

# De la parcela al paisaje: restauración forestal en los Andes ecuatorianos

Teodoro Bustamante y Jorje I. Zalles,  
coordinadores



© 2020 FLACSO Ecuador  
Junio de 2020

Cuidado de la edición: Editorial FLACSO Ecuador

ISBN FLACSO: 978-9978-67-532-8 (pdf)  
<https://doi.org/10.46546/20203savia>

FLACSO Ecuador  
La Pradera E7-174 y Diego de Almagro, Quito-Ecuador  
Telf.: (593-2) 294 6800 Fax: (593-2) 294 6803  
[www.flacso.edu.ec](http://www.flacso.edu.ec)

---

De la parcela al paisaje : restauración forestal en los Andes  
ecuatorianos / coordinado por Teodoro Bustamante y  
Jorje I. Zalles. Quito : Editorial FLACSO Ecuador. 2020

xii, 225 páginas : cuadros, figuras, mapas, tablas. - (Serie SAVIA)

Bibliografía : p. 218-220

ISBN: 9789978675328 (pdf)

GESTIÓN FORESTAL ; PROTECCIÓN FORESTAL ; RE-  
CURSOS FORESTALES ; USO DE LA TIERRA ; ESTUDIOS  
SOCIOAMBIENTALES ; GRUPOS ÉTNICOS ; BOSQUES  
ANDINOS ; ECUADOR ; I. BUSTAMANTE, TEODORO,  
EDITOR. II. ZALLES, JORJE I., EDITOR.

333.75153 - CDD

---

# Índice de contenidos

Agradecimientos .....	VII
Siglas y abreviaturas .....	IX
Introducción .....	1
<i>Teodoro Bustamante y Jorge I. Zalles</i>	
<b>Reforestación con especies nativas y exóticas: caso del valle de San Francisco, Zamora Chinchipe</b> .....	16
<i>Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber</i>	
<b>Superar las barreras para la revegetación a gran escala: estudio en el sur de Ecuador</b> .....	37
<i>Antonio Crespo y Diana Inga</i>	
<b>La restauración forestal como patrón de uso de suelo: turismo de naturaleza en Mindo</b> .....	68
<i>Jorje I. Zalles</i>	
<b>Dinámicas socioambientales del manejo de bosques: caso de la parroquia Cosanga, provincia de Napo</b> .....	97
<i>Sara María Gómez de la Torre Arias</i>	

<b>Restauración de paisajes para favorecer la conectividad entre áreas protegidas: el caso del Corredor Ecológico Llanganates-Sangay</b> .....	117
<i>Jorge Rivas</i>	
<b>Manejo y restauración en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras</b> .....	137
<i>Ian Cummins</i>	
<b>Restauración de bosques andinos en el noroccidente de Pichincha: implicaciones para la gobernanza</b> .....	165
<i>Manuel Peralvo, María Fernanda López, Nina Duarte e Inty Arcos</i>	
<b>Fondos de agua: una oportunidad de sostenibilidad para la restauración de bosques andinos</b> .....	198
<i>Silvia Benítez-Ponce</i>	
<b>Autoras y autores</b> .....	216

# Ilustraciones

## Cuadros

3.1. Noroccidente de Pichincha: comparación de datos parroquiales . . . . .	88
5.1. Uso actual del suelo del CELS por parroquias . . . . .	121
5.2. Acciones de restauración en el CELS (2012-2013) . . . . .	131
5.3. Acciones de restauración en el CELS (2014) . . . . .	131

---

## Figuras

1.1. Supervivencia (%) de las especies nativas . . . . .	23
1.2. Crecimiento en altura (cm) de las especies nativas . . . . .	24
1.3. Supervivencia (%) de las especies exóticas . . . . .	25
1.4. Crecimiento en altura (cm) de las especies exóticas . . . . .	26
2.1. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros en siembras directas . . . . .	50
2.2. Experimento de mantillo del suelo en siembras directas. . . . .	52
2.3. Experimento de deshierbe y protección contra herbívoros . . . . .	54
2.4. Experimento de mantillo del suelo . . . . .	55
3.1. Mapa cognitivo de variables decisorias para restauración forestal en Míndo. . . . .	76
7.1. Sistema socioecológico y gobernanza en el marco de estrategias de restauración . . . . .	168
7.2. Roles y actores principales en la coordinación e implementación del PRF . . . . .	183

## Mapas

1.1. Experimento de reforestación con especies nativas y exóticas en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe . . . . .	19
2.1. Valle del río Pamar . . . . .	40
3.1. Cambios en cobertura forestal, noroccidente de Pichincha (1990-2014) . . . . .	87
5.1. Ubicación del Corredor Ecológico Llanganates Sangay . . . . .	120
5.2. Análisis multitemporal del CELS. . . . .	126
7.1. Territorio de la Mancomunidad del Chocó Andino . . . . .	170

---

## Tablas

1.1. Características de especies utilizadas en la reforestación en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe . . . . .	21
2.1. Árboles nativos del valle del río Pamar según categoría, familia y especie . . . . .	42
6.1. Especies seleccionadas para la siembra en plantaciones mixtas . . . . .	150
6.2. Principales indicadores del proyecto . . . . .	158
7.1. Cobertura y uso de la tierra en la MCA . . . . .	170
7.2. Resumen de implementación de convenios firmados con el PRF en cinco parroquias de la MCA . . . . .	173
7.3. Categorías y códigos relacionados con el entendimiento de manejo sostenible y restauración . . . . .	176
7.4. Categorías y códigos relacionados con los problemas y éxitos de la implementación del PRF . . . . .	178
7.5. Categorías y códigos relacionados con la participación futura en iniciativas de restauración . . . . .	185
7.6. Tamaño y remanencia promedios de bosque en predios en el rango de áreas entre 5 y 250 ha en las seis parroquias de la MCA pertenecientes al DMQ . . . . .	189
8.1. Fuentes de financiamiento para 32 fondos de agua en América Latina y el Caribe . . . . .	208

## Siglas y abreviaturas

Asacapum	Asociación Casa del Puma
BID	Banco Interamericano de Desarrollo
BPMN	Bosque Protector Mindo-Nambillo
CELS	Corredor Ecológico Llanganates Sangay
CESA	Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas
COA	Código Orgánico del Ambiente
Condesan	Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina
Cootad	Código Orgánico de Organización Territorial, Autonomía y Descentralización
DMQ	Distrito Metropolitano de Quito
FAO	Food and Agriculture Organization (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
Fonag	Fondo para la Protección del Agua
Fonapa	Fondo para la Conservación de la Cuenca del Río Paute
Foragua	Fondo Regional del Agua
FRA	Fondo Rotativo Agroforestal
Funan	Fundación Antisana
GAD	Gobierