponibilidad de P; por lo tanto, se corrobora la hipótesis de la limitación de la PPN por la disponibilidad de nutrientes en bosques lluviosos tropicales.

**Palabras clave:** Fósforo, Limitación de nutrientes, Nitrógeno, Opogodó, Pacurita, Productividad primaria neta.

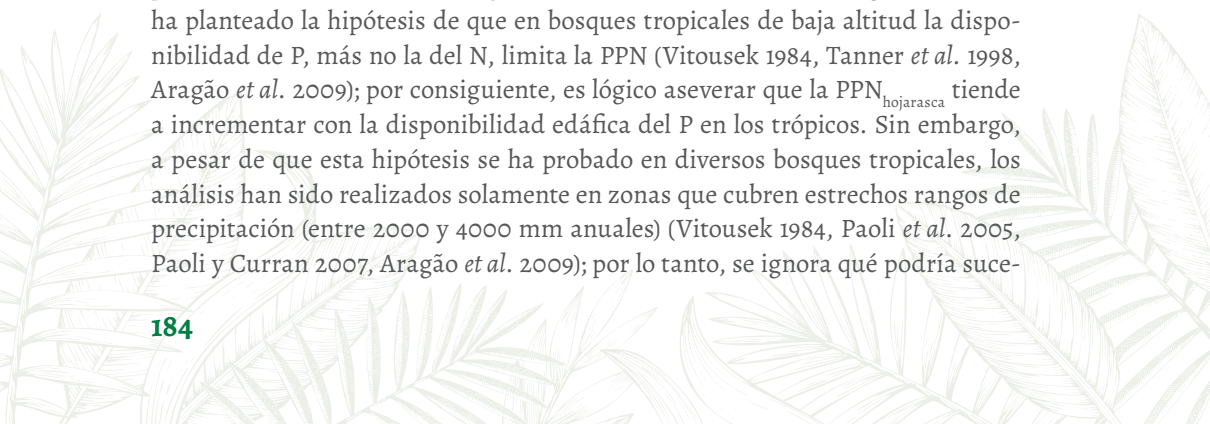


## Introducción

Los bosques tropicales son los ecosistemas terrestres que poseen las mayores tasas de captura de carbono atmosférico del mundo (Field *et al.* 1998, Saugier *et al.* 2001, Pan *et al.* 2011). Se estima que estos bosques pueden alcanzar tasas de PPN de hasta 17,8 Pg de carbono anual, que representan hasta el 36% de la PPN total registrada en ecosistemas terrestres del planeta (Field *et al.* 1998); por lo cual, se les considera fundamentales en la mitigación del cambio climático global (IPCC 2007). Esta PPN está influida sobre todo por factores ambientales como precipitación, radiación solar, temperatura y suelos (Schoor 2003, Del Grosso *et al.* 2008, Zhao y Running 2010, Wu *et al.* 2011, Cleveland *et al.* 2011). Razón por la cual, entender cómo los factores ambientales afectan la PPN en bosques tropicales es fundamental de cara al cambio climático.

Uno de los principales componentes de la PPN en bosques tropicales es la PPN<sub>hojarasca</sub> (Bray y Gorham 1964), que representa entre el 10% y 30% de la PPN total del bosque (Chapin III *et al.* 2002). Por tal razón, la caída de la hojarasca ha sido utilizada como una medida de la PPN en ecosistemas en estado dinámico estable (Clark *et al.* 2001a). La PPN<sub>hojarasca</sub> está compuesta por todo el material vegetal lábil (hojas, ramas, flores, frutos, semillas y miscelánea) que se produce y cae desde el dosel del bosque (Clark *et al.* 2001a), y al igual que la PPN total, está regulada por factores biológicos y ambientales como especie vegetal, edad y densidad del bosque, topografía, precipitación y condiciones edáficas, entre otros (Bray y Gorham 1964, Vitousek 1984, Clark *et al.* 2001b, Schoor 2003, Chave *et al.* 2010), siendo el contenido de nutrientes y el tipo de suelos, los principales conductores ambientales de esta producción (Vitousek 1984, Cleveland *et al.* 2011, Chave *et al.* 2010).

Diversos estudios han documentado que la PPN<sub>hojarasca</sub> tiende a ser mayor en bosques lluviosos tropicales de baja altitud que se encuentran sobre suelos moderadamente fértiles, en comparación con aquellos que se encuentran sobre suelos pobres en nutrientes (Vitousek y Sanford 1986, Chave *et al.* 2010). Igualmente, se ha planteado la hipótesis de que en bosques tropicales de baja altitud la disponibilidad de P, más no la del N, limita la PPN (Vitousek 1984, Tanner *et al.* 1998, Aragão *et al.* 2009); por consiguiente, es lógico aseverar que la PPN<sub>hojarasca</sub> tiende a incrementar con la disponibilidad edáfica del P en los trópicos. Sin embargo, a pesar de que esta hipótesis se ha probado en diversos bosques tropicales, los análisis han sido realizados solamente en zonas que cubren estrechos rangos de precipitación (entre 2000 y 4000 mm anuales) (Vitousek 1984, Paoli *et al.* 2005, Paoli y Curran 2007, Aragão *et al.* 2009); por lo tanto, se ignora qué podría suce-





der con la limitación de la PPN en las zonas con excesiva pluviosidad (>5.000 mm anuales).

Debido a lo anterior, en el presente estudio nos planteamos el siguiente interrogante: ¿Qué tanto las condiciones edáficas (principalmente contenido de nutrientes) limitan la  $PPN_{hojarasca}$  en bosques tropicales con excesiva precipitación (<5.000 mm anuales)? Además, se evaluó la hipótesis que plantea que la fertilidad del suelo afecta la asignación relativa de carbono en los componentes de la  $PPN_{hojarasca}$  (Chave *et al.* 2010). Específicamente, en esta hipótesis se considera que en suelos pobres en nutrientes (deficientes en P) los bosques invierten menos en la construcción de órganos reproductivos (flores, frutos y semillas) en relación con la producción de órganos fotosintéticos (hojas) (Chave *et al.* 2010).

Para evaluar las hipótesis y responder el interrogante se establecieron cinco parcelas permanentes de investigación en bosques tropicales del Chocó Biogeográfico, en donde las lluvias superan los 10.000 mm anuales (Poveda *et al.* 2004). En esta región previamente se realizaron mediciones de  $PPN_{hojarasca}$  (Rodríguez 1989, Quinto-Mosquera *et al.* 2007); sin embargo, estos estudios no evaluaron la limitación de la  $PPN_{hojarasca}$  por nutrientes. Por tal razón, en el presente trabajo se cuantificaron las tasas de  $PPN_{hojarasca}$  total y por componentes (hojas, tallos, material reproductivo y miscelánea), y se relacionaron con las condiciones edáficas en dos bosques del Chocó con suelos de texturas contrastantes.

## Área de estudio

El presente estudio se realizó en bosques pluviales tropicales de la localidad de Pacurita (municipio de Quibdó) y en la localidad de Opogodó (municipio de Condoto), departamento del Chocó, Colombia. Estas dos localidades hacen parte de la subregión ecogeográfica Central Norte del Chocó Biogeográfico, que comprende las cuencas altas de los ríos Atrato y San Juan (Poveda *et al.* 2004). Las localidades se encuentran dentro de la unidad geomorfológica de Colinas sedimentarias del Terciario, que se caracterizan por presentar bajas altitudes, formadas por rocas sedimentarias, compuestas por arcillolitas arenosas, areniscas y calizas (West 1957, Martínez 1993).

En la localidad de Opogodó el muestreo se realizó en tres parcelas permanentes de una hectárea instaladas en un bosque primario ubicado a cuatro kilómetros de la margen derecha de la carretera entre Opogodó y Nóvita, en predios de la Universidad Tecnológica del Chocó “Diego Luis Córdoba”. En la localidad de Pa-



curita el estudio se realizó en dos parcelas permanentes ubicadas a 6,5 km del municipio de Quibdó, en una zona de reserva forestal denominada Estación Biológica Pacurita, ubicada en la margen izquierda de la carretera entre Quibdó y Pacurita.

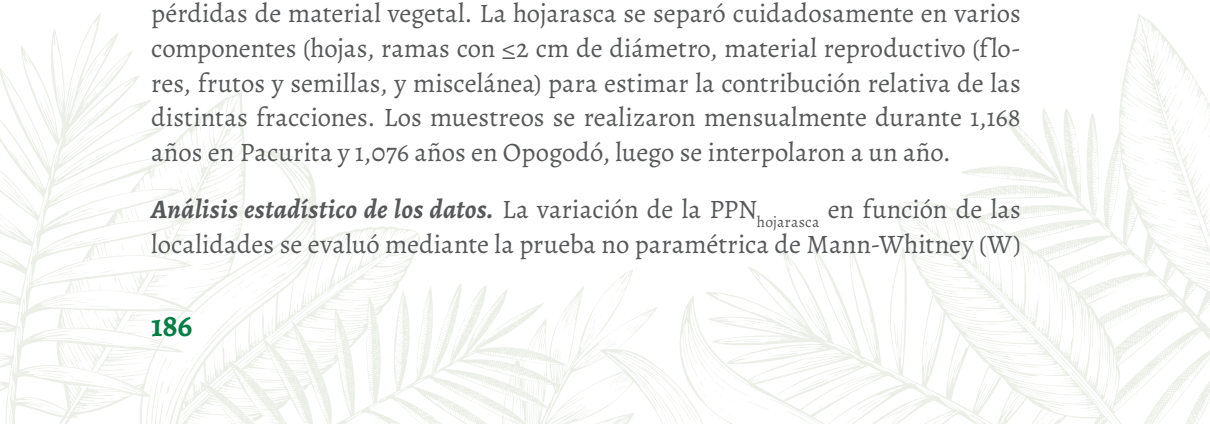
Los suelos de las localidades de Opogodó y Pacurita se caracterizaron por presentar muy baja capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE). También presentaron muy bajas concentraciones de P, Mg, y Ca, mientras que los valores de K fueron intermedios. Las concentraciones edáficas de P y Ca fueron similares en las dos localidades; el resto de los parámetros de fertilidad presentan diferencias significativas. Particularmente, en la localidad de Pacurita, los suelos presentaron extrema acidez, porcentajes altos de saturación de Al (Saturación de Al = 57,21%) y mayor contenido de limo y arcilla. Mientras que en Opogodó, se presentaron suelos más arenosos con concentraciones más altas de MO y N (MO = 11,94%; N = 0,61%). Basados en la menor acidez, las altas concentraciones de MO y N, y en los valores intermedios de K, se considera que los suelos de Opogodó son más fértiles.

## Métodos

**Establecimiento de parcelas.** Las cinco parcelas permanentes se establecieron en el año 2013 y cada una consiste de un cuadrado de 100 x 100 m dividido en 25 subparcelas de 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>); a su vez las subparcelas se subdividieron en cuadrados de 10 x 10 m, donde se tomaron las muestras de suelos.

**Cuantificación de la producción de hojarasca.** En el centro de cada una de las subparcelas (20 m x 20 m) se instaló un colector de hojarasca. En total se instalaron 125 colectores (75 en Opogodó y 50 en Pacurita) para el muestreo de hojarasca. Los colectores (construidos con tubos de PVC y anjeo), se fabricaron con un área de cobertura de 1 x 0,5 m y se instalaron a 1 m sobre el suelo. El material acumulado (hojarasca) en los colectores se recogió en bolsas plásticas para evitar pérdidas de material vegetal. La hojarasca se separó cuidadosamente en varios componentes (hojas, ramas con  $\leq 2$  cm de diámetro, material reproductivo (flores, frutos y semillas, y miscelánea) para estimar la contribución relativa de las distintas fracciones. Los muestreos se realizaron mensualmente durante 1,168 años en Pacurita y 1,076 años en Opogodó, luego se interpolaron a un año.

**Análisis estadístico de los datos.** La variación de la  $PPN_{hojarasca}$  en función de las localidades se evaluó mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (W)



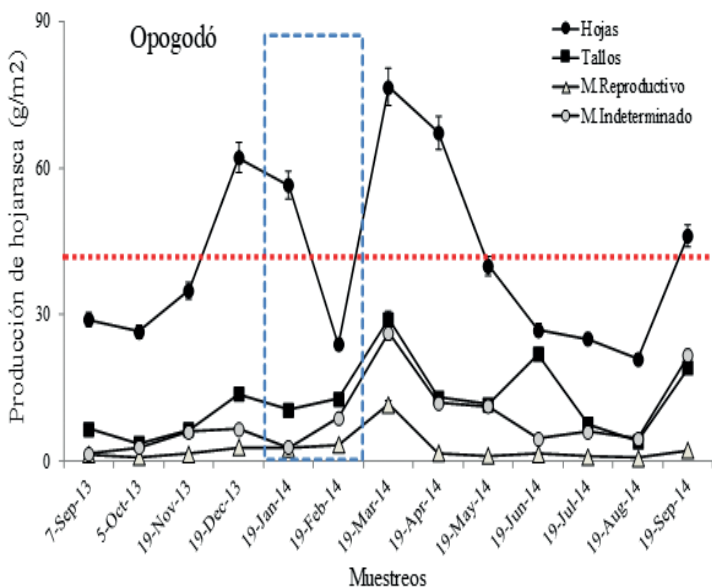
(Hoshmand 1998), porque no se cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de los datos evaluados con los estadísticos de Bartlett, Hartley y Kurtosis. Asimismo, la relación entre los componentes de la  $PPN_{hojarasca}$  y las variables edáficas se evaluó mediante el coeficiente de correlación por rangos de Spearman ( $R_s$ ). También se empleó un análisis de componentes principales (ACP) para evaluar las relaciones lineales entre la  $PPN_{hojarasca}$  y la fertilidad edáfica. Para determinar la contribución relativa de material reproductivo en función del material fotosintético (Pmr/Ph), se dividió la producción de material reproductivo (Pmr) sobre la producción de hojas (Ph) (Chave *et al.* 2010). Los análisis se realizaron con los programas Statgraphics Centurion XV (Statistical Graphics Corp., 2002) y The R Project for Statistical Computing ([www.r-project.org/](http://www.r-project.org/)).

## Resultados

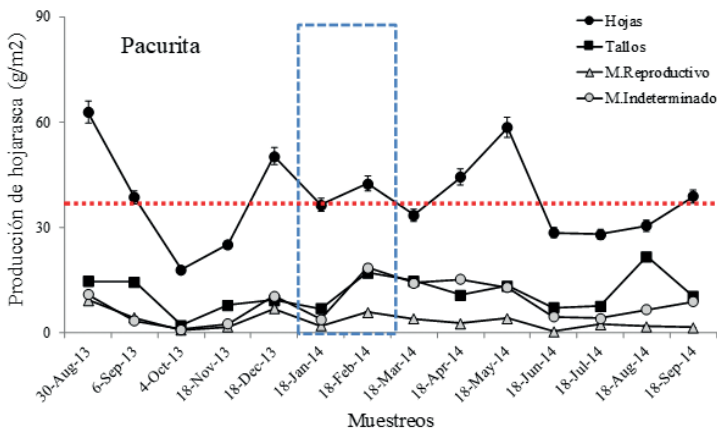
**Producción de Hojarasca ( $PPN_{hojarasca}$ ).** En la localidad de Opogodó la  $PPN_{hojarasca}$  total fue de 7,82 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, distribuida en un 63% en hojas, 19% en tallos, 4% material reproductivo, y 13% miscelánea (Tabla 1). Mientras que, en la localidad de Pacurita se registró una producción total de hojarasca de 7,35 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, distribuidas en un 62% en hojas, 18% en tallos, 5% en material reproductivo, y 13% en miscelánea. Por su parte, la relación Pmr/Ph fue similar en ambas localidades. En general, la  $PPN_{hojarasca}$  total no presentó diferencias significativas entre zonas ( $W = -193,0$ ;  $p = 0,331$ ) (Tabla 1).

La  $PPN_{hojarasca}$  presentó fluctuaciones marcadas a través del tiempo en Opogodó (Figura 1) y Pacurita (Figura 2). Particularmente en Opogodó, la producción de hojas presentó sus mayores valores en los meses de diciembre, enero, marzo, abril y septiembre. La producción de tallos presentó sus picos en marzo, junio y septiembre. Mientras que, la producción de miscelánea y de material reproductivo fue mayor en marzo (Figura 1). En Pacurita, la producción de hojas presentó sus picos en agosto, diciembre y mayo. La mayor producción de tallos se presentó en agosto. Finalmente, el material reproductivo y la miscelánea presentaron poca variación (Figura 2).

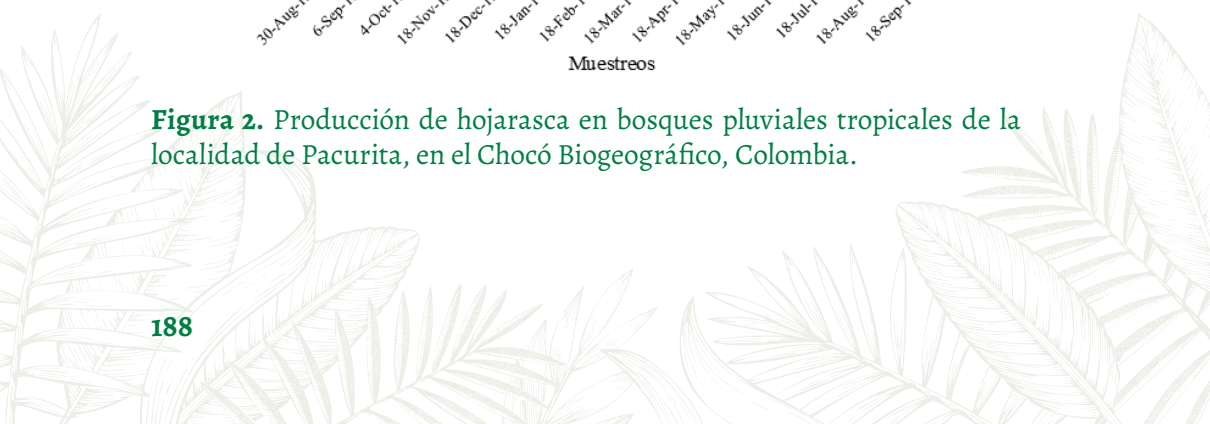
**Relación entre la producción de hojarasca y la fertilidad edáfica.** La correlación mostró que la  $PPN_{hojarasca}$  total se relacionó negativamente con el limo ( $r = -0,22$ ;  $p < 0,05$ ), pero no presentó correlación con las demás variables edáficas. Asimismo, se evidenció que algunas correlaciones entre las variables edáficas y los componentes de la  $PPN_{hojarasca}$  fueron significativas, pero con valores muy bajos de asociación. La producción de hojas presentó asociación positiva con el pH, MO,



**Figura 1.** Producción de hojarasca en bosques pluviales tropicales de la localidad de Opogodó, en el Chocó Biogeográfico, Colombia.



**Figura 2.** Producción de hojarasca en bosques pluviales tropicales de la localidad de Pacurita, en el Chocó Biogeográfico, Colombia.



N total y la arena; mientras que, con el Al, CICE y limo la relación fue negativa. La producción de tallos presentó una correlación negativa con el P edáfico ( $r=-0,22$ ;  $p<0,05$ ). La producción del material reproductivo se relacionó positivamente con el Ca y CICE. La cantidad de miscelánea se asoció negativamente con el Mg ( $r=-0,18$ ;  $p<0,05$ ). Finalmente, la relación Pmr/Ph se asoció positivamente con Al, Ca, CICE y arcilla; mientras que con el N total la relación fue negativa (Tabla 2).

En el ACP se conformaron cinco componentes principales significativos que explicaron el 78% de las variaciones lineales de los datos edáficos y de  $PPN_{hojarasca}$ . El primer componente principal explicó el 36% de variación de los datos (eigenvalue=6,61); en este componente se evidenció un gradiente de condiciones edáficas formadas por las diferencias en pH, Al, N, MO, arena, limo y arcilla de los suelos de las localidades de Opogodó y Pacurita (Figura 3). El segundo componente explicó el 14% de la variación de los datos (eigenvalue=2,65); en este componente se denotó un segundo gradiente generado por la  $PPN_{hojarasca}$  total y por componentes.

**Tabla 1.** Producción de hojarasca ( $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ) en dos bosques pluviales tropicales de las localidades de Opogodó y Pacurita en el Chocó Biogeográfico, Colombia

Opogodó	Hojas	Tallos	Material reproductivo	Miscelánea	Total	Relación Pmr/Ph
Producción de hojarasca	4,98	1,48	0,30	1,07	7,82	0,06
Porcentaje (%)	63,59	18,98	3,81	13,62	100,00	--
Desviación estándar	0,99	1,00	0,21	0,64	2,05	0,04
Kurtosis	1,41	8,38	0,50	3,30	2,76	1,35
<b>Pacurita</b>						
Producción de hojarasca	4,58	1,35	0,41	1,01	7,35	0,09
Porcentaje (%)	62,33	18,42	5,59	13,67	100,00	--
Desviación estándar	1,26	0,74	0,42	0,29	1,70	0,10
Kurtosis	27,52	23,14	7,73	0,33	15,91	9,15

Pmr/Ph= relación producción de material reproductivo/producción de hojas



**Tabla 2.** Coeficiente de correlación por rangos de Spearman entre los valores de producción de hojarasca y parámetros edáficos en bosques pluviales tropicales de las localidades de Pacurita y Opogodó en el Chocó, Colombia

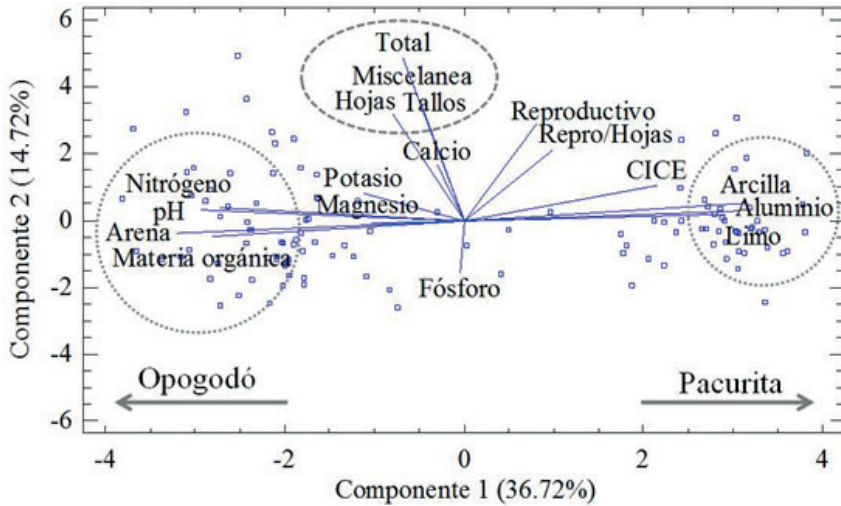
Parámetros edáficos	Hojas	Tallos	Reproductivo	Indeterminado	Total	Relación Pmr/Ph
pH	<b>0,22*</b>	0,09ns	-0,05ns	0,02ns	0,15ns	-0,09ns
Aluminio	<b>-0,28**</b>	-0,02ns	0,12ns	0,15ns	-0,11ns	<b>0,19*</b>
Materia orgánica	<b>0,23**</b>	0,03ns	-0,12ns	-0,14ns	0,09ns	-0,16ns
Nitrógeno	<b>0,25**</b>	0,06ns	-0,13ns	-0,11ns	0,11ns	<b>-0,17*</b>
Fósforo	-0,04ns	<b>-0,22*</b>	-0,14ns	-0,02ns	-0,11ns	-0,14ns
Potasio	0,03ns	-0,03ns	0,12ns	-0,02ns	0,01ns	0,07ns
Calcio	-0,05ns	0,13ns	<b>0,23**</b>	0,09ns	0,09ns	<b>0,22*</b>
Magnesio	0,15ns	-0,08ns	-0,08ns	<b>-0,18*</b>	0,02ns	-0,11ns
CICE	<b>-0,22*</b>	0,04ns	<b>0,21*</b>	0,13ns	-0,01ns	<b>0,25**</b>
Arena	<b>0,26**</b>	0,07ns	-0,11ns	-0,02ns	0,17ns	-0,14ns
Limo	<b>-0,30**</b>	-0,09ns	0,09ns	-0,01ns	<b>-0,22*</b>	0,13ns
Arcilla	-0,16ns	-0,01ns	0,16ns	0,15ns	-0,02ns	<b>0,19*</b>

N = 125 \* correlaciones significativas; \* = p < 0,05; \*\* = p < 0,01; \*\*\* = p < 0,0001; ns = p > 0,05

En general, el ACP mostró que la relación entre la PPN<sub>hojarasca</sub> y las condiciones edáficas es débil a escala local (Figura 3).

## Discusión

**Producción de hojarasca en bosques pluviales tropicales.** La PPN<sub>hojarasca</sub> registrada en los bosques de Opogodó (7,8 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) y Pacurita (7,3 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), fue similar a la reportada en Salero (con 7,2 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (Quinto-Mosquera *et al.* 2007) en un bosque pluvial tropical de baja fertilidad en el Chocó Biogeográfico (Tabla 3). Sin embargo, fue menor que la registrada en el bosque pluvial tropical del Bajo Calima (8,1 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), Chocó Biogeográfico, donde los suelos son igualmente infértiles, pero con una ligeramente mayor disponibilidad edáfica de P, con valores de entre 2,35 y 3,0 ppm en los primeros 20 cm de suelos (Rodríguez 1989), mientras que, en Opogodó y Pacurita se registraron entre 1,32 y 1,36 ppm, respectivamente. Posiblemente, estas leves variaciones en disponibilidad de P ocasionan



**Figura 3.** Análisis de componentes principales de las variables de producción de hojarasca y condiciones edáficas en bosques pluviales tropicales de las localidades de Opogodó y Pacurita, en el Chocó biogeográfico, Colombia.

diferencias en  $PPN_{hojarasca}$  en los bosques del Chocó. La  $PPN_{hojarasca}$  registrada en el presente estudio se encuentran dentro del rango de entre 5,8-12,0 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> reportado para bosques lluviosos tropicales con suelos de baja fertilidad (Oxisoles y Ultisoles) (Vitousek y Sanford 1986). Igualmente, los valores de Opogodó y Pacurita se encuentran dentro del rango de entre 5,19-12,47 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, reportado por Chave *et al.* (2010) para bosques tropicales maduros de Suramérica, pero con valores inferiores al promedio de 8,61 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Chave *et al.* 2010) (Tabla 3).

La  $PPN_{hojarasca}$  registrada en bosques pluviales del Chocó Biogeográfico con suelos infértiles (Rodríguez 1989, Quinto-Mosquera *et al.* 2007, y en el presente estudio) fue menor que la reportada en otros bosques tropicales con mayor fertilidad (Tabla 3), lo cual corrobora la hipótesis de la limitación de la PPN por la disponibilidad de nutrientes y fertilidad del suelo en bosques lluviosos tropicales de baja altitud (Vitousek 1984, Vitousek y Sanford 1986, Aragão *et al.* 2009, Chave *et al.* 2010).

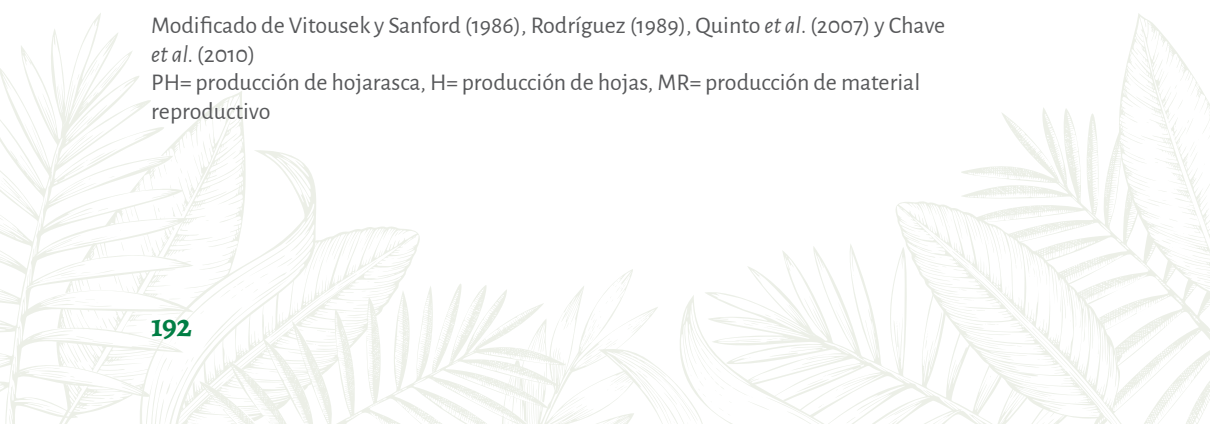


**Tabla 3.** Tasas de producción de hojarasca en bosques húmedos y pluviales tropicales maduros con distintos tipos de suelos

Categorías de suelos	PH	H	MR	R Pmr/Ph	Referencia
Suelos fértiles jóvenes o húmedos (Cambisol, Fluvisol/Gleyson, Gleysol, Histosol y Leptosol)	8,18	5,61	1,01	0,19	Chave <i>et al.</i> (2010)
Suelos infértiles antiguos (Ferralsol)	7,15	5,40	0,59	0,17	Chave <i>et al.</i> (2010)
Suelos infértiles muy permeables (Arenosol y Podzol)	5,27	3,95	1,33	0,08	Chave <i>et al.</i> (2010)
Suelos ácidos relativamente fértiles (Plinthosol, Acrisol y Alisol)	9,54	6,52	0,96	0,11	Chave <i>et al.</i> (2010)
Suelos moderadamente fértiles	10,50	-	-	-	Vitousek y Sanford (1986)
Suelos infértiles (Oxisoles/Ultisoles)	8,80	-	-	-	Vitousek y Sanford (1986)
Suelos Spodosols/Psamments	7,40	-	-	-	Vitousek y Sanford (1986)
Suelos ácidos infértiles de Salero, Chocó Biogeográfico (Acrisol/Ultisol)	7,2	4,34	0,34	0,079	Quinto <i>et al.</i> (2007)
Suelos infértiles de Bajo Calima, Chocó Biogeográfico (Inseptisol)	8,1	6,70	0,09	0,013	Rodríguez (1989)
Suelos ácidos moderadamente fértiles de Opogodó, Chocó (Acrisol/ Ultisol)	7,82	4,98	0,3	0,06	Presente estudio
Suelos ácidos infértiles de Pacurita, Chocó (Acrisol/Ultisol)	7,35	4,58	0,41	0,09	Presente estudio

Modificado de Vitousek y Sanford (1986), Rodríguez (1989), Quinto *et al.* (2007) y Chave *et al.* (2010)

PH= producción de hojarasca, H= producción de hojas, MR= producción de material reproductivo





Asimismo, al comparar la  $PPN_{hojarasca}$  de Opogodó y Pacurita con la de otros bosques lluviosos tropicales con similar tipo de suelos (Acrisoles/Ultisoles), pero con menor precipitación (<5.000 mm anuales), se observó que la  $PPN_{hojarasca}$  de los bosques del Chocó tiende a ser menor (Tabla 3); por lo tanto, se puede conjeturar que la alta pluviosidad tiene una influencia considerable sobre la PPN aérea del ecosistema, corroborando lo reportado por Schuur (2003) quien afirmó que las lluvias excesivas ocasionan una reducción en la PPN. Esta reducción en PPN bajo condiciones de alta pluviosidad posiblemente se deben a las pérdidas de nutrientes por lixiviación (Austin y Vitousek 1998), condiciones de estrés por anoxia y limitación de descomposición de MO (Posada y Schuur 2011), y reducción en las tasas de mineralización y nitrificación de N (Álvarez-Clare y Mack 2011), que en conjunto reducen la captura carbono.

### *¿Qué tanto la disponibilidad de nutrientes del suelo limita la producción de hojarasca en bosques tropicales con excesiva precipitación?*

En el presente estudio la  $PPN_{hojarasca}$  (total y por componentes) presentó correlaciones significativas con las condiciones edáficas (Tabla 2). Aunque estas relaciones fueron débiles, evidencian la influencia de la fertilidad del suelo sobre la PPN del ecosistema. La producción de hojas se asoció positivamente con el contenido de arena, pH, MO y N total, y con el Al, CICE y limo la relación fue negativa, lo cual evidencia que la PPN del bosque está determinada por las condiciones edáficas (pH, MO, N total, CICE, Al y textura). Además, se corrobora la hipótesis de la limitación de la PPN por la fertilidad edáfica en bosques lluviosos tropicales de baja altitud.

En los bosques del Chocó se evidenció una relación significativa entre los componentes de la  $PPN_{hojarasca}$  (hojas y material reproductivo) con la MO, N total, CICE y Ca del suelo, pero no con la disponibilidad edáfica de P (Tabla 2). Estas observaciones contradicen a escala local, lo planteado en la hipótesis de la limitación de la PPN generada por el P en bosques tropicales de baja altitud (Vitousek 1984, Silver 1994, Paoli *et al.* 2005, Paoli y Curran 2007, Araújo *et al.* 2009). Probablemente, lo que se está evidenciando en los bosques de Opogodó y Pacurita es una limitación de la PPN generada por múltiples nutrientes, similar a lo reportado por Mirmanto *et al.* (1999) y Kaspari *et al.* (2008) quienes observaron incrementos en  $PPN_{hojarasca}$  con la adición de N y P al suelo.

El hecho de que la mayoría de las correlaciones entre la  $PPN_{hojarasca}$  y las condi-



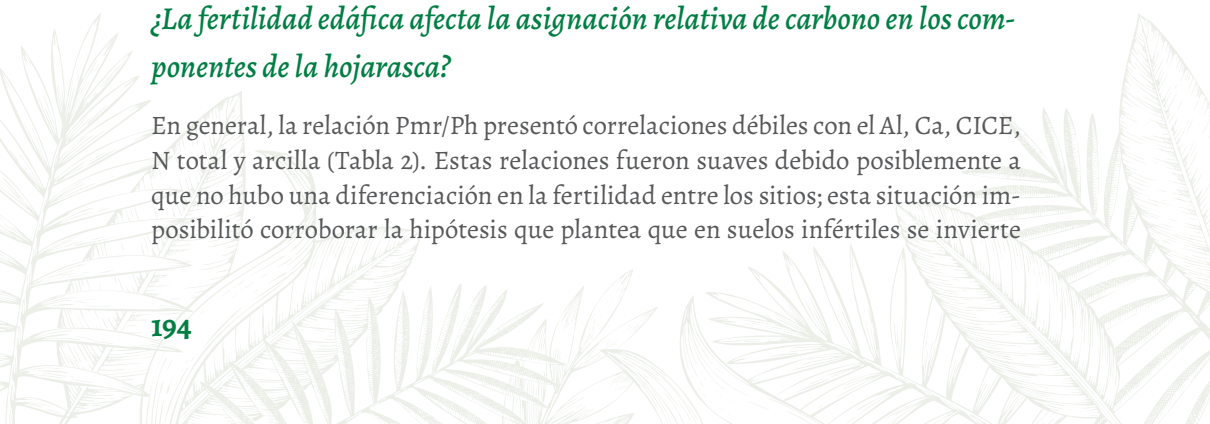
ciones edáficas fueran débiles (Figura 3), probablemente se debe a las siguientes razones:

Primero: la variación de los parámetros de fertilidad de los suelos fue poca, especialmente el P disponible (Tabla 2), pues se evaluó en una escala local y los suelos de las parcelas fueron infértiles, por lo que no se formó un verdadero gradiente de fertilidad. Si bien varios estudios han reportado variación en la  $PPN_{hojarasca}$  con la disponibilidad de nutrientes (Vitousek 1984, Aragão *et al.* 2009), ello es detectable solamente cuando existe un verdadero gradiente de fertilidad generado con la comparación de bosques tropicales con diferente concentración de nutrientes (Silver 1994, Aragão *et al.* 2009), o por la aplicación de nutrientes y fertilizantes al suelo (Mirmanto *et al.* 1999, Kaspari *et al.* 2008, Sayer *et al.* 2012), lo cual no ocurrió en el presente estudio.

Segundo: la cantidad y patrones de  $PPN_{hojarasca}$  en ecosistemas boscosos están determinados por factores biológicos como la especie arbórea, tasas de crecimiento, edad, área basal, densidad y particulares del dosel (Bray y Gorham 1964); además, por la influencia de factores ambientales como temperatura, disponibilidad de agua y nutrientes que limitan la PPN (Vitousek 1984, Silver 1994, Joergensen *et al.* 1995). En este estudio los factores ambientales (precipitación y suelos) fueron similares; se puede conjeturar que la variación en la  $PPN_{hojarasca}$  posiblemente es explicada por factores biológicos como la densidad arbórea, diversidad de especies, características del dosel y patrones fenológicos, entre otros (Bray y Gorham 1964, Williams-Linera y Meave 2002, Prause *et al.* 2003), los cuales no fueron evaluados en el presente estudio. Específicamente, la alta diversidad de especies arbóreas de la región ( $\approx 150$  sp. por ha) (Quinto-Mosquera y Moreno-Hurtado 2014) puede ser un factor fundamental porque posibilita la existencia de múltiples estrategias de captura de nutrientes (Williams-Linera y Meave 2002, Álvarez-Clare y Mack 2011) que dificultan observar relaciones significativas entre  $PPN_{hojarasca}$  y condiciones edáficas.

### ***¿La fertilidad edáfica afecta la asignación relativa de carbono en los componentes de la hojarasca?***

En general, la relación Pmr/Ph presentó correlaciones débiles con el Al, Ca, CICE, N total y arcilla (Tabla 2). Estas relaciones fueron suaves debido posiblemente a que no hubo una diferenciación en la fertilidad entre los sitios; esta situación imposibilitó corroborar la hipótesis que plantea que en suelos infértiles se invierte



menos en la construcción de órganos reproductivos en relación con la de hojas (Chave *et al.* 2010). Al comparar la producción de órganos reproductivos en distintos bosques tropicales, se denotó un incremento en la generación de estructuras reproductivas con la fertilidad (Tabla 3). Asimismo, la producción de estructuras reproductivas y la relación Pmr/Ph fueron menores en los bosques tropicales de baja fertilidad, en comparación con la registrada en bosques de mayor fertilidad, como lo han reportado Chave *et al.* (2010), lo cual corrobora, a escala regional, la hipótesis del cambio en la asignación de carbono en la producción de los componentes de la hojarasca con el incremento en fertilidad edáfica.

**Versión publicada previamente:** Quinto-Mosquera, H., F. Mena-Domínguez, H. Valoyes-Hinestroza. 2017. Relación entre la producción de hojarasca y las condiciones edáficas en bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico, Colombia. *Actualidades Biológicas*. 39 (106): 29-40. <https://bit.ly/3w1csVt>

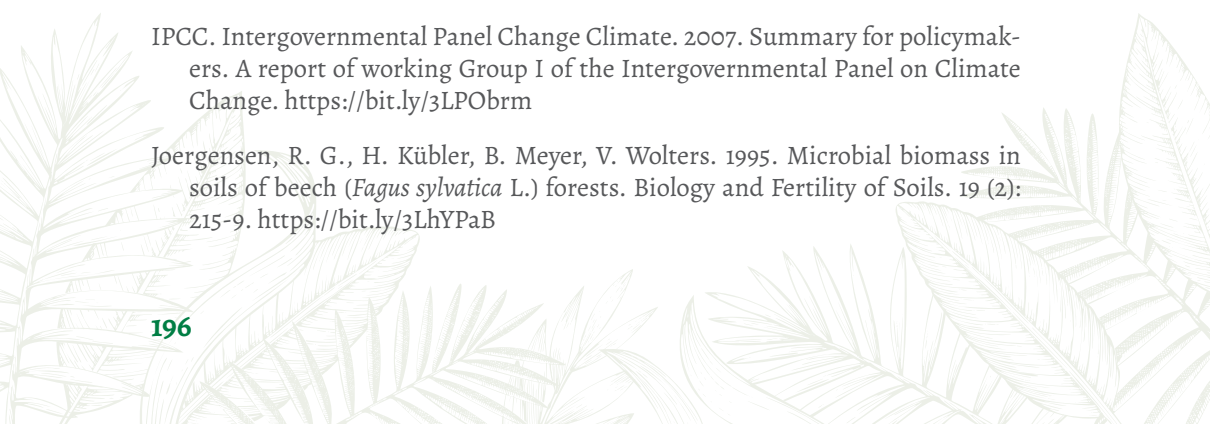
## Bibliografía

- Álvarez-Clare, S., M. C. Mack. 2011. Influence of precipitation on soil and foliar nutrients across nine Costa Rican forests. *Biotropica*. 43 (4): 433-41. <https://bit.ly/3Jt450>
- Aragão, L. E. O. C., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, D. Navarrete, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6: 2759-78. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Austin, A. T., P. M. Vitousek 1998. Nutrient dynamics on a precipitation gradient in Hawaii. *Oecologia*. 113: 519-29. <https://bit.ly/3ELXqNF>
- Bray, J. R., E. Gorham. 1964. Litter production in forests of the world. *Advances in Ecological Research*. 2: 101-57. <https://bit.ly/36JgSaD>
- Chapin, F. S., P.A. Matson, H. A. Mooney. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer Nature. Switzerland. USA. 442 pp. <https://bit.ly/3vLzSxX>
- Chave, J., D. Navarrete, S. Almeida, E. Álvarez, L. E. O. C. Aragão, D. Bonal, *et al.* 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*. 7 (1): 43-55. <https://bit.ly/3OsDKwn>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, E. Holland *et al.* 2001a. Net primary production in forest: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11 (2): 371-84. <https://bit.ly/36JgSaD>



ly/3uFRudX

- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001b. Measuring net primary production in forest: Concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTJYLL>
- Cleveland, C. C., A. R. Townsend, P. Taylor, S. Álvarez-Clare, M. M. C. Bustamante, G. Chuyong, *et al.* 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letters*. 14 (9): 939-47. <https://bit.ly/3vn6bTF>
- Del Grosso, S., W. Parton, T. Stohlgren, D. Zheng, D. Bachelet, S. Prince, *et al.* 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology*. 89 (8): 2117-26. <https://bit.ly/3Jvwv2z>
- Field C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson, P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281 (5374): 237-40. <https://bit.ly/3LPZfVw>
- Gardi, C., M. Angelini, S. Barceló, J. Comerma, C. Cruz Gaistardo, A. Encina Rojas, *et al.* (Eds.). 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Dirección General de Cooperación Internacional y Desarrollo (Comisión Europea), FAO Fiat Panis, Instituto de Medio Ambiente y Sostenibilidad (Centro Común de Investigación). 184 pp. <https://bit.ly/38XANx>
- Holdridge, L. R. 1996. *Ecología basada en las zonas de vida*. Instituto Interamericano para la Agricultura. San José. Costa Rica. 230 pp. <https://bit.ly/3rjM9Z5>
- Hoshmand, A. R. 1998. *Statistical methods for environmental y agricultural sciences*. 2<sup>nd</sup> ed. CRC Press LLC. New York. USA. 439 pp. <https://amzn.to/35ObnXJ>
- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2002. Mapa de suelos de Colombia. <https://bit.ly/3vaNkw7>
- IPCC. Intergovernmental Panel Change Climate. 2007. Summary for policymakers. A report of working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://bit.ly/3LPObrm>
- Joergensen, R. G., H. Kübler, B. Meyer, V. Wolters. 1995. Microbial biomass in soils of beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Biology and Fertility of Soils*. 19 (2): 215-9. <https://bit.ly/3LhYPaB>



- Kaspari, M., M. N. García, K. E. Harms, M. Santana, S. J. Wright, J. B. Yavitt. 2008. Multiple nutrients limit litterfall and decomposition in a tropical forest. *Ecology Letters*. 11 (1): 35-43. <https://bit.ly/3ry64Do>
- Malagón D., C. Chamorro, J. Fernández, R. Llinas, C. Pulido. 1995. Suelos de Colombia. Origen, evolución, clasificación, distribución y uso. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Subdirección de Agrología. Bogotá. Colombia. 632 pp. <https://bit.ly/3MsbCYh>
- Martínez, J. O. 1993. Geomorfología. En: Leyva, P. (Ed.). Colombia Pacífico. Tomo I. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis" (FEN). Bogotá. Colombia.
- Mirmanto, E., J. Proctor, J. Green, L. Nagy, N. Suriantata. 1999. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. *Philos Trans R Soc London B Biol Sci*. 354 (1391): 1825-9. <https://bit.ly/3xSvqzT>
- Osorio, N. W. 2014. Manejo de nutrientes en suelos del Trópico. 2ª ed. Editorial L. Vieco S.A.S. Medellín. Colombia. 412 pp. <https://bit.ly/3kdw0P8>
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. A. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, *et al.* 2011. A Large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333: 988-93. <https://bit.ly/3OzDr2K>
- Paoli, G. D., L. M. Curran, D. R. Zak. 2005. Phosphorus efficiency of Bornean rain forest productivity: evidence against the unimodal efficiency hypothesis. *Ecology*. 86 (6): 1548-61. <https://bit.ly/3xydaLX>
- Paoli, G. D., L. M. Curran. 2007. Soil nutrients limit fine litter production and tree growth in mature lowland forest of Southwestern Borneo. *Ecosystems*. 10 (3): 503-18. <https://bit.ly/36kzfT6>
- Posada, J. M., E. A. G. Schuur. 2011. Relationships among precipitation regime, nutrient availability, and carbon turnover in tropical rain forests. *Oecologia*. 165 (3): 783-95. <https://bit.ly/3ktaqbj>
- Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, O. Rangel. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel, O. (Ed.). Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3K2V2wF>
- Prause, J., P. N. Angeloni, G. Arce de Caram. 2003. Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*. 10: 39-45. <https://bit.ly/3K2V2wF>



ly/3KsfcAp

Quinto-Mosquera, H., Y. A. Ramos-Palacios, D. Abadía. 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un bosque pluvial tropical en Salero, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*. 26 (1): 28-41. <https://bit.ly/3NDJAKT>

Quinto-Mosquera, H., F. Moreno-Hurtado. 2014. Diversidad florística arbórea y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. *Rev Árvore*. 38 (6): 1123-32. <https://bit.ly/3EJbZuU>

R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. The R Project for Statistical Computing. <https://bit.ly/3rTDFIr>

Rodríguez, L. V. A. 1989. Consideraciones sobre la biomasa, composición química y dinámica del bosque pluvial tropical de colinas bajas. Bajo Calima. Buenaventura, Colombia. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal. (CONIF). Serie Documental N° 16. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3xO-JsCz>

Ruiz-Murcia, J. F. 2010. Cambio Climático en temperatura, precipitación y humedad relativa para Colombia usando modelos meteorológicos de alta resolución (Panorama 2011-2100). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Subdirección de Meteorología. Nota Técnica IDEAM-METEO/005-2010. Bogotá. Colombia. 91 pp. <https://bit.ly/3rRYCmN>

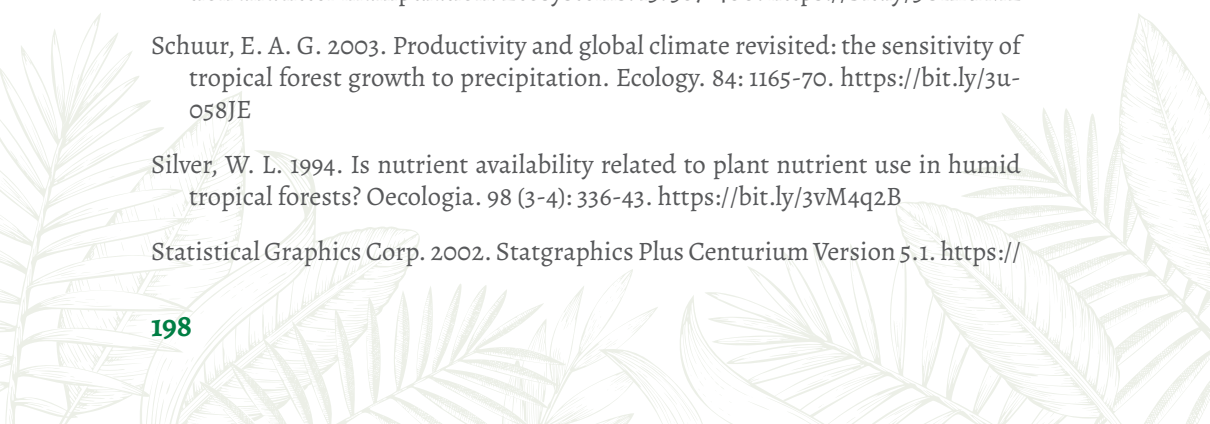
Saugier, B., J. Roy, H. A. Mooney. 2001. Estimations of global terrestrial productivity: Converging toward a single number? In: *Terrestrial global productivity*. Roy J., B. Saugier, H. A. Mooney, (Eds). Academic Press. San Diego. USA. pp. 543-57. <https://bit.ly/37i45MV>

Sayer, E. J., S. J. Wright, E. V. J. Tanner, J. B. Yavitt, K. E. Harms, J. S. Powers, *et al.* 2012. Variable responses of lowland tropical forest nutrient status to fertilization and litter manipulation. *Ecosystems*. 15: 387-400. <https://bit.ly/3OAKrML>

Schuur, E. A. G. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*. 84: 1165-70. <https://bit.ly/3u-058JE>

Silver, W. L. 1994. Is nutrient availability related to plant nutrient use in humid tropical forests? *Oecologia*. 98 (3-4): 336-43. <https://bit.ly/3vM4q2B>

Statistical Graphics Corp. 2002. Statgraphics Plus Centurium Version 5.1. <https://>





[bit.ly/3ENOEbl](https://bit.ly/3ENOEbl)

- Tanner, E., P. M. Vitousek, E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. *Ecology*. 79 (1): 10-22. <https://bit.ly/3rQxbKa>
- Vitousek, P. M. 1984. Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*. 65 (1): 285-98. <https://bit.ly/3k8Inor>
- Vitousek, P. M., R. L. Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17 (1): 137-67. <https://bit.ly/3kbYsCK>
- West, R. C. 1957. Las tierras bajas del Pacífico colombiano. Instituto Colombiano de Antropología. Imprenta Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 300 pp.
- Williams-Linera, G., J. Meave. 2002. Patrones fenológicos. En: Guariguata M. R., G. Kattan (Eds). 2002. *Ecología y Conservación de bosques Neotropicales*. Ediciones LUR. Libro Universitario Regional. Costa Rica. 692 pp. <https://bit.ly/3NGbRQN>
- Wu, Z., P. Dijkstra, G. Koch, J. Peñuelas, B. A. Hungate. 2011. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*. 17 (2): 927-42. <https://bit.ly/3kb4fZ7>
- Zhao, M., S. W. Running. 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science*. 329 (5994): 940-3. <https://bit.ly/3uqFEW5>







Sección 4. El papel de los bosques  
del Chocó en la mitigación del  
cambio climático global



## Capítulo 10

# El papel de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático global

## Perspectivas y análisis para la venta de servicios ambientales por captura y almacenamiento de carbono

Harley Quinto-Mosquera, Mayira Guerrero Machado

### Resumen

Actualmente el cambio climático global es el problema ambiental más relevante para la humanidad. Como las cuantificaciones de almacenamiento de carbono desarrolladas en bosques pluviales del Pacífico colombiano, estima que estos ecosistemas fijan y almacenan millones de toneladas de carbono cada año, se consideraron como fundamentales para la mitigación del cambio climático global. Sin embargo, estas estimaciones fueron poco precisas y con un alto nivel de incertidumbre. Por tal razón, en el presente trabajo se determinó el papel de los distintos tipos de bosques del Chocó biogeográfico en la mitigación del cambio climático global; se cuantificaron las existencias aéreas y subterráneas, las tasas de captura, y las tasas de emisión (deforestación) de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico. Luego de analizar los datos de biomasa y productividad, según tipo de bosque, municipios y subregiones, se encontró que los bosques del Chocó contribuyen a la mitigación del cambio climático global, a nivel general, de forma positiva y significativa, porque almacenan cerca de 691,3 millones de toneladas de carbono total, y fijan anualmente 55 millones de toneladas. Por todo esto, se estima que estos ecosistemas contribuyen al balance de carbono global con cerca del 0,19% del carbono total almacenado, y el 0,25% del carbono total fijado anualmente en bosques tropicales.



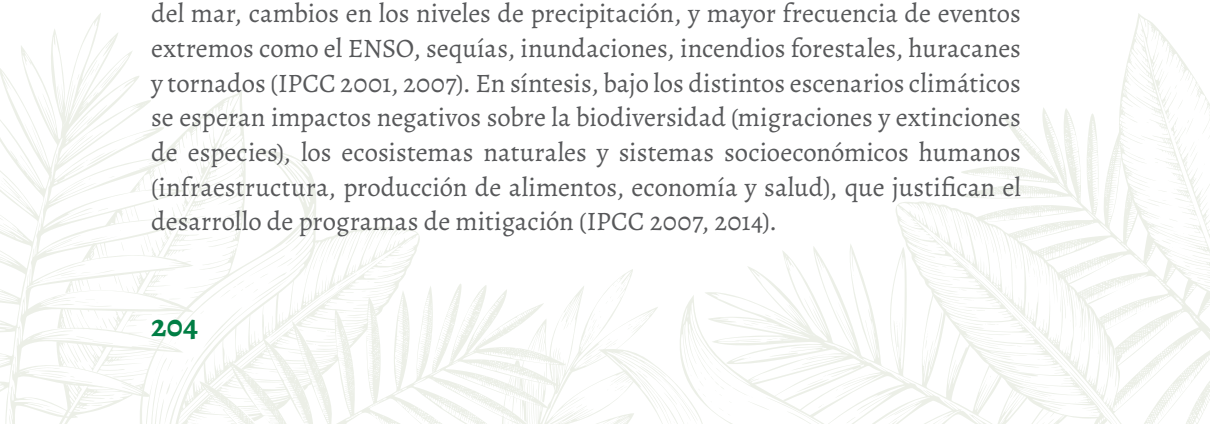
El índice de mitigación del cambio climático mostró que los municipios que presentan los mayores porcentajes positivos de mitigación fueron: Riosucio, Medio Baudó (Puerto Meluk), Carmen del Darién (Curbaradó), y Litoral de San Juan, y presentan mayor potencial de mitigar el cambio climático global en la región. Mientras que, los municipios con mayores porcentajes negativos de mitigación fueron: Condoto, Cantón de San Pablo, Sipí, Tadó, Lloró, Nóvita, y Río Quito. Los cuales requieren mayor atención gubernamental, para revertir el potencial de mitigación de cambio climático global, y así pasarlo de negativo a positivo. En síntesis, las tasas de fijación y almacenamiento de carbono de los diferentes bosques del Chocó, evidencian la factibilidad del desarrollo de programas y proyectos REDD+ en la región, que permitan el manejo sostenible del bosque y la mitigación del cambio climático global.

**Palabras clave:** Bosques pluviales tropicales, Cambio climático global, Carbono, Chocó Biogeográfico, Índice de mitigación del cambio climático global.

## Introducción

Actualmente el cambio climático global (CCG) es el problema ambiental más relevante para la humanidad (IPCC 2007, 2014). Este fenómeno tiene consecuencias enormes sobre el desarrollo económico, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (IPCC 2014). La principal causa de este cambio climático es la emisión antropogénica de gases con efecto de invernadero (GEI), como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que son producto de la quema de combustibles fósiles, producción de cemento, cambio de uso del suelo, y en gran medida, son el resultado del crecimiento económico y demográfico de la población humana (IPCC 2000, 2007).

En este sentido, diferentes investigaciones reportan que producto de este fenómeno se han registrado incrementos en la temperatura de la atmósfera y el océano, reducción en los volúmenes de hielo y nieves perpetuas, aumento en el nivel del mar, cambios en los niveles de precipitación, y mayor frecuencia de eventos extremos como el ENSO, sequías, inundaciones, incendios forestales, huracanes y tornados (IPCC 2001, 2007). En síntesis, bajo los distintos escenarios climáticos se esperan impactos negativos sobre la biodiversidad (migraciones y extinciones de especies), los ecosistemas naturales y sistemas socioeconómicos humanos (infraestructura, producción de alimentos, economía y salud), que justifican el desarrollo de programas de mitigación (IPCC 2007, 2014).



Los bosques tropicales, por sus altas tasas de captura y almacenamiento de carbono, y a su papel como sumideros y reservorios de CO<sub>2</sub> atmosférico, tienen un rol fundamental en el balance del carbono y en la mitigación del cambio climático global (Dixon *et al.* 1994, Field *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001a, Pan *et al.* 2011). Recientemente, Pan *et al.* (2013) en un análisis sobre la biomasa y distribución de los bosques del mundo, reportaron que los bosques tropicales son los ecosistemas terrestres con la mayor tasa de captura de carbono: 21,9 petagramos de carbono total anuales; asimismo, son los que mayor almacenamiento de carbono presentan en la biomasa, con 352,0 petagramos de carbono total, en comparación con los bosques boreales y templados que presentan 180,0 y 161,0 respectivamente (Pan *et al.* 2013). Además, los bosques tropicales presentan mayor relevancia de cara al cambio climático porque presentan la mayor área, con 1.949,4 millones de hectáreas. A nivel de hectárea, presentan también la mayor biomasa arbórea (aérea y subterránea) con 163,9 toneladas de carbono por hectárea (t C/ha), y la mayor densidad de carbono total (biomasa + necromasa) con 282,5 t C/ha, (Pan *et al.* 2011, 2013), ratificando la importancia de estos ecosistemas en la captura y almacenamiento de carbono, y evidencia su importancia en la mitigación del cambio climático global.

Particularmente, regiones como el Pacífico colombiano, que posee cerca de  $\approx 7,8$  millones de hectáreas de bosques maduros tropicales bien conservados (departamento de Chocó), son fundamentales para mitigar el cambio climático global, debido a la cantidad de carbono que capturan y almacenan constantemente. Particularmente, en el Chocó Biogeográfico, desde hace algunas décadas, se han realizado esfuerzos por cuantificar las existencias y flujos de carbono, biomasa y productividad primaria neta. En tal sentido, se puede mencionar el trabajo realizado por Rodríguez (1989) en un bosque pluvial del Bajo Calima, donde reportó una biomasa total de  $330,8 \text{ t ha}^{-1}$ , con un 69,4% ( $229,4 \text{ t ha}^{-1}$ ) en biomasa aérea vegetal, 13% biomasa muerta o necromasa, y el restante 18% en biomasa subterránea (Rodríguez 1989). Luego, Faber-Langendoen y Gentry (1991) estimaron en ecosistemas boscosos del Bajo Calima una biomasa aérea entre  $178,1$  y  $210,9 \text{ t ha}^{-1}$ , sobre suelos ácidos, pobres en nutrientes y ricos en materia orgánica (Faber-Langendoen y Gentry 1991). Algunos años después, se registraron valores de biomasa arbórea entre  $223,67$  y  $324,98 \text{ t ha}^{-1}$  en bosques pluviales tropicales de Salero en el Chocó Biogeográfico (Quinto y Moreno 2011). En bosques pluviales tropicales de Opogodó y Pacurita (Chocó Biogeográfico), se registró una biomasa aérea arbórea entre  $203,48$  y  $264,1 \text{ t ha}^{-1}$ , una biomasa de raíces finas de  $5,91$  y  $6,28 \text{ t ha}^{-1}$  (Quinto *et al.* 2016a), y una productividad primaria neta (captura de carbono) to-



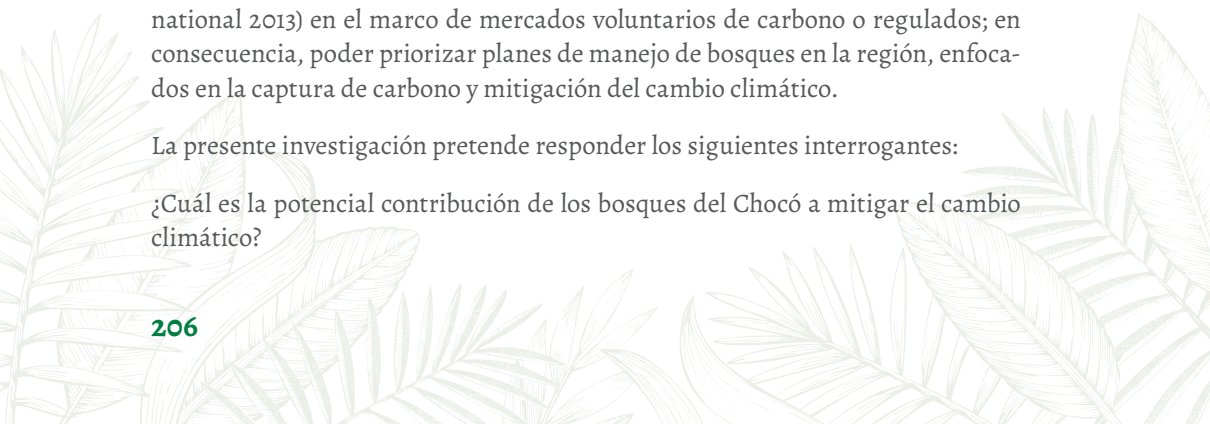
tal entre 23,71 y 24,09 t ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> (Quinto y Moreno 2017).

Basados en las cuantificaciones de almacenamiento de carbono desarrolladas en bosques pluviales del Pacífico colombiano, que presentan valores entre 111,83 y 162,49 t de C ha<sup>-1</sup> en la biomasa arbórea (aérea y subterránea) (Rodríguez 1989, Quinto y Moreno 2011), se podría conjeturar que estos ecosistemas almacenan alrededor de 1.267 millones de t de C, teniendo en cuenta el área del Chocó (46.530 km<sup>2</sup>); asimismo, se han cuantificado tasas de fijación de CO<sub>2</sub> de 12,1 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Quinto y Moreno 2017), que equivaldrían a cerca de 94,34 millones de toneladas de carbono fijadas anualmente en el área boscosa del Chocó, comprobando la importante función de estos ecosistemas en la mitigación del cambio climático global. Sin embargo, estas estimaciones serían poco precisas y con un alto nivel de incertidumbre, porque, las mediciones de carbono que se han desarrollado en la región del Chocó, se han realizado en muy pocos sitios y localidades. Además, no se han tenido en cuenta los tipos de bosque, la altitud, precipitación, suelos, y grado de afectación del ecosistema por actividades antrópicas como deforestación y minería, más aun teniendo en cuenta que cerca de 360 ha de bosque natural se deforestan y degradan cada año como consecuencia de la minería y tala de árboles (IIAP 2001, Ramírez y Ledezma 2007), y que, en el caso de la minería, los ecosistemas pueden tardar hasta más de mil años para recuperar su biomasa vegetal (Quinto *et al.* 2013). Por tal razón, se desconoce el verdadero papel que tienen estos ecosistemas boscosos en la mitigación del cambio climático global.

Basados en todo lo anterior, se hace necesario cuantificar las cantidades de carbono total que es capturado, almacenado (*stocks*), y/o emitido por los distintos tipos de bosque en el departamento del Chocó; este conocimiento es fundamental para evaluar el balance del carbono y fijación de CO<sub>2</sub> atmosférico en los distintos bosques del departamento del Chocó; así como también, para acceder a pagos por servicios ambientales (PSA), relacionados con la conservación, uso y manejo de bosques, bajo esquemas de proyectos o programas de reducción de emisiones por deforestación y degradación (REDD+) (Ortega *et al.* 2010, Conservation International 2013) en el marco de mercados voluntarios de carbono o regulados; en consecuencia, poder priorizar planes de manejo de bosques en la región, enfocados en la captura de carbono y mitigación del cambio climático.

La presente investigación pretende responder los siguientes interrogantes:

¿Cuál es la potencial contribución de los bosques del Chocó a mitigar el cambio climático?



¿Cuánta cantidad de carbono total (aéreo + subterráneo) es capturado y almacenado (*stocks*) por los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?

¿Cómo influyen las condiciones ambientales y biológicas sobre las tasas de captura y almacenamiento (*stocks*) de carbono aéreo y subterráneo de los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?

¿Cuánta cantidad de carbono aéreo y subterráneo es emitida a la atmósfera producto de la degradación y deforestación de los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?

Además, se plantearon los siguientes objetivos: Determinar el potencial de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico en la mitigación del cambio climático global. Cuantificar el carbono aéreo y subterráneo de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico. Cuantificar las tasas de captura de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico. Relacionar los *stocks* de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico con las variables ambientales. Estimar las tasas de emisión de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico. Estimar la captura de carbono según las localidades, tipos de bosque y actividades económicas del Chocó Biogeográfico.

## Área de estudio

La evaluación del papel de los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico en la mitigación del CCG, se desarrolló para el territorio del departamento del Chocó, el cual se encuentra localizado al occidente de la República de Colombia, en lo que se conoce como región del Pacífico. Tiene una superficie de 46.530 km<sup>2</sup> que corresponden al 4% del total del territorio colombiano (Instituto Geográfico Agustín Codazzi 2006). El departamento cubre un amplio rango de pisos térmicos, que van desde los 10 msnm, hasta municipios con altitudes cercanas a los 2000 msnm, en el Carmen de Atrato (Tabla 1). Asimismo, se caracteriza principalmente por su alta pluviosidad, con valores de hasta 12.500 mm anuales, y una amplia variación en suelos (Ultisoles, Inceptisoles, Oxisoles, Entisoles, y Andisoles) y tipos de bosques tropicales (secos, húmedos, muy húmedos, pluviales, premontanos) (Instituto Geográfico Agustín Codazzi 2006). La temperatura promedio anual es de 26°C y una humedad relativa del 80% (Poveda-M *et al.* 2004). La región cuenta con selvas de alta riqueza, diversidad y variedad de endemismos (Rangely Rivera-Díaz 2004, Bernal *et al.* 2015). Los bosques del Cho-

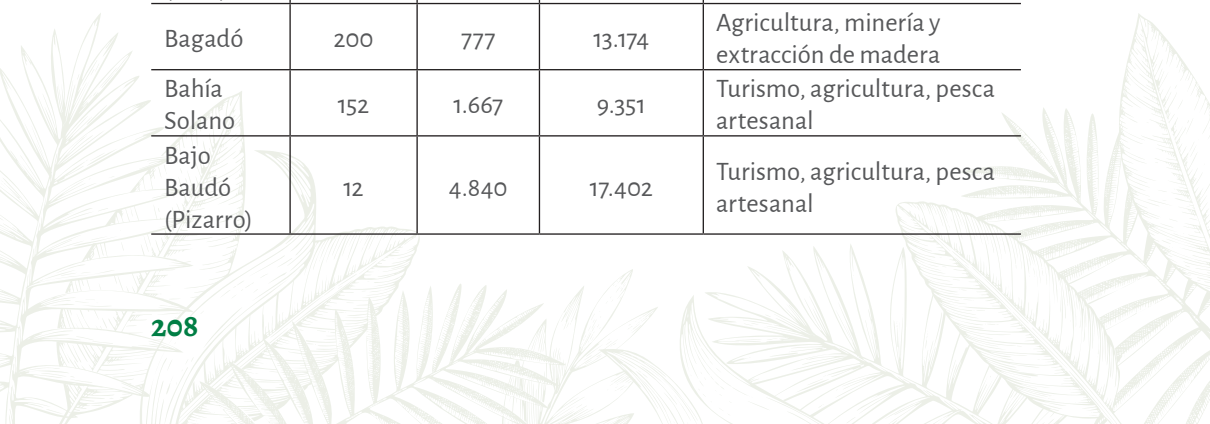


có en su mayoría son primarios, aunque, en los últimos años se ha incrementado su deforestación y degradación debido a actividades antrópicas como la minería y explotación forestal (IIAP 2001, Ramírez y Ledezma 2007), por lo que, se ha incrementado el área de los bosques secundarios, especialmente en los municipios en los que prevalecen dichas actividades económicas. De acuerdo con el último reporte oficial del IDEAM para el año 2019 (IDEAM 2020), la deforestación en el departamento del Chocó fue de 11.457 ha, presentando un aumento con respecto al año anterior.

El análisis se realizó para los 30 municipios que conforman el departamento del Chocó (Tabla 1), los cuales están agrupados en cinco subregiones (Poveda-M *et al.* 2004): 1) Alto Atrato, pie de monte de la Cordillera Occidental de Colombia al oeste del departamento del Chocó; 2) Medio Atrato, llanuras aluviales del río Atrato en la zona central del departamento; 3) Bajo Atrato, llanuras aluviales y zonas estearinas del Océano Atlántico al norte del departamento; 4) Litoral del Pacífico, llanuras aluviales con zonas estearinas del Océano Pacífico al suroeste del departamento; y 5) San Juan, llanuras aluviales y colinas bajas en la cuenca del río San Juan al sureste del departamento (Poveda-M *et al.* 2004).

**Tabla 1.** Municipios del departamento del Chocó\*

Nombre	Altitud (msnm)	Área (km <sup>2</sup> )	Habitantes (2016)	Actividades económicas
Acandí	0	1.551	9.584	Turismo ecológico y recreativo, agricultura, ganadería, minería, pesca artesanal.
Alto Baudó (Pie de Pató)	50	1.532	37.706	Minería, explotación forestal, pesca, ganadería porcina y agricultura
Atrato (Yuto)	43	725	10.195	Agricultura, minería y extracción de madera
Bagadó	200	777	13.174	Agricultura, minería y extracción de madera
Bahía Solano	152	1.667	9.351	Turismo, agricultura, pesca artesanal
Bajo Baudó (Pizarro)	12	4.840	17.402	Turismo, agricultura, pesca artesanal





**Tabla 1. Municipios del departamento del Chocó (continuación)\***

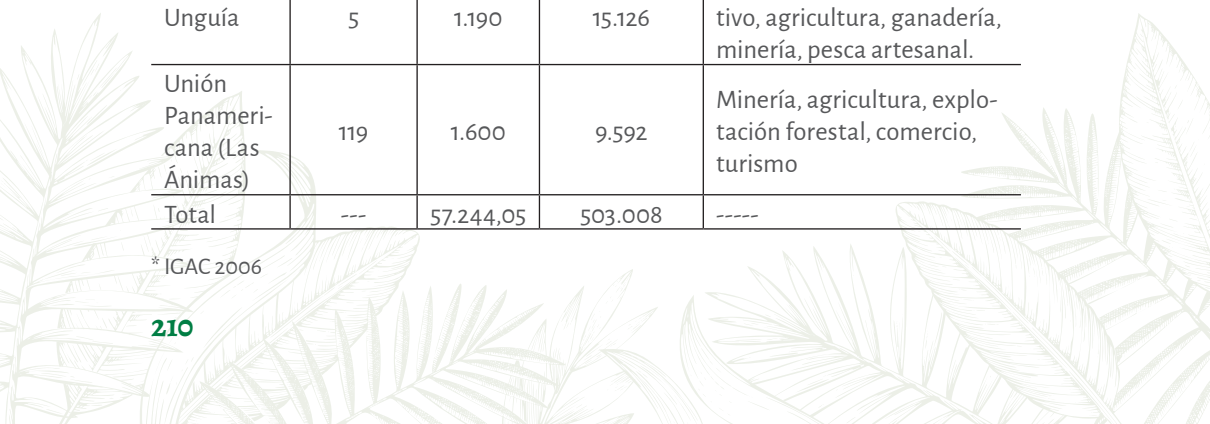
Nombre	Altitud (msnm)	Área (km <sup>2</sup> )	Habitantes (2016)	Actividades económicas
Bojayá (Bellavista)	20	3.693	10.106	Agricultura, pesca artesanal y extracción de madera
Cértegui	43	342	10.068	Agricultura, minería y extracción de madera
Condoto	70	890	14.660	Minería, agricultura, y extracción de madera
El Cantón de San Pablo (Managrú)	57	386	7.970	Minería, agricultura, y extracción de madera
El Carmen de Atrato	1700	1.017	13.819	Ganadera, agricultura, comercio, explotación forestal, minería, piscicultura y el empleo público
El Carmen del Darién (Curbaradó)	10	4.700	5.462	Agricultura, pesca artesanal y extracción de madera
El Litoral de San Juan (Santa Geneveva de Docordó)	25	3.755	15.251	Pesca, agricultura, minería, explotación forestal
Istmina	65	2.480	25.351	Agricultura, pesca, minería y comercio
Juradó	5	992	3.319	Turismo, agricultura, pesca, explotación forestal
Lloró	69	905	11.197	Minería, agricultura, explotación forestal
Medio Atrato (Beté)	50	562	29.487	Pesca, minería, agricultura, explotación forestal



**Tabla 1.** Municipios del departamento del Chocó (continuación)\*

Nombre	Altitud (msnm)	Área (km <sup>2</sup> )	Habitantes (2016)	Actividades económicas
Medio Baudó (Puerto Meluk)	37	4.840	13.560	Agricultura, piscicultura, producción pecuaria, explotación forestal
Medio San Juan (Andagoya)	96	620	15.945	Minería, agricultura y pesca
Nóvita	70	1.327	7.957	Minería, agricultura y comercio
Nuquí	5	956	8.576	Turismo, pesca artesanal y agricultura
Quibdó	43	3.337,5	112.886	Comercio, minería, agricultura, turismo, explotación forestal y el empleo público
Río Iró	70	520	9.695	Minería, agricultura, explotación forestal
Río Quito (Paimadó)	125	700	8.961	Minería, agricultura, explotación forestal
Riosucio	8	9.318	28.832	Explotación forestal, agricultura (palma africana), producción pecuaria, ganadería y pesca.
San José del Palmar	1100	947	4822	Agricultura, ganadería y explotación forestal
Sipí	85	196,55	4048	Minería, agricultura
Tadó	75	878	18.906	Minería, explotación forestal, agricultura y ganadería
Unguía	5	1.190	15.126	Turismo ecológico y recreativo, agricultura, ganadería, minería, pesca artesanal.
Unión Panamericana (Las Ánimas)	119	1.600	9.592	Minería, agricultura, explotación forestal, comercio, turismo
Total	---	57.244,05	503.008	-----

\* IGAC 2006



## Métodos

Para evaluar el papel de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico en la mitigación del CCG, se desarrolló un modelo inferencial multivariado que estimó la capacidad de mitigación del cambio climático de cada tipo de bosque, y de cada localidad de la región, basado en la información sobre las cantidades de carbono aéreo y subterráneo almacenadas (*stocks*) (Rodríguez 1989, Faber-Langendoen y Gentry 1991, Quinto y Moreno 2011, Phillips *et al.* ¿año? IDEAM 2011, Álvarez *et al.* 2012, Phillips *et al.* 2016, Quinto *et al.* 2016a, Duque *et al.* 2017), capturas de carbono anuales (productividad primaria neta) de cada bosque (Rodríguez 1989, Schuur 2003, Quinto y Moreno 2011, 2017, Quinto *et al.* 2016b), y tasas de deforestación (emisiones de carbono) por minería y explotación forestal (Instituto Geográfico Agustín Codazzi 2006, Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016, Meyer *et al.* 2019), desarrolladas en los distintos tipos de ecosistemas. Como las mediciones directas de almacenamiento y captura de carbono se han realizado en muy pocos sitios (Salero, Tutunendo, Opogodó, Pacurita y Bajo Calima), se emplearon las características ambientales de estas localidades para estimar la captura de carbono de las regiones restantes. En tal sentido, se emplearon las características ambientales (precipitación, altitud, y tipo de bosque) de cada municipio o localidad, para estimar su biomasa y productividad. También se empleó la tasa de deforestación y afectación del ecosistema, basado en información de explotación por minería (Yepes *et al.* IDEAM 2011, Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016, Meyer *et al.* 2019), y de aprovechamiento forestal (CODECHOCÓ 2016, Instituto Geográfico Agustín Codazzi 2006). Con esta información se determinó el papel (positivo o negativo) de los distintos tipos de bosques tropicales del Chocó Biogeográfico en la reducción del cambio climático global.

**Recolección de información.** Se realizó una extensa revisión bibliográfica de la información publicada hasta la fecha sobre las cantidades de carbono total que es capturado (productividad primaria neta), almacenado (*stocks*), y/o emitido por los distintos tipos de bosque en el departamento del Chocó; los principales documentos consultados fueron: Rodríguez (1989), Faber-Langendoen y Gentry (1991), Instituto Geográfico Agustín Codazzi (2006), Quinto *et al.* (2007), Phillips *et al.* ¿año?, IDEAM (2011), Quinto y Moreno (2011), Yepes *et al.* ¿año?, IDEAM (2011), Álvarez *et al.* (2012), Phillips *et al.* (2016), Quinto *et al.* (2016a, 2016b, 2017), Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz (2016), Duque *et al.* (2017), Torres-Torres *et al.* (2017), Bolívar *et al.* (2018), Segura *et al.* (2018), y Meyer *et al.* (2019).



### *Medición del carbono en bosques del Chocó Biogeográfico*

Para tener la determinación en campo de las existencias de carbono, se emplearon parcelas permanentes de investigación en las localidades de Salero (municipio de Unión Panamericana), Pacurita (municipio de Quibdó), Opogodó (municipio de Condóto) y Bajo Calima (municipio de Buenaventura), donde se realizaron las siguientes actividades:

**Evaluación de las tasas de captura, almacenamiento y emisión de carbono en bosques del Chocó.** Diseño conceptual: La captura de carbono fue estimada con base en los modelos conceptuales 1, 2, 3 y 4 (Clark *et al.* 2001, Chapin *et al.* 2006):

$$\text{PNE (captura de carbono)} = \text{PPN} - \text{RH} \tag{1}$$

$$\text{PPN} = \text{PPNA} + \text{PPNS} \tag{2}$$

$$\text{PPNA} = \Delta\text{BA}_{\text{sobrevivientes}} + \Delta\text{BA}_{\text{reclutados}} + \text{PH} \tag{3}$$

$$\text{PPNS} = \Delta\text{BS}_{\text{sobrevivientes}} + \Delta\text{BS}_{\text{reclutados}} + \text{PRF} \tag{4}$$

donde:

PNE= producción neta del ecosistema (captura de carbono del ecosistema)

PPN= productividad primaria neta

RH= respiración heterotrófica

PPNA= productividad primaria neta aérea

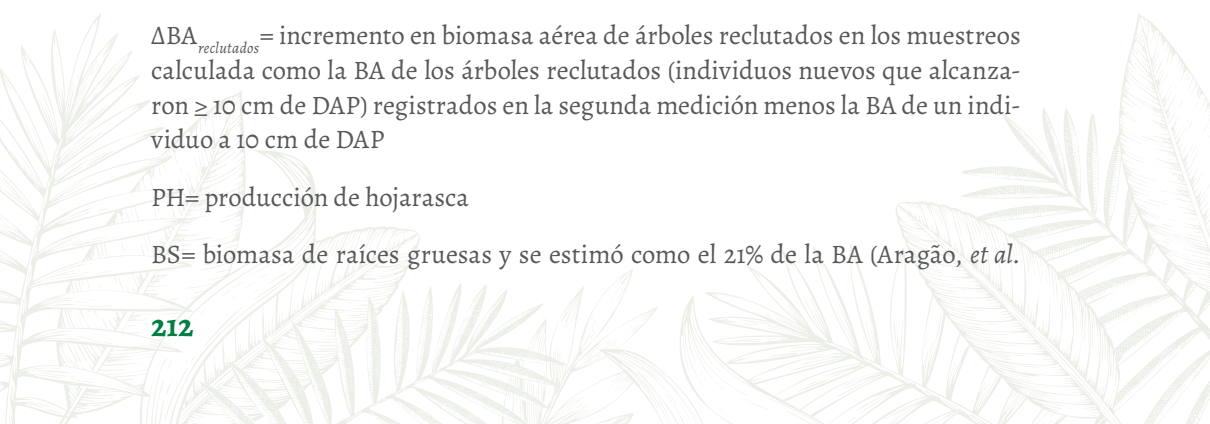
PPNS= productividad primaria neta subterránea

$\Delta\text{BA}_{\text{sobrevivientes}}$  = incremento en biomasa aérea (BA) de árboles sobrevivientes determinado como la BA final (segunda medición) menos la BA inicial (primera medición) de cada individuo sobreviviente

$\Delta\text{BA}_{\text{reclutados}}$  = incremento en biomasa aérea de árboles reclutados en los muestreos calculada como la BA de los árboles reclutados (individuos nuevos que alcanzaron  $\geq 10$  cm de DAP) registrados en la segunda medición menos la BA de un individuo a 10 cm de DAP

PH= producción de hojarasca

BS= biomasa de raíces gruesas y se estimó como el 21% de la BA (Aragão, *et al.*



2009), debido a que es una variable de difícil medición directa, y por ello su incremento se determinó de forma similar a la estimación del incremento en BA de la ecuación 3; asimismo, la PRF es la producción de raíces finas (Clark *et al.* 2001, Sierra *et al.* 2007).

### ***Determinación de la productividad primaria neta aérea (PPNA) (incremento en biomasa aérea arbórea) en el bosque pluvial tropical***

***Establecimiento y re-censos de parcelas permanentes.*** Por lo general para el estudio de la dinámica del C en los bosques se han empleado parcelas permanentes de investigación (Phillips *et al.* 1998, Clark *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003, Chave *et al.* 2003, Baker *et al.* 2004ab), las cuales permiten conocer los cambios en las existencias de biomasa y C en el bosque cuando se realizan mediciones sucesivas a lo largo de varios años. En el presente proyecto se instalaron parcelas permanentes, las cuales se emplearon como las unidades básicas de muestreo.

En parcelas, se inventariaron los árboles y arbustos con diámetro a la altura del pecho (DAP)  $\geq 5$  cm, y se censaron todos los árboles con DAP  $\geq 10$  cm. En todas las unidades experimentales de los estratos se registraron los individuos vivos, muertos, la forma de mortalidad y los individuos reclutados (que alcanzaron el diámetro de medición) en cada uno de los censos. En el presente proyecto se realizaron tres censos a los árboles, arbustos y plantas de estas unidades experimentales.

***Medición de diámetros y las alturas de árboles y plantas en las unidades experimentales.*** Se midió la circunferencia con cinta métrica a todas las plantas leñosas, árboles (a 1,30 m de altura) y arbustos presentes cada cuadrícula; luego los valores de circunferencia se transformaron a DAP. El perímetro del tronco del árbol donde se midió el diámetro se marcó con pintura asfáltica amarilla con el objeto de garantizar que posteriores mediciones se hicieran en la misma zona de la primera medición. Tales mediciones se hicieron en áreas libres de nudos o ramas. Además, se registró la ubicación de cada individuo en la cuadrícula. Todos los árboles medidos fueron marcados con placas de aluminio. Adicionalmente, se midió el DAP de los árboles con forcípula para comparar con las mediciones con cinta métrica, en este caso se marcarán con pintura los dos puntos en los que se tomen las medidas con la forcípula para que las posteriores medidas se realizaran en la misma parte del árbol. También se identificó el hábito de crecimiento en las categorías de árbol, arbusto, bejuco o liana y palma, se anotaron las características vegetativas y observaciones particulares de cada individuo. Para las



mediciones de la altura se empleó un clinómetro *Suunto* a distancias fijas de 15 y 20 m de observación; asimismo, la altura de los árboles más pequeños (alturas menores entre 10 y 15 metros) se midió con mira graduada y/o tubos (Mostacedo y Fredericksen 2000). En total se midió la altura del 50% de los árboles registrados en cada uno de los estratos.

**Estimación de la biomasa aérea y subterránea del ecosistema.** Como la elección de un modelo o ecuación para estimar la BA de árboles es crucial porque puede ser una de las principales fuentes de error en la estimación (Clark *et al.* 2001), se recomienda emplear ecuaciones generadas localmente (Araujo *et al.* 1999, Chambers *et al.* 2001, Del Valle *et al.* 2003). Sin embargo, cuando se carece de ecuaciones locales se pueden emplear ecuaciones ya existentes, generadas en condiciones climáticas y edáficas similares a la de la zona de estudio (Clark *et al.* 2001). En este caso, luego de revisar siete modelos para estimar BA generados con información de bosques muy húmedos tropicales de diversas zonas del mundo (Rodríguez 1989, Brown 1997, Chambers *et al.* 2001, Baker *et al.* 2004 Chave *et al.* 2005), se optó por emplear el modelo de Chave *et al.* (2005) (ecuación 5) y de Álvarez *et al.* (2012) (ecuación 6), para estimar la BA de árboles y arbustos, porque presentó un mayor coeficiente de correlación promedio en relación con las estimaciones de BA de los otros modelos, según la evaluación realizada por Quinto y Moreno (2011); además, se eligió el modelo porque incluye el DAP, la altura y la densidad de la madera como variables para estimar BA, con lo cual se tuvo una estimación que incluye la mayor variabilidad natural de BA (Quinto y Moreno 2011). Asimismo, la BS se estimó como el 21% de la BA (ecuación 7) (Aragão *et al.* 2009). Los modelos citados que se usaron para determinar la biomasa fueron:

$$BA \text{ (kg)} = \text{EXP}(-2,557+0,94*\ln(pi*DAP^2*H)) \tag{5}$$

$$BA \text{ (kg)} = \text{EXP}(1,59-1,22*\ln(DAP)+1,23*(\ln(DAP^2)-0,12*(\ln(DAP^3)+0,69*(\ln(pi)))) \tag{6}$$

$$BS \text{ (kg)} = 0,21*BA \tag{7}$$

donde:

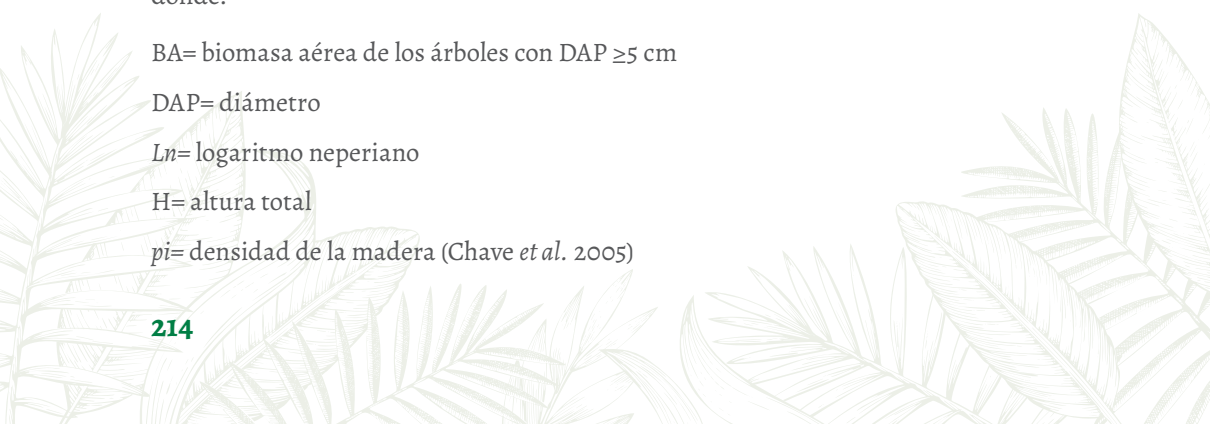
BA= biomasa aérea de los árboles con DAP  $\geq$  5 cm

DAP= diámetro

Ln= logaritmo neperiano

H= altura total

pi= densidad de la madera (Chave *et al.* 2005)



Con la información de BA de cada muestreo se calculó el incremento en biomasa vegetal del bosque, referido en la ecuación 3. En total se realizaron cuatro censos en un período de tres años.

### ***Determinación de la productividad primaria neta subterránea (PPNS) (raíces finas) en el bosque pluvial tropical***

**Medición de la producción de raíces finas.** Para la medición de la productividad de raíces finas se han empleado principalmente tres métodos: método de muestreo secuencial, cilindros de crecimiento (método *ingrowth cores*) y minirizotrones (Vogt *et al.* 1998, Persson 1990, Usme 2003, Moreno-Hurtado 2004, Hendricks *et al.* 2006). En el presente proyecto se empleó una modificación del método de cilindros de crecimiento utilizada por Sierra (2003) y Moreno-Hurtado (2004), donde la introducción del suelo libre de raíces no se realizó en cilindros o mallas metálicas; simplemente se introdujo en los hoyos hechos con barreno sin ninguna clase de empaque, de forma tal que el nuevo suelo estuviera completamente en contacto con el medio circundante y eliminar así los obstáculos que podían limitar el crecimiento de las raíces. Para alinderar el espacio de llenado y facilitar la posterior recolección de la muestra se utilizaron alambres metálicos gruesos sobre las paredes del orificio en tres puntos diferentes, los cuales sirvieron como guía para el barreno. Los cilindros de crecimiento se ubicaron en el centro de los cuadrados de 10 x 10 m que dividían las cuadrículas.

En cada parcela se midió la biomasa y producción de raíces finas mediante barrenos de suelos con 8 cm de diámetro y 15 cm de profundidad, con los cuales se extrajeron dos porciones de suelos a dos profundidades, de 0-10 cm y de 10-20 cm de profundidad, a los cuales se les separaron las raíces finas, aquellas que tenían diámetros  $\leq 2$  mm. En cada cuadrícula se tomaron cuatro cilindros de suelo a dos profundidades, para un total de 40 muestras por unidad experimental, que equivalían a un total de 200 muestras por tratamiento de fertilización, con lo cual se alcanzó un total de 1.000 muestras por estrato en cada muestreo de raíces finas, que se muestrearon cada seis meses durante los tres años de actividades de campo, para un total de seis muestreos.

A las raíces finas muestreadas semestralmente se les separaron la arena y arcilla del suelo empleando cernidores de diferentes tamices (de 0,5 y 1 mm de amplitud) y sometiendo las muestras a diferentes presiones de agua. Las raíces finas colectadas se secaron a 70°C durante 48 horas en el horno de secado Acequilab Ltda® y se pesaron secas con una balanza analítica de precisión (0,0001 g). Estos



procedimientos se realizaron en el Laboratorio de Botánica y Ecología de la Universidad Tecnológica del Chocó “DLC”.

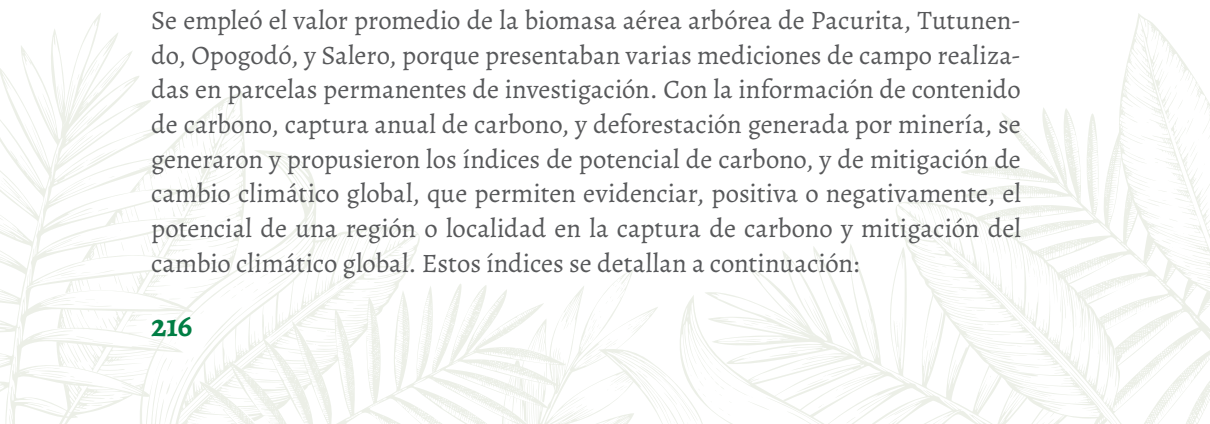
**Determinación de las tasas de emisión de carbono aéreo y subterráneo producto de la degradación y deforestación de bosque.** Para la determinación de las tasas de emisión de carbono aéreo y subterráneo producto de la degradación y deforestación de los distintos tipos de bosque del departamento del Chocó, en el presente proyecto se empleó la información generada satelitalmente por el IDEAM, sobre las tasas de deforestación del departamento del Chocó (<http://smbyc.ideam.gov.co/MonitoreoBC-WEB/>). También se empleó la información publicada sobre explotación forestal, minería y ganadería por localidad y por municipio (Instituto Geográfico Agustín Codazzi 2006, CODECHOCÓ 2016, Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016), como variables indirectas de deforestación y degradación de bosques, la tasa de deforestación que se determinó fue la bruta, pues no se descontaron los valores de captura de carbono que pueda realizar el bosque por regeneración o productividad primaria neta en el período de análisis.

**Datos de precipitación, altitud y tipo de bosque.** Los datos de las variables ambientales (precipitación, altitud y tipo de bosque) se tomaron de las publicaciones realizadas por el IDEAM y el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (2006); asimismo, se utilizó información de las estaciones meteorológicas de Condoto, Tutunendo (IDEAM), y Quibdó (IDEAM y Universidad Tecnológica del Chocó), las más cercanas a las parcelas de investigación.

**Análisis de datos.** Como en los bosques húmedos tropicales y en bosques secos tropicales del Chocó Biogeográfico, no se han realizado mediciones de captura de carbono (productividad primaria neta total), que permitieran estimar su valor para estos tipos de bosque, se empleó el modelo de productividad primaria neta en función de la precipitación anual, publicado por Schuur (2003):

$$a) \text{NPP}_{\text{MAP(mm)}} = \frac{0.005212(\text{MAP})^{1.12363}}{e^{0.000459532(\text{MAP})}}$$

Se empleó el valor promedio de la biomasa aérea arbórea de Pacurita, Tutunendo, Opogodó, y Salero, porque presentaban varias mediciones de campo realizadas en parcelas permanentes de investigación. Con la información de contenido de carbono, captura anual de carbono, y deforestación generada por minería, se generaron y propusieron los índices de potencial de carbono, y de mitigación de cambio climático global, que permiten evidenciar, positiva o negativamente, el potencial de una región o localidad en la captura de carbono y mitigación del cambio climático global. Estos índices se detallan a continuación:





**Índice de potencial de carbono (IPC) = PCTC+PCAC**

**Índice de mitigación de cambio climático global (IMCCG) = IPC-PDP**

donde:

PCTC= porcentaje de contenido total de carbono

PCAC= porcentaje de captura anual de carbono

PDP= porcentaje de deforestación potencial

Para determinar el IPC, el porcentaje de contenido total (aéreo+subterráneo) de carbono se determina a partir de los valores de contenido de carbono total en toneladas, cuantificados y/o estimados para cada localidad o municipio, y luego se le determinó su valor porcentual con respecto al total. Igualmente, para determinar el porcentaje de captura anual de carbono se empleó el mismo procedimiento. Para determinar el PDP se empleó la tasa de deforestación y afectación del ecosistema, basado en información de explotación por minería (Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016). Los valores del área de los municipios, el IMCCG, IPC y PDP fueron relacionados multi-linealmente mediante un análisis de componentes principales (ACP). Además, el IMCCG se relacionó con el área total, la tasa de deforestación, la cantidad de habitantes y precipitación promedio anual de los municipios, mediante regresiones lineales.

## Resultados

**Cantidades de carbono total (aéreo y subterráneo) de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico.** Los bosques del departamento del Chocó, que tienen un área total aproximada de 5'724.405 h, poseen un contenido de carbono total de 691,3 millones de t de C, con un 79% en la parte aérea del bosque, y un restante 21% en la parte subterránea. Una hectárea de bosque natural en el Chocó, puede contener entre 94,83 y 159,78 toneladas de carbono (Tabla 2).

**Tabla 2.** Contenidos totales y tasas de captura de carbono de los bosques del Chocó Biogeográfico por municipios

Municipios	Área (ha)	Biomasa aérea (t/ha)	Con-tenido carbono (tC/ha)	Con-tenido carbono subterrá-neo (tC/ha)	Con-tenido carbono total (tC/ha)	Captura carbono (t/ha/año)	Contenido carbono total (toneladas)	Captura carbono (toneladas anuales)
Acandí	155.100	264,10	132,05	27,73	159,78	5,35	24'781.955,55	829.785,00
Alto Baudó (Pie de Pató)	153.200	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	15'293.190,00	1'815.420,00
Atrato (Yuto)	72.500	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	7'237.312,50	859.125,00
Bagadó	77.700	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	7'756.402,50	920.745,00
Bahía Solano	166.700	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	16'640.827,50	1'975.395,00
Bajo Baudó (Pizarro)	484.000	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	48'315.300,00	5'735.400,00
Bojayá (Bella-vista)	369.300	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	36'865.372,50	4'376.205,00
Cértegui	34.200	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	3'414.015,00	405.270,00
Condoto	89.000	156,85	78,43	16,47	94,89	11,85	8'445.588,25	1'054.650,00

**Tabla 2.** Contenidos totales y tasas de captura de carbono de los bosques del Chocó Biogeográfico por municipios (continuación)

Municipios	Área (ha)	Biomasa aérea (t/ha)	Con-tenido carbono (tC/ha)	Con-tenido carbono subterráneo (tC/ha)	Con-tenido carbono total (tC/ha)	Captura carbono (t/ha/año)	Contenido carbono total (toneladas)	Captura carbono (toneladas anuales)
Cantón de San Pablo (Managrú)	38.600	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	3'853.245,00	457.410,00
Carmen de Atrato	101.700	260,10	130,05	27,31	157,36	5,43	16'003.562,85	552.231,00
Carmen del Darién (Curbaradó)	470.000	264,10	132,05	27,73	159,78	4,74	75'096.835,00	2'227.800,00
Litoral de San Juan (Docordó)	375.500	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	39'119.965,50	4'543.550,00
Istmina	248.000	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	24'756.600,00	2'938.800,00
Juradó	99.200	264,10	132,05	27,73	159,78	5,43	15'850.225,60	538.656,00
Lloró	90.500	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	9'428.380,50	1'095.050,00

**Tabla 2.** Contenidos totales y tasas de captura de carbono de los bosques del Chocó Biogeográfico por municipios (continuación)

Municipios	Área (ha)	Biomasa aérea (t/ha)	Con-tenido carbono (tC/ha)	Con-tenido carbono subterráneo (tC/ha)	Con-tenido carbono total (tC/ha)	Captura carbono (t/ha/año)	Contenido carbono total (toneladas)	Captura carbono (toneladas anuales)
Medio Atrato (Beté)	56.200	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	5'854.972,20	680.020,00
Medio Baudó (Puerto Meluk)	484.000	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	48'315.300,00	5'735.400,00
Medio San Juan (Andagoya)	62.000	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	6'459.222,00	750.200,00
Nóvita	132.700	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	13'824.818,70	1'605.670,00
Nuquí	95.600	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	9'543.270,00	1'132.860,00
Quibdó	333.750	217,85	108,93	22,87	131,80	12,10	43'987.999,69	4'038.375,00
Río Iró	52.000	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	5'190.900,00	616.200,00
Río Quito (Paimadó)	70.000	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	6'987.750,00	829.500,00
Riosucio	931.800	264,10	132,05	27,73	159,78	5,43	148'883.469,90	5'059.674,00

**Tabla 2.** Contenidos totales y tasas de captura de carbono de los bosques del Chocó Biogeográfico por municipios (continuación)

Municipios	Área (ha)	Biomasa aérea (t/ha)	Con-tenido carbono (tC/ha)	Con-tenido carbono subterráneo (tC/ha)	Contenido carbono total (tC/ha)	Captura carbono (t/ha/año)	Contenido carbono total (toneladas)	Captura carbono (toneladas anuales)
San José del Palmar	94.700	182,90	91,45	19,20	110,65	4,81	10'478.981,15	455.507,00
Sipí	19.655	172,20	86,10	18,08	104,18	12,10	2'047.677,56	237.825,50
Tadó	87.800	165,00	82,50	17,33	99,83	11,85	8'764.635,00	1'040.430,00
Unguía	119.000	96,20	48,10	10,10	58,20	5,32	6'925.919,00	633.080,00
Unión Paname-ricana	160.000	219,61	109,81	23,06	132,86	11,85	21'258.248,00	1'896.000,00
<b>Total</b>	<b>5'724.405</b>	<b>184,43</b>	<b>92,21</b>	<b>19,36</b>	<b>111,58</b>	<b>10,36</b>	<b>691'381.941,44</b>	<b>55'036.233,50</b>



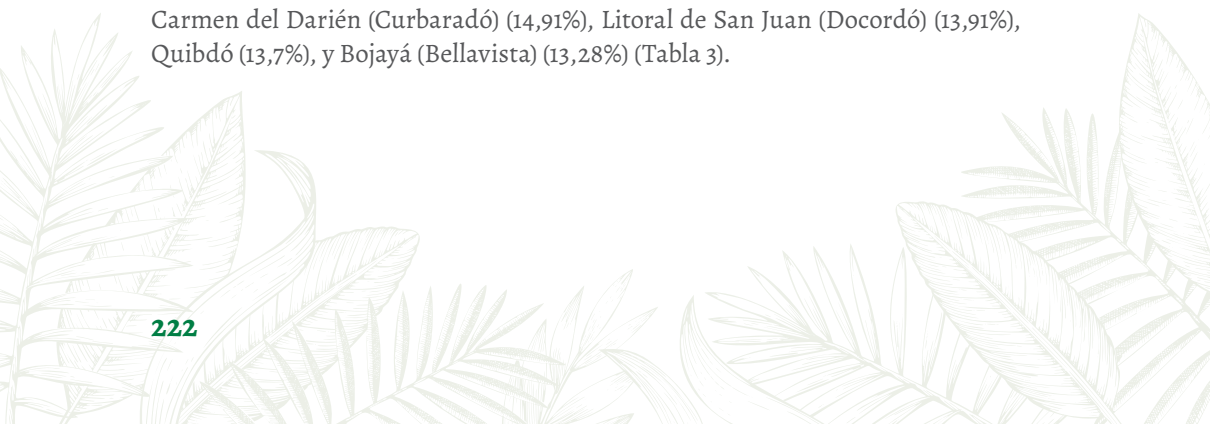
A nivel de municipios, los de mayor área de bosque natural son: Riosucio, Bajo Baudó (Pizarro), Medio Baudó (Puerto Meluk), Carmen del Darién (Curbaradó), Litoral de San Juan (Docordó), Bojayá (Bellavista), Quibdó, Istmina, Bahía Solano, y Unión Panamericana, respectivamente. Mientras que, a nivel de almacenamiento de carbono, Riosucio con 148 millones de toneladas de carbono total, Carmen del Darién (Curbaradó) con 75 millones, Bajo Baudó (Pizarro) y Medio Baudó (Puerto Meluk), ambos con 48 millones de toneladas de carbono, Quibdó con 43 millones y el Litoral de San Juan (Docordó) con 39 millones de t de C total almacenado en sus bosques, fueron los municipios con mayor almacenamiento de carbono (Tabla 2).

***Tasas de captura de carbono de los distintos tipos de bosques del Chocó Biogeográfico.***

Se determinó que los bosques del departamento del Chocó, capturan un total de 55 millones de toneladas de carbono cada año. Una hectárea de bosque natural en el Chocó, puede capturar anualmente entre 4,74 y 12,10 t de C (Tabla 2). A nivel de municipios, los de mayor tasa de captura de carbono total fueron: Bajo Baudó (Pizarro) y Medio Baudó (Puerto Meluk), ambos con tasa de captura de 5,7 millones de toneladas de carbono anuales, Riosucio con 5,05 millones de toneladas Litoral de San Juan (Docordó) con 4,5 millones de toneladas, Bojayá (Bellavista) con 4,3 millones, Quibdó con 4,03 millones, Istmina con 2,9 millones y el Carmen del Darién (Curbaradó) con 2,2 millones de t de C anual (Tabla 2).

***Porcentaje de deforestación potencial (PDP), índice potencial carbono (IPC) e índice de mitigación de cambio climático de los bosques del Chocó.***

En términos de deforestación, producto principalmente de la minería, se determinó que los municipios con mayor porcentaje de deforestación fueron: Condoto (15,83%), Cantón de San Pablo (Managrú) (12,4%), Istmina (8,23%), Nóvita (7,47%), Tadó (7,47%), Sipí (6,6%), Lloró (5,93%), Bajo Baudó (Pizarro) (4,67%), Quibdó (4,63%), Unión Panamericana (4,63%), y Río Quito (Paimadó) (3,73%), respectivamente (Tabla 3). Mientras que, los municipios con mayor índice de potencia de carbono (IPC), fueron: Riosucio (30,73%), Bajo Baudó (Pizarro) (17,41%), Medio Baudó (Puerto Meluk) (17,41%), Carmen del Darién (Curbaradó) (14,91%), Litoral de San Juan (Docordó) (13,91%), Quibdó (13,7%), y Bojayá (Bellavista) (13,28%) (Tabla 3).



**Tabla 3. Índice de mitigación de cambio climático de los bosques del Chocó por municipios**

Nombre	Contenido carbono total (%)	Captura carbono (%)	Deforestación (%)	Índice potencial carbono	Índice de mitigación de cambio climático
Acandí	3,58	1,51	0,00	5,09	5,09
Alto Baudó (Pie de Pató)	2,21	3,30	0,00	5,51	5,51
Atrato (Yuto)	1,05	1,56	2,87	2,61	-0,26
Bagadó	1,12	1,67	2,78	2,79	0,01
Bahía Solano	2,41	3,59	1,25	6,00	4,75
Bajo Baudó (Pizarro)	6,99	10,42	4,67	17,41	12,74
Bojayá (Bellavista)	5,33	7,95	2,49	13,28	10,79
Cértegui	0,49	0,74	0,87	1,23	0,36
Condoto	1,22	1,92	15,83	3,14	-12,69
Cantón de San Pablo (Managrú)	0,56	0,83	12,40	1,39	-11,01
Carmen de Atrato	2,31	1,00	0,31	3,32	3,01
Carmen del Darién (Curbaradó)	10,86	4,05	0,00	14,91	14,91
Litoral de San Juan (Docordó)	5,66	8,26	0,00	13,91	13,91



**Tabla 3.** Índice de mitigación de cambio climático de los bosques del Chocó por municipios (continuación)

Nombre	Contenido carbono total (%)	Captura carbono (%)	Deforestación (%)	Índice potencial carbono	Índice de mitigación de cambio climático
Istmina	3,58	5,34	8,23	8,92	0,69
Juradó	2,29	0,98	0,93	3,27	2,34
Lloró	1,36	1,99	5,93	3,35	-2,58
Medio Atrato (Beté)	0,85	1,24	1,50	2,08	0,59
Medio Baudó (Puerto Meluk)	6,99	10,42	0,00	17,41	17,41
Medio San Juan (Andagoya)	0,93	1,36	0,46	2,30	1,84
Nóvita	2,00	2,92	7,47	4,92	-2,55
Nuquí	1,38	2,06	0,93	3,44	2,51
Quibdó	6,36	7,34	4,63	13,70	9,07
Río Iró	0,75	1,12	1,32	1,87	0,55
Río Quito (Paímadó)	1,01	1,51	3,73	2,52	-1,22
Riosucio	21,53	9,19	1,87	30,73	28,86
San José del Palmar	1,52	0,83	0,00	2,34	2,34

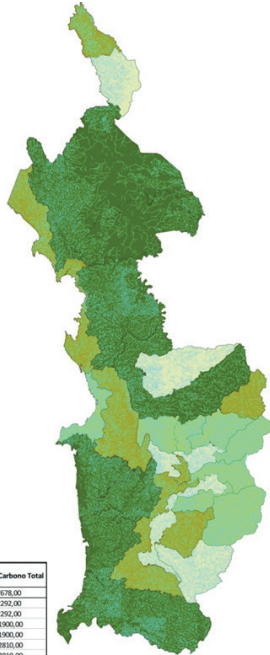




**Tabla 3.** Índice de mitigación de cambio climático de los bosques del Chocó por municipios (continuación)

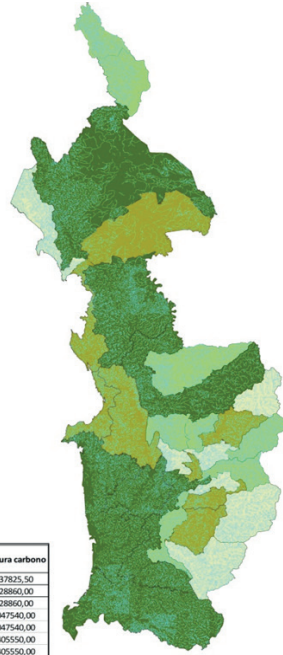
Nombre	Contenido carbono total (%)	Captura carbono (%)	Deforestación (%)	Índice potencial carbono	Índice de mitigación de cambio climático
Sipí	0,30	0,43	6,60	0,73	-5,87
Tadó	1,27	1,89	7,47	3,16	-4,31
Unguía	1,00	1,15	0,83	2,15	1,33
Unión Panameri- cana	3,07	3,45	4,63	6,52	1,89
<b>Total</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>200,00</b>	<b>100,00</b>

El índice de mitigación de cambio climático (IMCCG) mostró que los municipios que presentan los mayores porcentajes positivos de mitigación fueron: Riosucio (28,86%), Medio Baudó (Puerto Meluk) (17,41%), Carmen del Darién (Curbaradó) (14,91%), Litoral de San Juan (Docordó) (13,91%), Bajo Baudó (Pizarro) (12,74%), y Bojayá (Bellavista) (10,79%), que muestran que estas localidades presentan mayor potencial de mitigar el cambio climático global en la región. Mientras que, los municipios con mayores porcentajes negativos de mitigación fueron los siguientes: Condoto (-12,69%), Cantón de San Pablo (Managrú) (-11,01%), Sipí (-5,87%), Tadó (-4,31%), Lloró (-2,58%), Nóvita (-2,5%), Río Quito (Paimadó) (-1,22%), y Atrato (Yuto) (-0,26%) (Tabla 3), demostrando que estos municipios requieren mayor atención gubernamental e internacional, para revertir el potencial de mitigación de cambio climático global, y así pasarlo de negativo a positivo.



Item	Rangos	Contenido Carbono Total
	Desde el Inferior -	2047678,00
	Hasta 25% percentil -	6972762,00
	Desde 25% percentil -	6972762,00
	Hasta Mediana -	12151900,00
	Desde Mediana -	12151900,00
	Hasta 75% Percentil -	27862830,00
	Desde 75% Percentil -	27862830,00
	Hasta el Máximo	1488893000,00

**Figura 1.** Contenidos totales de carbono de los bosques del Chocó por municipios.



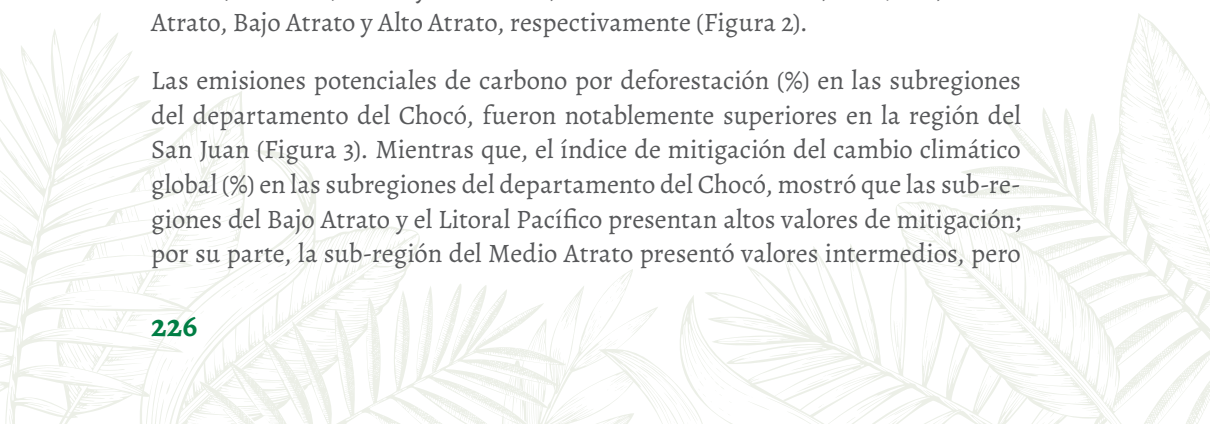
Item	Rangos	Captura carbono
	Desde el Inferior -	237825,50
	Hasta 25% percentil -	628860,00
	Desde 25% percentil -	628860,00
	Hasta Mediana -	1047540,00
	Desde Mediana -	1047540,00
	Hasta 75% Percentil -	2405550,00
	Desde 75% Percentil -	2405550,00
	Hasta el Máximo	5735400,00

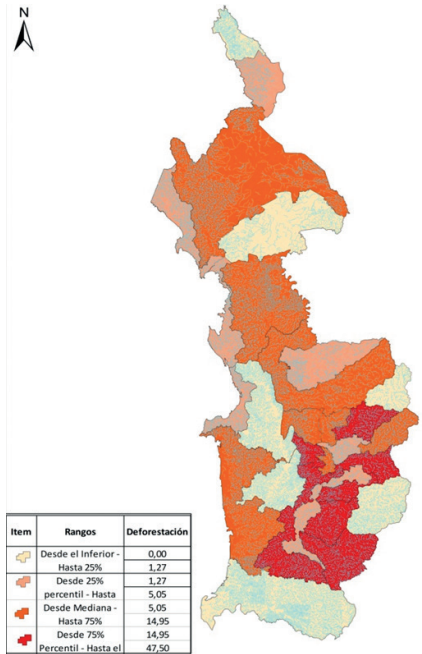
**Figura 2.** Tasas de captura de carbono de los bosques del Chocó por municipios.

### Cantidades y tasas de captura de carbono total (aéreo y subterráneo) de subregiones y tipos de bosques del departamento del Chocó, Colombia

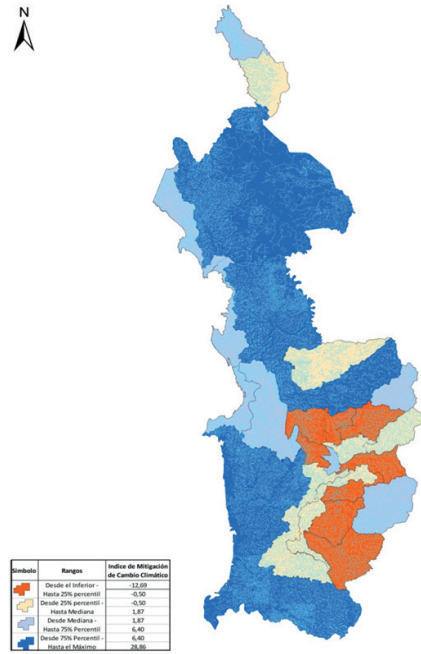
A nivel de subregiones, el almacenamiento de carbono total en toneladas, de mayor a menor, fue: Bajo Atrato, Litoral del Pacífico, San Juan, Medio Atrato y Alto Atrato, respectivamente (Figura 1). Mientras que, la captura total de carbono anual (toneladas) de mayor a menor, fue: Litoral del Pacífico, San Juan, Medio Atrato, Bajo Atrato y Alto Atrato, respectivamente (Figura 2).

Las emisiones potenciales de carbono por deforestación (%) en las subregiones del departamento del Chocó, fueron notablemente superiores en la región del San Juan (Figura 3). Mientras que, el índice de mitigación del cambio climático global (%) en las subregiones del departamento del Chocó, mostró que las subregiones del Bajo Atrato y el Litoral Pacífico presentan altos valores de mitigación; por su parte, la sub-región del Medio Atrato presentó valores intermedios, pero





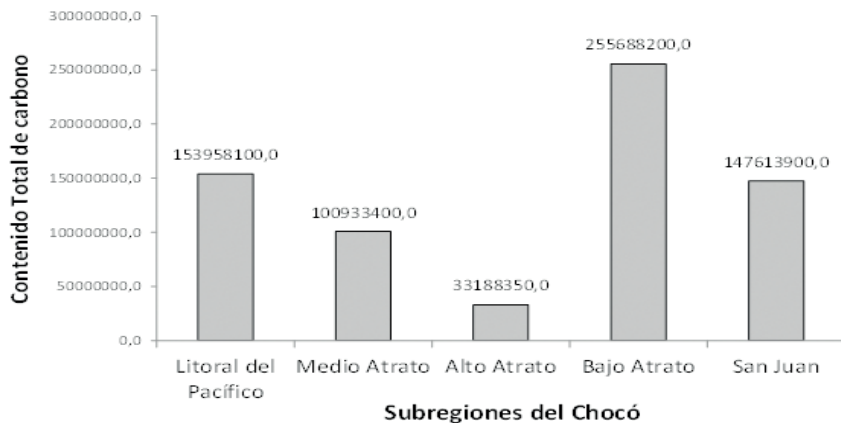
**Figura 3.** Tasas de deforestación de los bosques del Chocó por municipios.



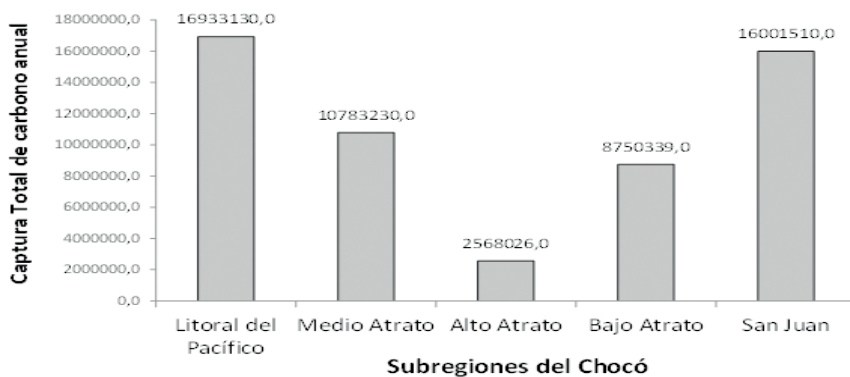
**Figura 4.** Índice de mitigación de cambio climático del Chocó por municipios.

las sub-regiones de Alto Atrato y San Juan, presentaron valores cercanos a cero y negativos, respectivamente (Figura 4). Estas tendencias en términos de almacenamiento (Figura 5), captura (Figura 6), deforestación (Figura 7), y mitigación de carbono (Figura 8), se corroboraron a nivel de subregiones del Chocó.

A nivel de tipo de bosque, se evidenció que en el departamento del Chocó se presentan seis tipos de bosques: Bosque Húmedo Tropical, Bosque Muy Húmedo Tropical, Bosque Muy Húmedo Montano Bajo, Bosque Pluvial Tropical, Bosque Muy Húmedo Premontano, y Bosque Seco Tropical (Tabla 4). De estos tipos de bosque, el Bosque Muy Húmedo Tropical y el Bosque Pluvial Tropical presentaron los mayores porcentajes de deforestación, pero al mismo tiempo, presentaron las mayores tasas de captura de carbono anual. Finalmente, se determinó que el Bosque Húmedo Tropical presentó el mayor Índice de mitigación de cambio climático global.

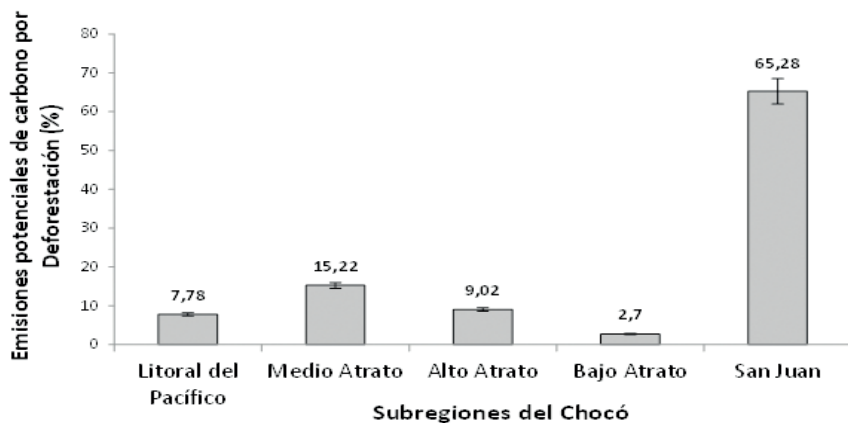


**Figura 5.** Contenido de carbono total (toneladas) en las subregiones del departamento del Chocó, Colombia.

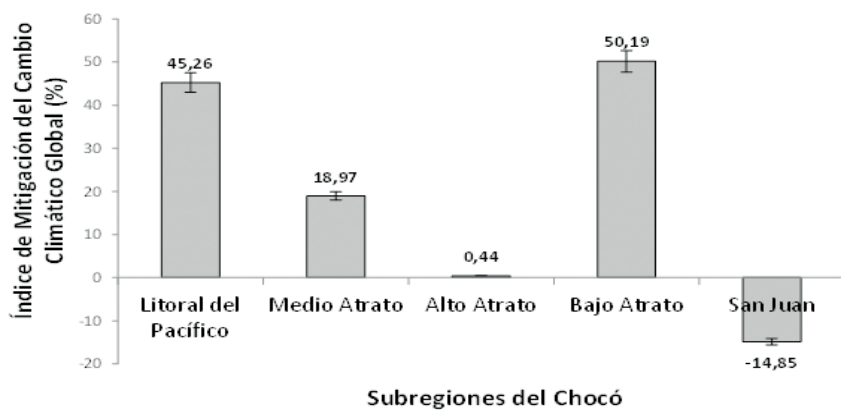


**Figura 6.** Captura total de carbono anual (toneladas) en las subregiones del departamento del Chocó, Colombia.





**Figura 7.** Emisiones potenciales de carbono por deforestación (%) en las subregiones del departamento del Chocó, Colombia.



**Figura 8.** Índice de mitigación del cambio climático global (%) en las subregiones del departamento del Chocó, Colombia.



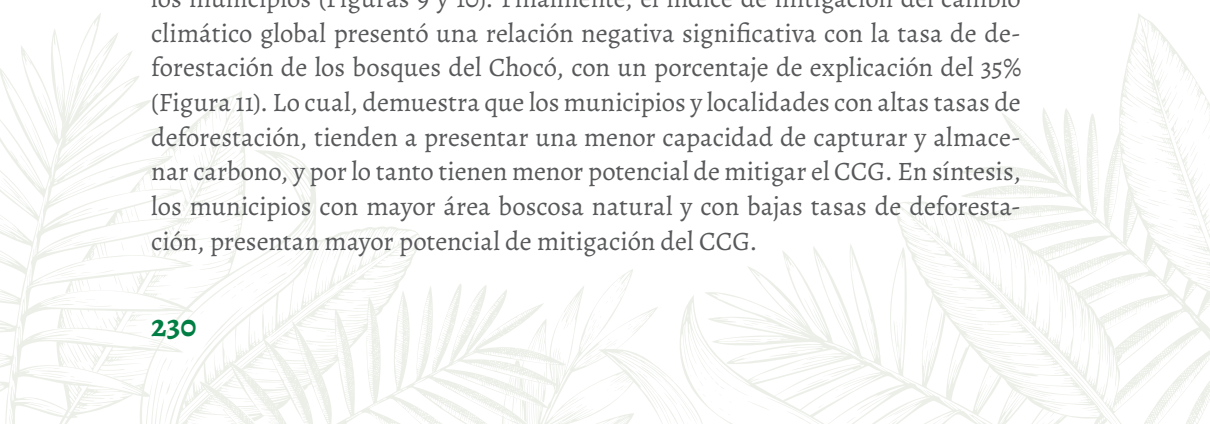


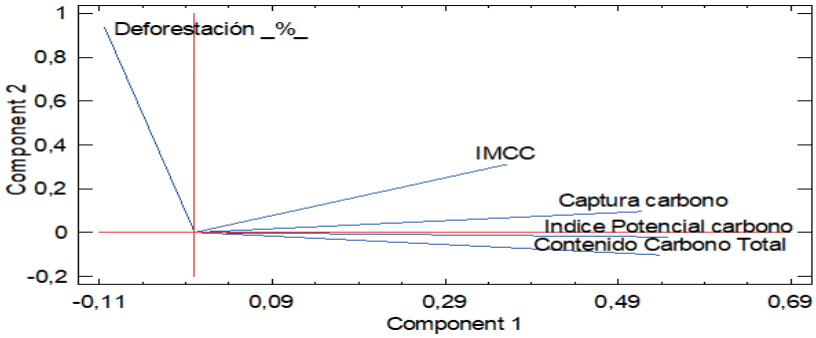
**Tabla 4.** Índice de mitigación de cambio climático global (IMCCG), contenido total (aérea + subterránea) de carbono, captura de carbono y deforestación, según el tipo de bosque en el Chocó, Colombia

Tipo de bosque	Área total (h)	Contenido total de carbono (tC/ha)	Captura carbono (tC/ha/año)	Deforestación (%)	IMCCG (%)
Bosque Húmedo Tropical	1'656.100	159,78	5,24	2,10	12,8
Bosque Muy Húmedo Tropical	2'682.600	101,59	11,85	13,03	1,73
Bosque Muy Húmedo Montano Bajo	101.700	157,36	5,43	0,93	3,01
Bosque Pluvial Tropical	1'070.305	108,13	12,10	11,40	2,06
Bosque Muy Húmedo Premontano	94.700	110,65	4,81	0,00	2,34
Bosque Seco Tropical	119.000	58,20	5,32	2,48	1,33

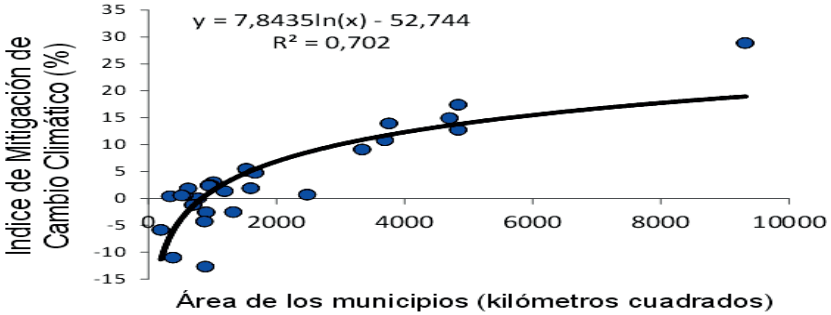
Al evaluar mediante un análisis de componentes principales (ACP), los valores del área de los municipios, el índice de mitigación de CCG, el índice potencial de carbono y la deforestación por municipios, se denotó que el componente 1 explica el 100% de la variación. También se observó que los municipios del San Juan están asociados con la deforestación, y los del Bajo Atrato con la mitigación del cambio climático.

Al relacionar el índice de mitigación del CCG con el área total de los municipios del Chocó, se evidenció una relación logarítmica positiva, que muestra que el área explica el 70% de la capacidad de mitigación del cambio climático que tienen los municipios (Figuras 9 y 10). Finalmente, el índice de mitigación del cambio climático global presentó una relación negativa significativa con la tasa de deforestación de los bosques del Chocó, con un porcentaje de explicación del 35% (Figura 11). Lo cual, demuestra que los municipios y localidades con altas tasas de deforestación, tienden a presentar una menor capacidad de capturar y almacenar carbono, y por lo tanto tienen menor potencial de mitigar el CCG. En síntesis, los municipios con mayor área boscosa natural y con bajas tasas de deforestación, presentan mayor potencial de mitigación del CCG.

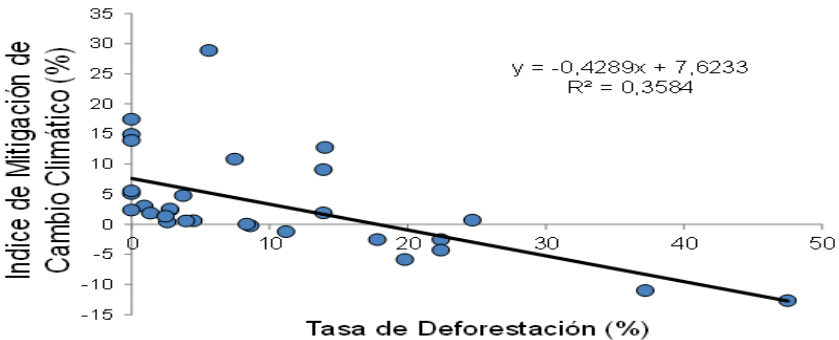




**Figura 9.** Análisis de componentes principales de IMCCG por municipios del Chocó, Colombia.



**Figura 10.** Índice de mitigación del CCG (%) de acuerdo con el área total de los municipios del Chocó, Colombia.



**Figura 11.** Índice de mitigación del CCG (%) en función de la tasa de deforestación de bosques del Chocó.

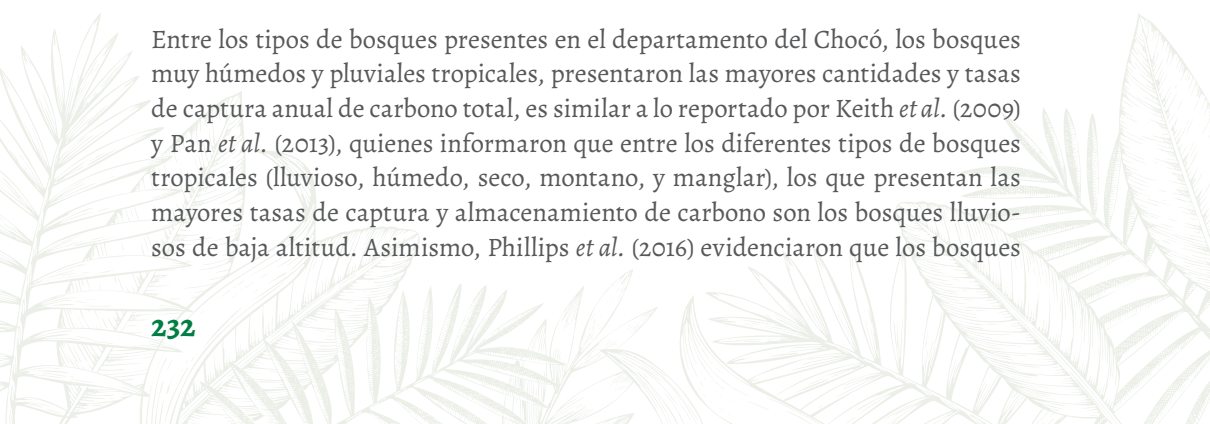


## ¿Cuánta cantidad de carbono total (aéreo+subterráneo) es capturado y almacenado (stocks) por los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?

Los bosques del departamento del Chocó, presentan un contenido de carbono total de 691,3 millones de toneladas, con un 79% en la parte aérea del bosque, y un 21% en la parte subterránea. Una hectárea de bosque natural contiene entre 94,83 y 159,78 toneladas de carbono, lo cual es similar a lo reportado por Duque *et al.* (2017) quienes reportan un rango de biomasa arbórea de entre 148,5 y 372,6 t ha<sup>-1</sup> en bosques del Chocó Biogeográfico. Estas cantidades de carbono son similares a las reportadas en otros bosques húmedos tropicales, en los que se ha registrado, a nivel de hectárea, un contenido promedio de carbono (aéreo y subterráneo) de 163,9 t C ha<sup>-1</sup> (Pan *et al.* 2011, 2013), ratificando la importancia de estos ecosistemas en la captura y almacenamiento de carbono, y evidencia su importancia en la mitigación del cambio climático global.

Es importante mencionar que las estimaciones de carbono total de los bosques del Chocó aún se pueden considerar como una subestimación del carbono total real del bosque, porque en ellas solo se incluyen cuantificaciones basadas en biomasa de árboles y raíces gruesas, pero, se ignoran los datos de necromasa arbórea, hojarasca del suelo, vegetación herbácea, y carbono orgánico del suelo, que también son componentes fundamentales del carbono total del bosque natural (IPCC 2007, Vashum y Jayakumar 2012). Particularmente, se ha evidenciado que en bosques tropicales el contenido de carbono puede alcanzar valores de hasta 282,5 t C ha<sup>-1</sup> cuando se incluyen en la estimación las cuantificaciones de biomasa arbórea (163,9 t C ha<sup>-1</sup>) y necromasa (118,6 t C ha<sup>-1</sup>) (Pan *et al.* 2011, 2013). Por ejemplo, en bosques del Chocó, Duque *et al.* (2017) reportaron una necromasa de entre 5,0 y 49,6 t ha<sup>-1</sup>. Por lo tanto, se requiere medir las existencias de carbono presentes en la necromasa y suelos, para tener una estimación más precisa de la función de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático.

Entre los tipos de bosques presentes en el departamento del Chocó, los bosques muy húmedos y pluviales tropicales, presentaron las mayores cantidades y tasas de captura anual de carbono total, es similar a lo reportado por Keith *et al.* (2009) y Pan *et al.* (2013), quienes informaron que entre los diferentes tipos de bosques tropicales (lluvioso, húmedo, seco, montano, y manglar), los que presentan las mayores tasas de captura y almacenamiento de carbono son los bosques lluviosos de baja altitud. Asimismo, Phillips *et al.* (2016) evidenciaron que los bosques





húmedos y lluviosos tropicales de Colombia, presentan la mayor acumulación de biomasa (carbono) aérea arbórea en bosques naturales, en comparación con los bosques secos, lo cual, muestra que posiblemente las condiciones ambientales y biológicas, como precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación solar, composición florística y nutrientes del suelo (Schoor 2003, Del Grosso *et al.* 2008, Jiménez *et al.* 2009, Wu *et al.* 2011, Cleveland *et al.* 2011, Malhi *et al.* 2011, Quinto y Moreno 2017) están favoreciendo la fotosíntesis y la captura de carbono en los bosques húmedos y lluviosos tropicales del Chocó, y con ello, favoreciendo su función en la mitigación del cambio climático global.

Específicamente, en el Chocó se registró una tasa de captura de carbono total de 55 millones de toneladas de carbono cada año, con promedios entre 4,74 y 12,10 toneladas de carbono por hectárea de bosque natural. Estos valores se encuentran dentro del rango reportado por Clark *et al.* (2001b), quienes presentaron una alta productividad primaria neta entre 3,1 y 31,5 t C ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para bosques tropicales. Además, son similares a los reportados por Pan *et al.* (2011, 2013) quienes, en un análisis sobre la biomasa y distribución de los bosques del mundo, reportaron que los bosques tropicales son los ecosistemas terrestres con la mayor tasa de captura anual de carbono con valores de hasta 21,9 billones de toneladas de carbono total cada año (Pan *et al.* 2011, 2013). Estos resultados muestran que los bosques del Chocó, al igual que otros bosques lluviosos tropicales (Dixon *et al.* 1994, Clark *et al.* 2001a, Pan *et al.* 2011, 2013), están aportando positivamente a la mitigación del cambio climático global, debido a sus altas tasas de captura de carbono atmosférico.

En síntesis, debido a sus altas tasas de captura y almacenamiento de carbono atmosférico, los bosques del Chocó tienen un rol fundamental en el balance del carbono y en la mitigación del cambio climático; por tal razón, esta región podría ser priorizada para el desarrollo de programas regionales de conservación de bosques naturales, así como también para la implementación de programas de reducción de emisiones por deforestación y degradación REDD+ como alternativas de mitigación y adaptación al cambio climático (Ortega *et al.* 2010, Charchalac 2012); más aún, teniendo en cuenta que la región del Pacífico colombiano es una de las más pobres y subdesarrolladas del país, pero que al mismo tiempo, presenta una diversidad biológica y ecosistémica espectacular, que, con sus bosques naturales, contribuye significativamente a la mitigación del calentamiento global. Lo anterior, sin desconocer las prácticas ancestrales que realizan la mayoría de los consejos comunitarios en cuanto al uso y manejo sostenible del bosque, que deberían ser cuantificadas en el marco de estos proyectos o programas.

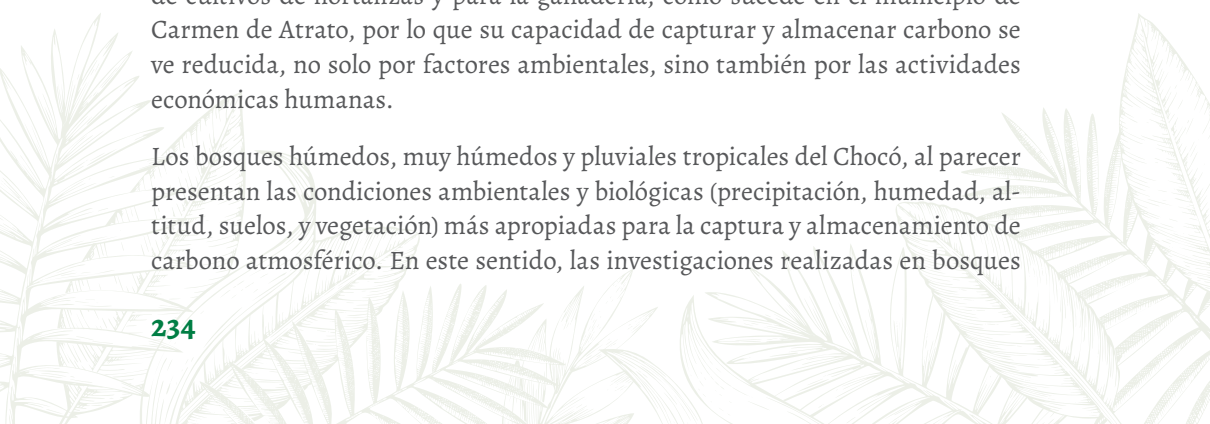


## ¿Cómo influyen las condiciones ambientales y biológicas sobre las tasas de captura y almacenamiento (stocks) de carbono aéreo y subterráneo de los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?

Según el tipo de bosque las cuantificaciones de carbono total de los bosques del Chocó fueron muy distintas; en tal sentido, los bosques húmedos y pluviales tropicales de la región presentaron la mayor acumulación y tasa de fijación de carbono total en el departamento. Estos resultados ratifican el hecho de que las condiciones ambientales como precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación solar, composición florística y nutrientes del suelo (Schuur 2003, Del Grosso *et al.* 2008, Jiménez *et al.* 2009, Wu *et al.* 2011, Cleveland *et al.* 2011, Malhi *et al.* 2011, Quinto y Moreno 2017), están favoreciendo la fotosíntesis y la captura de carbono. Particularmente, el bajo contenido total de carbono de los bosques secos tropicales del Chocó, posiblemente está asociado con la influencia de la poca precipitación media anual, que genera déficit hídrico que limita la fotosíntesis (Salisbury y Ross 1997, Lamber *et al.* 2012) y la captura de carbono (Schuur 2003) atmosférico. Asimismo, estos bosques son constantemente afectados por incendios forestales que limitan su capacidad de almacenar carbono.

La baja acumulación de carbono total que se presenta en los bosques muy húmedos premontanos y montano bajo del Chocó, posiblemente se deben al efecto negativo que tienen las bajas temperaturas sobre la fotosíntesis y la productividad primaria neta del ecosistema (Salisbury y Ross 1997, Lamber *et al.* 2012). Asimismo, las bajas temperaturas de los bosques premontanos y montano bajo afectan las tasas de descomposición de materia orgánica del suelo, con lo que reducen la disponibilidad de nutrientes para el incremento en biomasa de los árboles (Chapin III *et al.* 2002, Lamber *et al.* 2012, Keith *et al.* 2009). Además, estos bosques de bajas temperaturas son, por lo general, empleados para el establecimiento de cultivos de hortalizas y para la ganadería, como sucede en el municipio de Carmen de Atrato, por lo que su capacidad de capturar y almacenar carbono se ve reducida, no solo por factores ambientales, sino también por las actividades económicas humanas.

Los bosques húmedos, muy húmedos y pluviales tropicales del Chocó, al parecer presentan las condiciones ambientales y biológicas (precipitación, humedad, altitud, suelos, y vegetación) más apropiadas para la captura y almacenamiento de carbono atmosférico. En este sentido, las investigaciones realizadas en bosques



de Opogodó (bosque muy húmedo tropical) y Pacurita (bosque pluvial tropical), muestran que con el aumento en la fertilidad del suelo (pH, MO, N total, K, Mg y arena) incrementan la producción de hojarasca y raíces finas del bosque, lo que genera una redistribución de la PPN aérea y subterránea del bosque con el incremento en fertilidad (Quinto y Moreno 2017). Asimismo, los estudios corroboran el aumento y la redistribución de la PPN con la fertilidad edáfica en bosques tropicales oligotróficos, y confirman la relevancia de estos ecosistemas en la mitigación del cambio climático (Quinto y Moreno 2017).

En estudios realizados en el corregimiento de Salero (Unión Panamericana), en el Chocó, se determinó que la biomasa (carbono) aérea total de los árboles estuvo asociada positivamente con el contenido edáfico de potasio (K), y negativamente con la altitud y el pH (Quinto 2012). Igualmente, la biomasa de los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) fue la que mayor asociación presentó con las variables edáficas (Quinto 2012). Estos resultados soportaron la hipótesis de la asociación existente entre la biomasa aérea y las condiciones edáficas, que podría tener efectos significativos para la dinámica del carbono regional y global en el marco del cambio climático global.

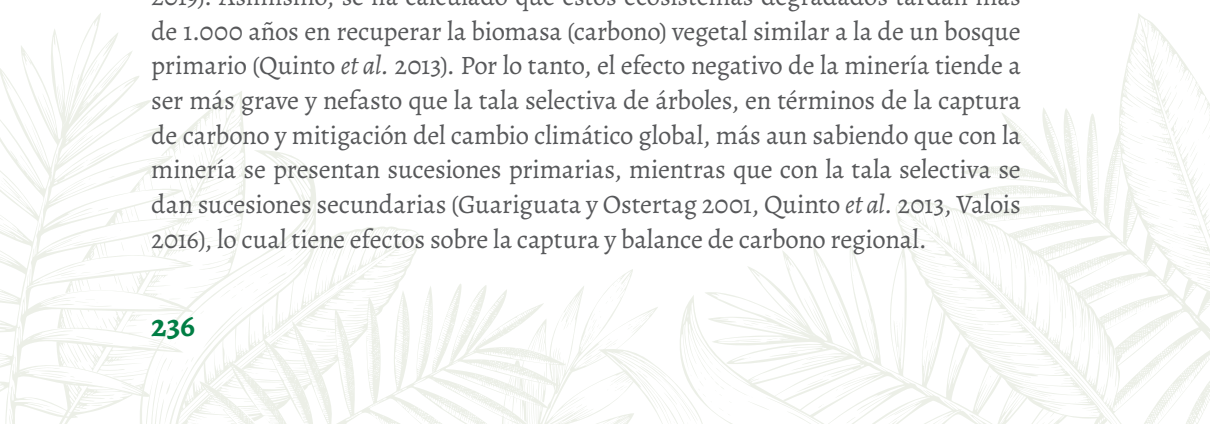
### ***¿Cuántas cantidades de carbono aéreo y subterráneo son emitidas a la atmósfera producto de la degradación y deforestación de los distintos tipos de bosques pluviales tropicales del Chocó Biogeográfico?***

Los municipios con mayor porcentaje de deforestación de bosques naturales en el departamento del Chocó fueron: Condoto (15,83%), Cantón de San Pablo (Managrú) (12,4%), Istmina (8,23%), Nóvita (7,47%), Tadó (7,47%), Sipí (6,6%), Lloró (5,93%), Bajo Baudó (Pizarro) (4,67%), Quibdó (4,63%), Unión Panamericana (4,63%), y Río Quito (Paimadó) (3,73%), los cuales, se caracterizan por tener a la minería, legal e ilegal, como actividad económica principal. La minería que se realiza en estas regiones es a cielo abierto y luego de la actividad extractiva, solo quedan en los territorios, piedras, montículos de arcilla, arena y material edáfico estéril, que dificulta la recuperación de la vegetación y del ecosistema en general (Quinto *et al.* 2013, Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016). Esta tendencia regional relacionada con la pérdida de cobertura boscosa debido a la minería en el Pacífico colombiano, está relacionada con lo planteado por Meyer *et al.* (2019) quienes manifiestan que las degradaciones de bosques en el Chocó se deben a tala selectiva y quemadas controladas, cuando son a pequeña escala; mientras que, la deforestación es a mayor escala cuando se realizan minería a cielo abierto, ganadería y aprovecha-



miento de madera (Meyer *et al.* 2019). En un reciente análisis, González *et al.* (2018) concluyeron que entre los años 2005 y 2015, más de 1,5 millones de hectáreas de bosque natural se deforestaron en Colombia; además, se catalogaron como las principales causas a las actividades antrópicas como la expansión de la frontera agrícola, la minería, extracción de madera, y expansión de infraestructura. Mientras que, para la región del Pacífico se catalogaron como las principales causas a la producción agrícola tradicional para comercialización a pequeña escala y subsistencia, producción de cultivos ilícitos, producción agrícola industrial para la venta (palma africana), minería legal e ilegal, y la extracción de madera para la venta y consumo local (González *et al.* 2018). Todo esto es similar a lo reportado en el presente estudio, en donde la minería es considerada la principal responsable de las emisiones potenciales de carbono en el Chocó. Igualmente, los resultados del Chocó están relacionados con lo planteado hace una década por Ortega *et al.* (2010) quienes manifiestan que en Colombia las principales causas de la deforestación de bosques naturales son la ampliación de la frontera agrícola y pecuaria, colonización y desplazamiento de poblaciones, minería, cultivos ilícitos, extracción de madera, e incendios forestales. Particularmente, la minería, extracción de madera y los cultivos ilícitos son los principales responsables de la pérdida de cobertura boscosa en el Chocó y por lo tanto, son los que generan reducción en las tasas de captura y almacenamiento de carbono de los bosques.

De acuerdo con González *et al.* (2018), en el Pacífico colombiano, la tasa de deforestación es del 3,1% anual, con mayor intensidad en los municipios de la cuenca del San Juan y Atrato sur, como se evidenció en el presente estudio. Al respecto, se ha evidenciado que los bosques del Chocó son deforestados principalmente por la minería a cielo abierto, legal e ilegal (IIAP 2001, Ortega *et al.*, 2010, Valois-Cuesta y Martínez-Ruiz 2016, Meyer *et al.* 2019). Se estima que cerca de 360 ha de bosque natural se deforestan y degradan cada año como consecuencia de esta actividad y de la tala selectiva de árboles (IIAP 2001). Además, se estima que la deforestación produce pérdidas de más de 58 millones de toneladas de carbono (Meyer *et al.* 2019). Asimismo, se ha calculado que estos ecosistemas degradados tardan más de 1.000 años en recuperar la biomasa (carbono) vegetal similar a la de un bosque primario (Quinto *et al.* 2013). Por lo tanto, el efecto negativo de la minería tiende a ser más grave y nefasto que la tala selectiva de árboles, en términos de la captura de carbono y mitigación del cambio climático global, más aun sabiendo que con la minería se presentan sucesiones primarias, mientras que con la tala selectiva se dan sucesiones secundarias (Guariguata y Ostertag 2001, Quinto *et al.* 2013, Valois 2016), lo cual tiene efectos sobre la captura y balance de carbono regional.



La explotación forestal, que es la segunda actividad económica de la región, se realiza de forma ilegal, sin permisos de explotación, ni planes de manejo forestal, y genera deforestación y degradación de bosques naturales constantemente en el Chocó (IGAC 2006, Departamento Nacional de Planeación 2007). Esta actividad ha aumentado su participación económica en las últimas décadas, pasando de 71,95 m<sup>3</sup> movilizados en el año 1985, a 532,09 m<sup>3</sup> movilizados en el año 2003 de forma legal (Codechocó 2004); sin embargo, gran parte del aprovechamiento forestal ha sido realizado ilegalmente, y sin planes de manejo sostenible, de forma heterogénea, desordenada, y basada principalmente en las diferencias en composición y estructura florística (CODECHOCÓ 2004), es decir, es de origen ilícito. Además, sin tener en cuenta las tasas de fijación y almacenamiento de carbono del ecosistema, como lo plantean los proyectos REDD+ en el marco del mercado voluntario (Conservation International 2013) o programas REDD+ en el marco del proceso regulado ante la CMNUCC. Por tal razón, se hace necesario cuantificar los *stocks* de carbono de los diferentes bosques del Chocó, y que se facilite el desarrollo de programas REDD+ en la región (Charchalac 2012), que permitan manejar sosteniblemente el bosque y mitigar el cambio climático global.

La degradación del bosque es un factor de incertidumbre frente a las estimaciones de captura y almacenamiento de carbono del presente estudio; en los municipios de: Riosucio, Medio Baudó, Carmen del Darién, Litoral de San Juan, Bajo Baudó, y Bojayá, en los que se estiman que se presentan las mayores tasas de almacenamiento y captura de carbono, son los que también se estima que poseen las mayores tasas de deforestación por extracción de madera de bosques en el Pacífico (García *et al.* 2018, González *et al.* 2018). No obstante, la tala selectiva y la extracción de madera están entre las principales causas de la degradación de bosques en Colombia (Armenteras *et al.* 2018), porque esta degradación es definida como la reducción persistente en los contenidos de carbono almacenados en bosques que pueden estar asociados con un decrecimiento sostenido y medible del dosel del bosque y/o del número de árboles por hectárea, siendo siempre el porcentaje de cobertura de bosque mayor a 30 (Armenteras *et al.* 2018). Como en los municipios del Chocó es común el desarrollo de prácticas extractivas, se prevé una reducción considerable en las existencias de carbono de los bosques, con lo cual, en los municipios considerados como los mayores contribuyentes en la mitigación del cambio climático global, se tendrían cientos de hectáreas de bosques degradados y secundarios. A pesar de ello, es importante mencionar que la extracción de madera y la tala selectiva es una práctica común en todos los municipios del Chocó, por lo que dichas incertidumbres relacionadas con la

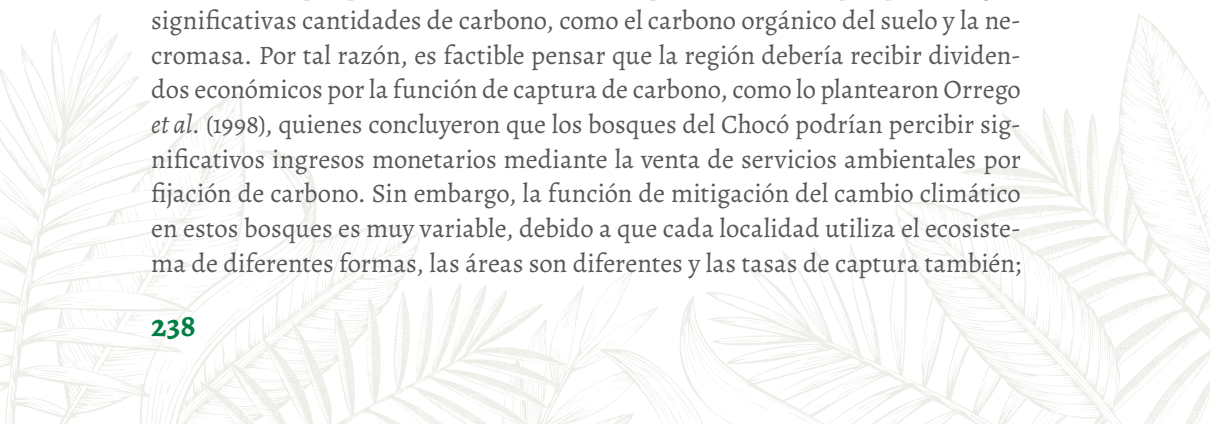


degradación del bosque serían comunes en toda la región.

Al respecto, las investigaciones realizadas por Poorter *et al.* (2016), concluyeron que los bosques tropicales secundarios y/o degradados, presentan altas de captura de carbono (11 veces mayor que la de los bosques primarios), y pueden recuperar hasta el 90% del carbono de un bosque primario en un tiempo promedio de 66 años (Poorter *et al.* 2016). Asimismo, Oberleitner *et al.* (2021), observaron en bosques de Costa Rica, tasas de acumulación de carbono que pueden llegar a alcanzar hasta el 52% del carbono total de un bosque maduro en tan solo 20 años de recuperación. Similar a lo anterior, Mena-Mosquera y Andrade (2021) en bosques secundarios de 10 años de recuperación en la Cuenca del Atrato (Chocó), reportaron valores de 22,3 toneladas de carbono por hectárea, mientras que en bosques primarios de la región cuantificaron valores de carbono 190,1 t ha<sup>-1</sup>, lo cual indica que estos bosques recuperan el 11,7% del carbono del bosque primario de la región cada 10 años (Mena-Mosquera y Andrade 2021). Todo esto indica que, aunque se presentan deforestaciones y degradaciones, los bosques de la región tienen la capacidad de recuperar su biomasa y carbono luego de transcurridos unos 100 años de sucesión. Contrario a ello, en las zonas afectadas por minería, la recuperación mínima puede tardar hasta 500 años de regeneración (Quinto *et al.* 2013).

### **¿Qué tanto los bosques del Chocó contribuyen en la mitigación del CCG?**

La contribución que realizan los bosques del Chocó a la mitigación del CCG es, a nivel general, positiva y significativa, pues almacenan cerca de 691,3 millones de toneladas de carbono total, y fijan anualmente 55 millones de toneladas. Teniendo en cuenta que, los bosques tropicales almacenan 352,0 billones de carbono en total y capturan anualmente 21,9 billones de carbono (Pan *et al.* 2011, 2013), se estima que la contribución de estos ecosistemas al balance de carbono global es cercana al 0,19% del carbono total almacenado, y 0,25% del carbono total fijado. Posiblemente porque no se cuantificaron componentes del bosque que albergan significativas cantidades de carbono, como el carbono orgánico del suelo y la necromasa. Por tal razón, es factible pensar que la región debería recibir dividendos económicos por la función de captura de carbono, como lo plantearon Orrego *et al.* (1998), quienes concluyeron que los bosques del Chocó podrían percibir significativos ingresos monetarios mediante la venta de servicios ambientales por fijación de carbono. Sin embargo, la función de mitigación del cambio climático en estos bosques es muy variable, debido a que cada localidad utiliza el ecosistema de diferentes formas, las áreas son diferentes y las tasas de captura también;



particularmente, los municipios con mayor índice de potencia de carbono (IPC) e índice de mitigación de cambio climático (IMCCG), fueron los que mayor área presentan, además poseen las mayores tasas de fijación de carbono, y menores tasas de deforestación. Mientras que, los municipios que presentan mayores porcentajes negativos de mitigación, evidencian mayor deforestación y necesidad urgente de mayor atención gubernamental e internacional, para lograr que estas localidades contribuyan en la mitigación del calentamiento global.

En síntesis, se hace necesario fortalecer la conservación de estos ecosistemas, para que continúen contribuyendo de forma positiva a la mitigación del cambio climático global. Asimismo, como en la región la mayoría de las comunidades rurales viven en condiciones de pobreza extrema y con las necesidades básicas insatisfechas, el desarrollo de incentivos económicos por conservación de la biodiversidad, es una alternativa de desarrollo viable que sinérgicamente beneficia, no solo a las comunidades locales, sino que también a los ecosistemas boscosos naturales, y a la comunidad internacional. Esto ha sido demostrado en la actualidad, pues cerca de ocho proyectos REDD+ están siendo ejecutados en la actualidad (García *et al.* 2018).

## Conclusiones

Los bosques del Chocó contribuyen a la mitigación del cambio climático global, a nivel general, de forma positiva y significativa, pues almacenan cerca de 691,3 millones de toneladas de carbono total y fijan anualmente 55 millones de toneladas, con lo cual, se estima que estos ecosistemas contribuyen al balance de carbono global con cerca del 0,19% del carbono total almacenado, y el 0,25% del carbono total fijado anualmente en bosques tropicales.

Las existencias de carbono total de los bosques del Chocó fueron muy distintas, según el tipo de bosque; en tal sentido, los bosques húmedos y pluviales tropicales de la región presentaron la mayor acumulación y tasa de fijación de carbono total en el departamento. Por lo que, se evidencia que las condiciones ambientales como precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación solar, composición florística y nutrientes del suelo están determinando la captura y almacenamiento de carbono en la región.

El índice de mitigación de cambio climático mostró que los municipios que presentan los mayores porcentajes positivos de mitigación fueron: Riosucio, Medio Baudó (Puerto Meluk), Carmen del Darién (Curbaradó), y Litoral de San Juan, y



que presentan mayor potencial de mitigar el cambio climático global en la región.

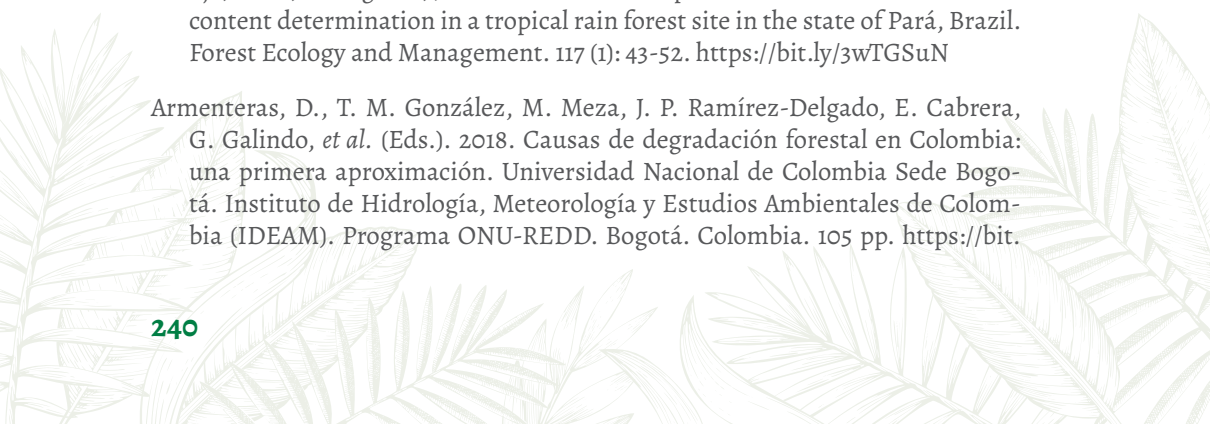
Los municipios con mayores porcentajes negativos de mitigación fueron: Conduto, Cantón de San Pablo, Sipí, Tadó, Lloró, Nóvita, y Río Quito, los cuales requieren mayor atención gubernamental, para revertir su potencial de mitigación de cambio climático global, y así pasarlo de negativo a positivo.

Los municipios con mayor porcentaje de deforestación bruta de bosques naturales en el departamento del Chocó fueron: Conduto, Cantón de San Pablo (Managrá), Istmina, Nóvita, Tadó, Sipí, Lloró y Bajo Baudó (Pizarro), los cuales, se caracterizan por tener a la minería, legal e ilegal, como actividad económica principal y como la responsable de esta deforestación y degradación.

Las tasas de fijación y almacenamiento de carbono de los diferentes bosques del Chocó evidencian la factibilidad del desarrollo de programas y proyectos REDD+ en la región, que permitan el manejo sostenible del bosque, la mitigación del cambio climático global, y el mejoramiento de las condiciones de vida de los habitantes que tradicionalmente dependen de estos ecosistemas para su subsistencia.

## Bibliografía

- Álvarez, E., A. Duque, J. Saldarriaga, K. Cabrera, G. de las Salas, I. del Valle, *et al.* 2012. Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*. 267: 297-308. <https://bit.ly/3LmNCpa>
- Aragão, L. E. O., Y. Malhi, D. B. Metcalfe, J. E. Silva-Espejo, E. Jiménez, D. Navarrete, *et al.* 2009. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences*. 6: 2759-78. <https://bit.ly/3J7EbZ6>
- Araujo, T. M., N. Higuchi, J. Carvalho. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management*. 117 (1): 43-52. <https://bit.ly/3wTGSuN>
- Armentéras, D., T. M. González, M. Meza, J. P. Ramírez-Delgado, E. Cabrera, G. Galindo, *et al.* (Eds.). 2018. Causas de degradación forestal en Colombia: una primera aproximación. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM). Programa ONU-REDD. Bogotá. Colombia. 105 pp. <https://bit.ly/3wTGSuN>





ly/3KhurMq

- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004a. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*. 10 (5): 545-62. <https://bit.ly/3NG5flo>
- Baker, T. R., O. L. Phillips, Y. Malhi, S. Almeida, L. Arroyo, A. Di Fiore, *et al.* 2004b. Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Royal Society*. 359 (1443). <https://bit.ly/3xRqafR>
- Bernal, R., S. R. Gradstein, M. Celis. 2015. Catálogo de plantas y líquenes de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3rSovQG>
- Bolívar J. M., V. H. Gutiérrez-Vélez, C. A. Sierra. 2018. Carbon stocks in above-ground biomass for Colombian mangroves with associated uncertainties. *Regional Studies in Marine Science*. 18: 145-55. <https://bit.ly/3KeKBG9>
- Brown, S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer. FAO Forestry Paper N° 134). Food and Agriculture Organization, Roma. Italy. <https://bit.ly/3M8ATXo>
- Chambers, J. Q., J. dos Santos, R. J. Ribeiro, N. Higuchi. 2001. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. *Forest Ecology and Management*. 152 (1-3): 73-84. <https://bit.ly/3DMtGJH>
- Chapin III, F. S., G. M. Woodwell, J. T. Randerson, E. B. Rastetter, G. M. Lovett, D. D. Baldocchi, *et al.* 2006. Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods. *Ecosystems*. 9: 1041-50. <https://bit.ly/3y2kpMm>
- Chapin III, F. S., P. A. Matson, P. M. Vitousek. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer-Verlag. New York. USA. 436 pp. <https://bit.ly/3LlVUh4>
- Charchalac, S. 2012. Experiencias en compensación por servicios ambientales en América Latina (PSA o REDD+). Descripción de casos relevantes. *Forest Trends*. 81 pp. <https://bit.ly/3KeNh6F>
- Chave J., C. Andalo, S. Brown, M. A. Cairns, J. Q. Chambers, D. Eamus, *et al.* 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87-99. <https://bit.ly/3xow9Pi>
- Chave, J., R. Condit, S. Lao, J. P. Caspersen, R. B. Foster, S. P. Hubbell. 2003. Spa-



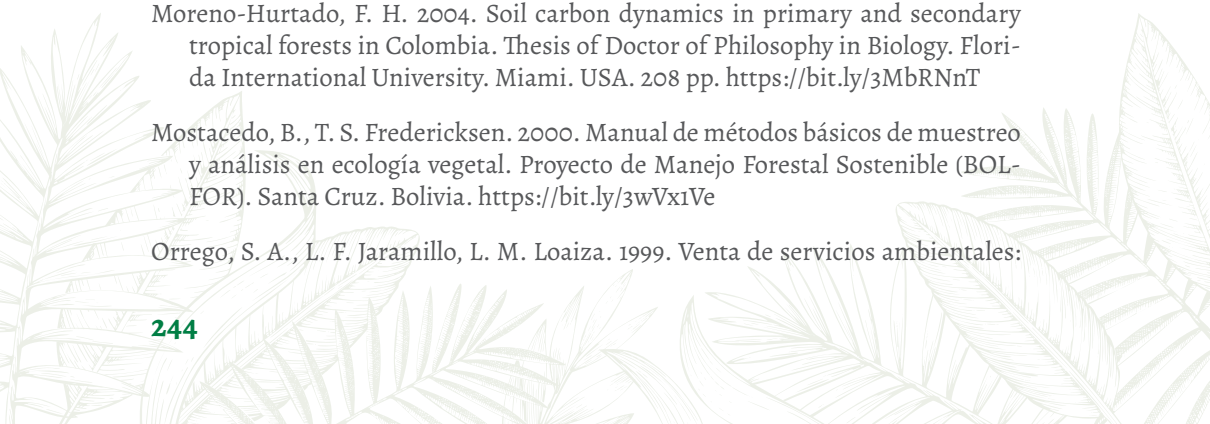
- tial and temporal variation of biomass in a tropical forest: results from a large census in Panamá. *Journal of Ecology*. 91 (2): 240-52. <https://bit.ly/3DyfXpy>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. *et al.* 2001b. Net primary production in forest: An evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*. 11 (2): 371-84. <https://bit.ly/3vvgx4to>
- Clark, D. A., S. Brown, D. W. Kicklighter, J. D. Chambers, J. R. Thomlinson, J. Ni. 2001a. Measuring net primary production in forest: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 11 (2): 356-70. <https://bit.ly/3qTYLl>
- Cleveland, C. C., A. R. Townsend, P. Taylor, S. Álvarez-Clare, M. Bustamante, G. Chuyong, *et al.* 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. *Ecology Letters*. 14 (9): 939-47. <https://bit.ly/3vn6bTF>
- CODECHOCÓ. 2004. Informe de actividad forestal del departamento del Chocó. Colombia. Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó. <https://bit.ly/3OD6Jok>
- CODECHOCÓ. Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó. 2016. Informe de actividad forestal del departamento del Chocó. Colombia. <https://bit.ly/3OD6Jok>
- Del Grosso, S., W. Parton, T. Stohlgren, D. Zheng, D. Bachelet, S. Prince, *et al.* 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. *Ecology*. 89 (8): 2117-26. <https://bit.ly/3jvw2zz>
- Del Valle, J. I., F. H. Moreno, S. A. Orrego. 2003. Los bosques tropicales y su contribución a la mitigación del cambio climático. Un manual temático para líderes religiosos y comunidades de fe. pp. 3-43. En: Orrego S. A., J. I. del Valle, F. Moreno (Eds.). *Medición de la captura de C en ecosistemas forestales tropicales de Colombia: Contribuciones para la mitigación del cambio climático*. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Colombia. <https://bit.ly/3iXW3uF>
- Departamento Nacional de Planeación. 2007. Agenda Interna para la productividad y la competitividad. Documento regional, Chocó. Departamento Nacional de Planeación. Chocó. Colombia. 52 pp. <https://bit.ly/36PrSTX>
- Dixon, R. K., A. M. Solomon, S. Brown, R. A. Houghton, M. C. Trexler, J. Wisniewski. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*. 263 (5144): 185-90. <https://bit.ly/3wOnMWV>



- Duque, A., J. Saldarriaga, V. Meyer, S. Saatchi. 2017. Structure and allometry in tropical forests of Chocó, Colombia. *Forest Ecology and Management*. 405: 309-18. <https://bit.ly/37JliPe>
- Faber-Langendoen, D., A. H. Gentry. 1991. The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó Region, Western Colombia. *Biotropica*. 23 (1): 2-11. <https://bit.ly/3OijBEN>
- Field, C. B., M. J. Behrenfeld, J. T. Randerson, P. Falkowski. 1998. Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*. 281 (5374): 237-40. <https://bit.ly/3LPZfVw>
- García, E., P. Suárez, A. Ome, D. Leguía, A. Camacho, A. Yepes, *et al.* 2018. Perspectiva del pueblo negro frente a la deforestación y degradación del territorio: un insumo para la construcción e implementación de bosques territorios de vida. Estrategia integral de control a la deforestación y gestión de los bosques. Programa ONU-REDD Colombia. Bogotá. <https://bit.ly/3vDGRbS>
- González, J., A. Cubillos, M. Chadid, A. Cubillos, M. Arias, E. Zúñiga, *et al.* 2018. Caracterización de las principales causas y agentes de la deforestación a nivel nacional. Período 2005-2015. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Programa ONU-REDD Colombia. Bogotá. Colombia. 244 pp. <https://bit.ly/3vHwDaJ>
- Guariguata M. R., R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*. 148 (1-3): 185-206. <https://bit.ly/36NO3da>
- Hendricks J. J., R. L. Hendrick, C. A. Wilson, R. J. Mitchell, S. D. Pecot, D. Guo. 2006. Assessing the patterns and controls of fine root dynamics: an empirical test and methodological review. *Journal of Ecology*. 94 (1): 40-57. <https://bit.ly/3Ogmbzl>
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP). 2001. Informe Técnico: Aspectos mineros en el Chocó. Informe de Proyecto. Quibdó. Colombia.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2006. Chocó. Características geográficas. IGAC. Bogotá. Colombia. 236 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC. Geneva. Switzerland. 151 pp. <https://bit.ly/3y2uc54>



- IPCC. 2001. Climate change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido. New York. USA. 893 pp. <https://bit.ly/3vmsERM>
- IPCC. 2007. Climate change. 2007. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, *et al.* (eds.). Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido. Nueva York, USA. 1007 pp. <https://bit.ly/3MD8CIw>
- Jiménez, E. M., F. H. Moreno, M. C. Peñuela, S. Patiño, J. Lloyd. 2009. Fine root dynamics for forests on contrasting soils in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*. (6): 2809-27. <https://bit.ly/3rWPSMo>
- Keith, H., B. G. Mackey, D. B. Lindenmayer. 2009. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *PNAS*. 106 (28): 11635-40. <https://bit.ly/3vM7gEM>
- Lambers, H., F. S. Chapin III, T. L. Pons. 2012. *Plant physiological ecology*. 2<sup>nd</sup> ed. Springer Science Business Media, LLC. New York. USA. 624 pp. <https://amzn.to/3xZSeoT>
- Malhi, Y., C. Doughty, D. Galbraith. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 366 (1582): 3225-45. <https://bit.ly/3Mc5bs2>
- Mena-Mosquera, V. E., H. J. Andrade-C. 2021. Potencial de reducción de emisiones y captura de carbono en bosques y sistemas agroforestales con cacao en el Pacífico colombiano. *Rev Biol Trop*. 69 (4): 1252-63. <https://bit.ly/3LCphvC>
- Meyer, V., S. Saatchi, A. Ferraz, L. Xu, A. Duque, M. García, *et al.* 2019. Forest degradation and biomass loss along the Chocó region of Colombia. *Carbon Balance and Management*. 14 (2): 2-15. <https://bit.ly/3LpJK77>
- Moreno-Hurtado, F. H. 2004. Soil carbon dynamics in primary and secondary tropical forests in Colombia. Thesis of Doctor of Philosophy in Biology. Florida International University. Miami. USA. 208 pp. <https://bit.ly/3MbrRnT>
- Mostacedo, B., T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR). Santa Cruz. Bolivia. <https://bit.ly/3wVxiVe>
- Orrego, S. A., L. F. Jaramillo, L. M. Loaiza. 1999. Venta de servicios ambientales:



posibilidades y limitaciones para el departamento del Chocó. Ensayos de Economía. 1: 110-32. <https://bit.ly/36Yjwtm>

- Ortega-P. S., C. A. García-Guerrero, C. A. Ruiz, J. Sabogal, J. D. Vargas (eds.). 2010. Deforestación evitada. Una guía REDD + Colombia. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Conservación Internacional Colombia. Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF). The Nature Conservancy. Corporación Ecoversa. Fundación Natura. Agencia de Cooperación Americana (USAID). Patrimonio Natural-Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas y Fondo para la Acción Ambiental. Bogotá. Colombia. 73 pp. <https://bit.ly/3OG36Xv>
- Pan, Y., R. A. Birdsey, J. Fang, R. Houghton, P. E. Kauppi, W. A. Kurz, *et al.* 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*. 333 (6045): 988-93. <https://bit.ly/37QMtYz>
- Pan, Y., R. A. Birdsey, O. L. Phillips, R. B. Jackson. 2013. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 44: 593-622. <https://bit.ly/3knyR9M>
- Persson, H., F. Harrison, P. Ineson, O. W. Heal. 1990. Methods of studying root dynamics in relation to nutrient cycling. pp. 198-217. In: Harrison, A. F., P. Ineson, O. W. Heal (eds). *Nutrient cycling in terrestrial ecosystems*. Elsevier Applied Science. <https://bit.ly/38y9EXt>
- Phillips, J. F., A. J. Duque, A. P. Yepes, K. R. Cabrera, M. C. García, D. A. Navarrete, *et al.* 2011. Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia. Estratificación, alometría y métodos analíticos. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales (IDEAM). Bogotá. Colombia. 70 pp. <https://bit.ly/37KBrUT>
- Phillips, J., A. Duque, C. Scott, C. Wayson, G. Galindo, E. Cabrera, *et al.* 2016. Live aboveground carbon stocks in natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*. 374: 119-28. <https://bit.ly/3OHBOAo>
- Phillips, O. L., Y. Malhi, N. Higuchi, W. F. Laurance, P. V. Núñez, R. M. Vásquez, *et al.* 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest: Evidence from long-term plots. *Science*. 282 (5388): 439-42. <https://bit.ly/38IJW2M>
- Poorter, L., F. Bongers, T. M. Aide, A. M. Almeyda Zambrano, P. Balvanera, J. M. Becknell, *et al.* 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*. 530: 211-4. <https://go.nature.com/3MAMJhY>
- Poveda, I. C., C. Rojas, A. Rudas, O. Rangel. 2004. El Chocó Biogeográfico: Ambiente físico. En: Rangel, J. O. 2004. *Colombia Diversidad Biótica IV*. El Chocó



biogeográfico/Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3K2V2wF>

Quinto-Mosquera H, F. Moreno. 2017. Net primary productivity and edaphic fertility in two pluvial tropical forests in the Chocó Biogeographical region of Colombia. PLoS ONE. 12 (1): eo168211. <https://bit.ly/3KmJXGH>

Quinto-Mosquera, H. 2012. Biomasa aérea y suelos en un bosque pluvial tropical en el Chocó biogeográfico. Aproximación a escala local. En: Quinto-Mosquera, H. (Ed). Estudios sobre biomasa y productividad de los bosques del Chocó. Contribuciones para la mitigación del cambio climático global en Colombia. Editorial Académica Española. 208 pp. <https://amzn.to/3MBKINH>

Quinto-Mosquera, H. 2016. Evaluación del efecto de la fertilización del suelo sobre la productividad primaria neta de bosques pluviales tropicales del departamento del Chocó. Tesis Doctoral. Área Curricular en Bosques y Conservación Ambiental. Departamento de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín. Colombia. 120 pp.

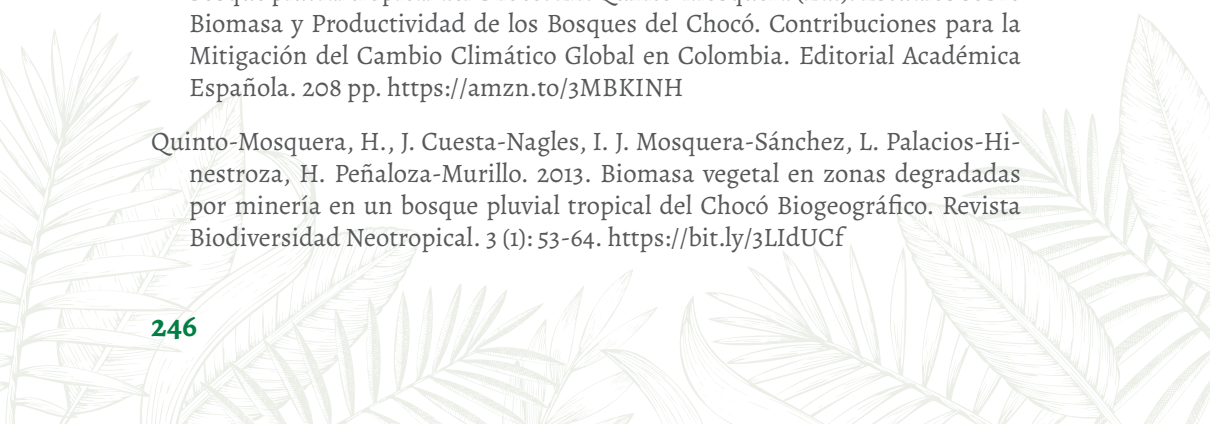
Quinto-Mosquera, H., F. Moreno, 2016. Precipitation effects on soil characteristics in tropical rain forests of the Chocó Biogeographical region. Rev Fac Nal Agron Medellín. 69 (1): 7813-23. <https://bit.ly/3Nv5XC9>

Quinto-Mosquera, H., F. Moreno, H. Y. Caicedo, M. T. Y. Perez. 2016a. Biomasa de raíces finas y fertilidad del suelo en bosques pluviales tropicales del Pacífico colombiano. Colombia Forestal. 19 (1): 53-66. <https://bit.ly/372V1KZ>

Quinto-Mosquera, H., F. Moreno. 2011. Dinámica de la biomasa aérea en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. Rev Fac Nal Agr Medellín. 64 (1): 5917-36. <https://bit.ly/3LrMb8L>

Quinto-Mosquera, H., H. Valoyes, F. Mosquera, L. Palacios, M. Rentería. 2012. Estimación de la biomasa de raíces gruesas y su relación con el suelo en un bosque pluvial tropical del Chocó. En: Quinto-Mosquera (Ed.). Estudios sobre Biomasa y Productividad de los Bosques del Chocó. Contribuciones para la Mitigación del Cambio Climático Global en Colombia. Editorial Académica Española. 208 pp. <https://amzn.to/3MBKINH>

Quinto-Mosquera, H., J. Cuesta-Nagles, I. J. Mosquera-Sánchez, L. Palacios-Hinestroza, H. Peñaloza-Murillo. 2013. Biomasa vegetal en zonas degradadas por minería en un bosque pluvial tropical del Chocó Biogeográfico. Revista Biodiversidad Neotropical. 3 (1): 53-64. <https://bit.ly/3LldUCF>



- Quinto-Mosquera, H., Y. A. Ramos-Palacios, D. Abadía. 2007. Cuantificación de la caída de hojarasca como medida de la productividad primaria neta en un Bosque Pluvial Tropical en Salero, Unión Panamericana, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó DLC*. 26: 28-41. <https://bit.ly/3NDJAKT>
- Ramírez, G., E. Ledezma. 2007. Efectos de las actividades socio-económicas (minería y explotación maderera) sobre los bosques del departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó*. 26 (1): 58-65. <https://bit.ly/3LMib7R>
- Rangel-Ch, J. O. 2004. Colombia Diversidad Biótica IV. El Chocó Biogeográfico/ Costa Pacífica. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Colombia. 1024 pp. <https://bit.ly/3K2V2wF>
- Rangel-Ch, J. O., O. Rivera-Díaz. 2004. Diversidad y riqueza de espermatofitos en el Chocó biogeográfico. En: Rangel-Ch, J. O. (ed). Colombia diversidad biótica IV. El Chocó bBogeográfico/Costa Pacífica. Universidad Nacional de Colombia. Conservación Internacional. Bogotá. Colombia. pp. 83-14. <https://bit.ly/3K2V2wF>
- Rodríguez, L. V. A. 1989. Consideraciones sobre la biomasa, composición química y dinámica del bosque pluvial tropical de colinas bajas. Bajo Calima. Buenaventura, Colombia. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF). Serie Documental N° 16. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3xOJsCz>
- Salisbury, F. B., C. W. Ross. 1994. Fisiología vegetal. 4ª ed. Grupo Editorial Iberoamérica S.A. de C.V. México D.F. México. 759 pp.
- Schuur, E. A. G. 2003. Productivity and global climate revisited: the sensitivity of tropical forest growth to precipitation. *Ecology*. 84 (5): 1165-70. <https://bit.ly/3u058JE>
- Segura, M. A., L. M. Acuña, H. J. Andrade. 2018. Allometric models to estimate aboveground biomass of small trees in wet tropical forests of Colombian Pacific area. *Revista Árvore*. 42 (2): e420209. <https://bit.ly/37UUtHU>
- Sierra, A. 2003. Producción y descomposición de raíces finas en bosques tropicales maduros y jóvenes de la región de Porce. Trabajo de grado. Ingeniería Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín. Colombia. 85 pp.
- Sierra, C. A., M. E. Harmon, F. Moreno, S. Orrego, J. I. del Valle. 2007. Spatial and



temporal variability of net ecosystem production in a tropical forest: testing the hypothesis of a significant carbon sink. *Global Change Biology*. 13 (4): 838-53. <https://bit.ly/3Knh8Ko>

The Nature Conservancy. Corporación Ecoversa. Fundación Natura. Agencia de Cooperación Americana (USAID). Patrimonio Natural-Fondo para la Biodiversidad y Áreas Protegidas y Fondo para la Acción Ambiental. Bogotá. Colombia. 72 pp. <https://bit.ly/3MAiByu>

Torres-Torres, J. J., V. E. Mena-Mosquera, E. Álvarez-Dávila. 2017. Carbono aéreo almacenado en tres bosques del Jardín Botánico del Pacífico, Chocó, Colombia. *Entramado*. 13 (1): 200-9. <https://bit.ly/34ASMoe>

Usme, P. 2003. Demografía de raíces finas en bosques primarios y secundarios tropicales, Colombia. Trabajo de grado. Ingeniería Forestal. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. Medellín. Colombia. 73 pp.

Valois-Cuesta, H. 2016. Sucesión primaria y ecología de la revegetación de selvas degradadas por minería en el Chocó, Colombia: bases para su restauración ecológica. Tesis doctoral, Universidad de Valladolid. España. <https://bit.ly/3MD8CIM>

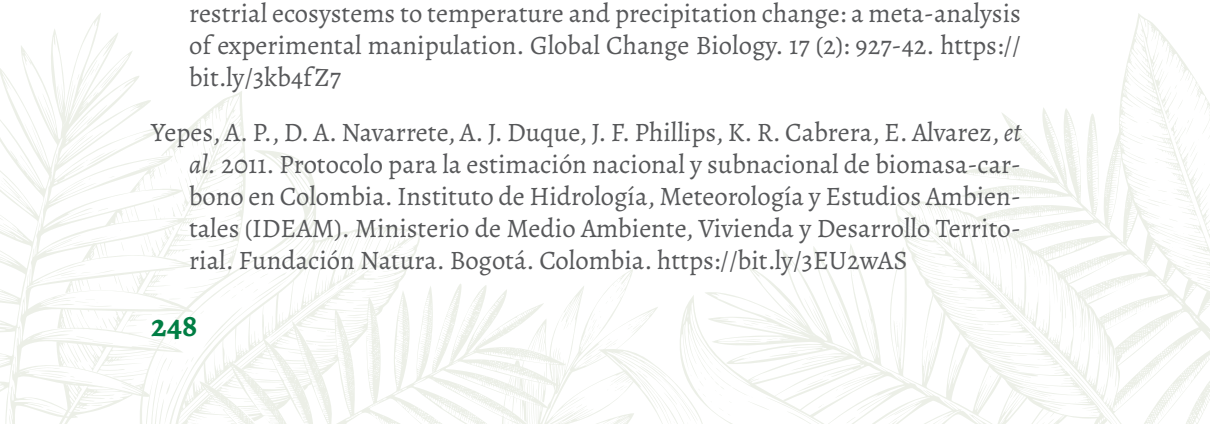
Valois-Cuesta, H., C. Martínez-Ruiz. 2016. Vulnerabilidad de los bosques naturales en el Chocó Biogeográfico colombiano: actividad minera y conservación de la biodiversidad. *Bosque*. 37 (2): 295-305. <https://bit.ly/3EV2OYa>

Vashum, K. T., S. Jayakumar. 2012. Methods to estimate above-ground biomass and carbon stock in natural forests. A review. *J Ecosyst & Ecogr*. 2 (4): 116. <https://bit.ly/3OJeYI9>

Vogt, K. A., D. J. Vogt, J. Bloomfield. 1998. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. *Plant and Soil*. 200: 71-89. <https://bit.ly/3KwmmDK>

Wu, Z., P. Dijkstra, G. W. Koch, J. Peñuelas, B. A. Hungate. 2011. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology*. 17 (2): 927-42. <https://bit.ly/3kb4fZ7>

Yepes, A. P., D. A. Navarrete, A. J. Duque, J. F. Phillips, K. R. Cabrera, E. Alvarez, *et al.* 2011. Protocolo para la estimación nacional y subnacional de biomasa-carbono en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Fundación Natura. Bogotá. Colombia. <https://bit.ly/3EU2wAS>







## Sección 5. Conclusiones generales



# Capítulo 11

## Conclusiones generales

Actualmente el cambio climático global es el problema ambiental más relevante para la humanidad. Este fenómeno tiene consecuencias enormes sobre el desarrollo económico, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas y bajo los distintos escenarios climáticos se esperan impactos negativos catastróficos sobre la biodiversidad (migraciones y extinciones de especies), los ecosistemas naturales y sistemas socioeconómicos humanos (infraestructura, producción de alimentos, economía y salud), que ameritan el desarrollo de programas de adaptación y mitigación.

En el Pacífico colombiano, los análisis muestran que, el cambio climático global tendrá efectos negativos catastróficos sobre la biodiversidad (migraciones y extinciones de especies), los ecosistemas naturales y sistemas socioeconómicos humanos (infraestructura, producción de alimentos, economía y salud), que ameritan el desarrollo de programas de adaptación y mitigación. De acuerdo con las investigaciones realizadas por diferentes entidades y basados en las proyecciones del cambio climático global, se esperan los siguientes efectos en el territorio del Pacífico colombiano en general:

- Incremento en la precipitación promedio anual
- Incrementos en inundaciones y deslizamientos de tierra en áreas montañosas
- Reducciones de la fertilidad edáfica y la producción de alimentos agrícolas
- Mayor frecuencia de eventos climáticos extremos como el fenómeno del Niño
- Mayor frecuencia de enfermedades como la malaria
- Incrementos en las tasas de captura y almacenamiento de carbono de bosques
- Mayor recambio de la biomasa de bosques y reciclaje de nutrientes
- Cambios en la composición de especies arbóreas de los bosques

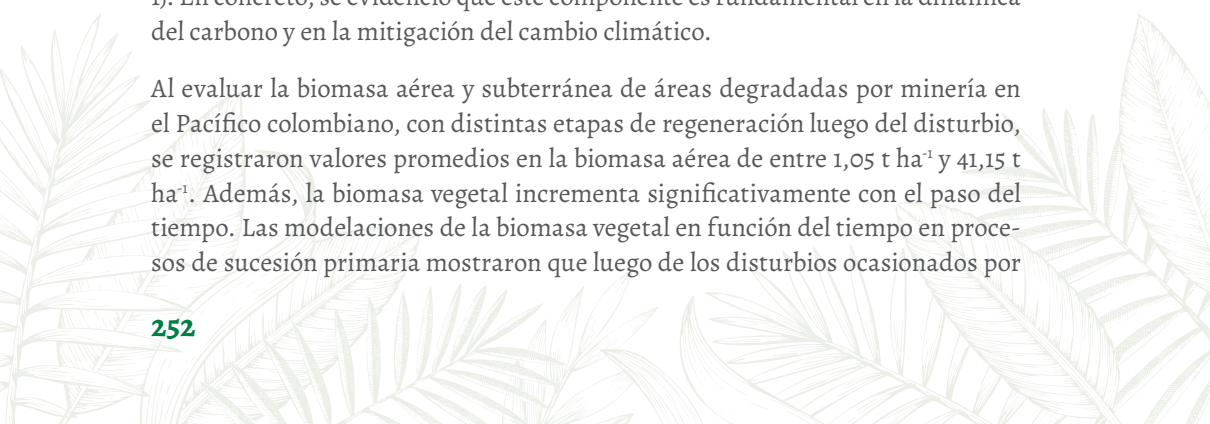
En consecuencia, como punto de partida se requiere determinar el papel de los bosques de la región en la mitigación del cambio climático, especialmente en términos del carbono capturado y almacenado.



Al evaluar la biomasa aérea y suelos en un bosque pluvial tropical en el Pacífico colombiano, se denotó que en una biomasa aérea entre 179,22 y 259,9 t ha<sup>-1</sup>, se presentó un incremento neto en la BA de 2,62 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Figura 1). En la textura franco arenosa se presentaron los valores menores de biomasa aérea. Mientras que, la biomasa aérea total estuvo asociada positivamente con K, y negativamente con la altitud y el pH. La biomasa aérea de los árboles pequeños (10-30 cm de DAP) fue la que mayor asociación presentó con las variables edáficas. Concretamente, los resultados soportan la hipótesis de la asociación existente entre la biomasa aérea y las condiciones edáficas, que podría tener efectos significativos para la dinámica del carbono regional, en el marco del cambio climático. En la evaluación de la biomasa de raíces gruesas de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano, se determinó que la biomasa de raíces gruesas presentó un promedio general de 48,1 t ha<sup>-1</sup>, con valores de 39,16 y 57,01 t ha<sup>-1</sup>. Se observó que la altitud (correlación=-0,496;) y el pH (correlación=-0,36) presentaron correlaciones negativas estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) con la biomasa de raíces gruesas. Asimismo, la biomasa de raíces gruesas fue mayor en suelos con textura franco-limosa con 53,72 t ha<sup>-1</sup>, aunque las diferencias entre las clases texturales no fueron significativas. En general, las variables edáficas explicaron poco las variaciones en la biomasa de raíces gruesas en Salero. En síntesis, se denotó que las raíces gruesas son un componente que alberga altos contenidos de carbono en los bosques pluviales tropicales, y representa un significativo componente en la mitigación del cambio climático global.

Al estudiar la biomasa de raíces finas y su relación con la fertilidad del suelo de bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano, este componente presentó poca relación con la textura y el contenido de nutrientes del suelo, pues solo las correlaciones con el pH y el contenido de arcilla fueron significativas (pero débiles). La biomasa de raíces finas disminuyó con la profundidad en el suelo. La biomasa de raíces finas presentó valores de 5,91 t ha<sup>-1</sup> y 6,28 t ha<sup>-1</sup> en Opogodó y Pacurita encontrados en los primeros 20 cm de profundidad en el suelo (Figura 1). En concreto, se evidenció que este componente es fundamental en la dinámica del carbono y en la mitigación del cambio climático.

Al evaluar la biomasa aérea y subterránea de áreas degradadas por minería en el Pacífico colombiano, con distintas etapas de regeneración luego del disturbio, se registraron valores promedios en la biomasa aérea de entre 1,05 t ha<sup>-1</sup> y 41,15 t ha<sup>-1</sup>. Además, la biomasa vegetal incrementa significativamente con el paso del tiempo. Las modelaciones de la biomasa vegetal en función del tiempo en procesos de sucesión primaria mostraron que luego de los disturbios ocasionados por





**Figura 1.** Síntesis de cuantificaciones de la captura y almacenamiento de carbono en bosques del Chocó Biogeográfico.

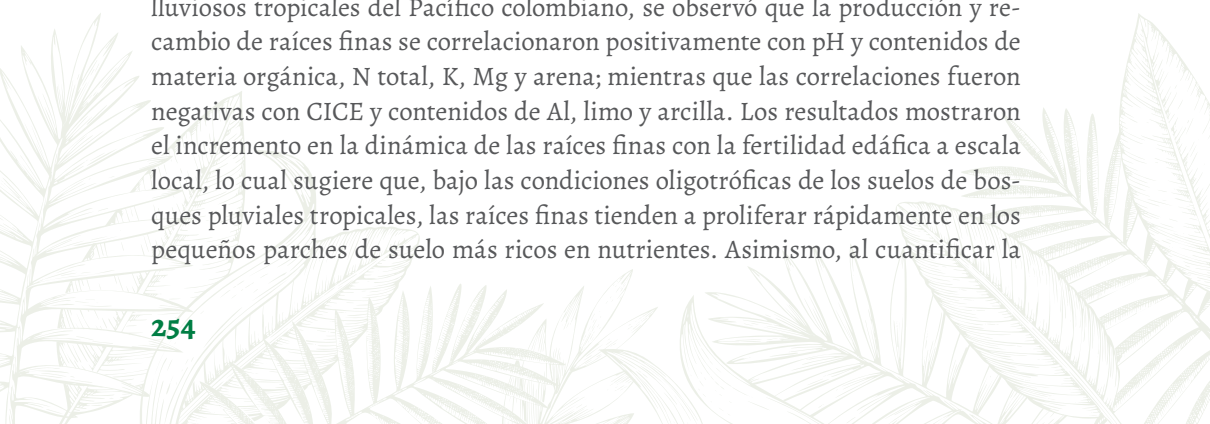


la minería, la vegetación, mediante sucesión primaria, puede tardar más de 1000 años para alcanzar una biomasa aérea similar a la de un bosque primario. En términos del cambio climático global es fundamental la recuperación de las zonas degradadas por la minería en la región como estrategia de desarrollo.

Al estudiar la biomasa aérea y subterránea de manglares y bosques de transición en la costa pacífica colombiana, se determinó que la biomasa aérea arbórea de los bosque, transición y mangle, fue mayor en los bosques de tierra firme con 336,5 t ha<sup>-1</sup>. Mientras que, en la zona de transición y manglar se redujo significativamente, con valores entre 149,8 y 171,05 t ha<sup>-1</sup>, respectivamente. Los resultados mostraron la importancia de los mangles en la mitigación del cambio climático global debido a su significativo almacenamiento de carbono en las raíces y el suelo de las áreas costeras.

En términos de la captura de carbono y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano, se denotó que los bosques de Opogodó presentaron una productividad primaria neta (PPN) total de 23,7 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que en Pacurita fue de 24,19 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En Opogodó se registró mayor PPN de raíces finas, mientras que en Pacurita hubo mayor PPN de madera aérea y raíces gruesas. Al parecer, las diferencias en topografía y drenaje entre localidades afectan la PPN de madera aérea. Con el aumento en pH, MO, N+, K, Mg y arena, también incrementó la PPN de hojas, la PPN de raíces finas y el porcentaje de PPN subterránea, lo cual refleja una limitación de la PPN por múltiples nutrientes. El aumento en la proporción de PPN subterránea con la disponibilidad edáfica de nutrientes evidencia una redistribución de la PPN aérea y subterránea con el incremento en fertilidad en sistemas oligotróficos, como estrategia adaptativa para capturar recursos. En general, se corrobora la importancia del suelo en el balance y distribución del carbono en el ecosistema y en la mitigación del cambio climático.

Al estudiar la dinámica de raíces finas y su relación con el suelo en bosques lluviosos tropicales del Pacífico colombiano, se observó que la producción y recambio de raíces finas se correlacionaron positivamente con pH y contenidos de materia orgánica, N total, K, Mg y arena; mientras que las correlaciones fueron negativas con CICE y contenidos de Al, limo y arcilla. Los resultados mostraron el incremento en la dinámica de las raíces finas con la fertilidad edáfica a escala local, lo cual sugiere que, bajo las condiciones oligotróficas de los suelos de bosques pluviales tropicales, las raíces finas tienden a proliferar rápidamente en los pequeños parches de suelo más ricos en nutrientes. Asimismo, al cuantificar la



producción de hojarasca y su relación con el suelo en bosques del Pacífico colombiano, se observó que, la PPN hojarasca total fue de 7,82 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en Opogodó, y 7,35 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en Pacurita. Los componentes con mayor aporte fueron las hojas (>60%), tallos (19%) y miscelánea (14%). Esta PPN de hojarasca total presentó una correlación negativa con el porcentaje de limo, y la producción de hojas se asoció positivamente con el contenido de arena, pH, MO y N total, mientras que la relación fue negativa con el aluminio (Al), la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) y limo. En general, los resultados evidencian que la PPN hojarasca de los bosques pluviales del Chocó está determinada por las condiciones edáficas (pH, MO, N total, Al y textura), no solo por la disponibilidad de P; por lo tanto, se corrobora la hipótesis de la limitación de la PPN por la disponibilidad de nutrientes en bosques lluviosos tropicales.

Finalmente, al analizar el papel de los bosques del Chocó en la mitigación del cambio climático global, desde una perspectiva y análisis para la venta de servicios ambientales por captura y almacenamiento de carbono, se determinó que los bosques de esta región contribuyen a la mitigación del cambio climático global a nivel general, de forma positiva y significativa, pues almacenan cerca de 691,3 millones de toneladas de carbono total y fijan anualmente 55 millones de toneladas, con lo cual, se estima que estos ecosistemas contribuyen al balance de carbono global con cerca del 0,19% del carbono total almacenado y 0,25% del carbono total fijado anualmente en bosques tropicales.

El índice de mitigación de cambio climático mostró que los municipios que presentan los mayores porcentajes positivos de mitigación fueron: Riosucio, Medio Baudó (Puerto Meluk), Carmen del Darién (Curbaradó), y Litoral de San Juan, respectivamente y que presentan mayor potencial de mitigar el cambio climático global en la región. Los municipios con mayores porcentajes negativos de mitigación fueron: Condoto, Cantón de San Pablo, Sipí, Tadó, Lloró, Nóvita y Río Quito los cuales requieren mayor atención gubernamental, para revertir el potencial de mitigación de cambio climático global, y así pasarlo de negativo a positivo.

En síntesis, las tasas de fijación y almacenamiento de carbono de los diferentes bosques del Chocó, evidencian la factibilidad del desarrollo de programas y proyectos REDD+ en la región, que permitan el manejo sostenible del bosque y la mitigación del cambio climático global.



## Anexos

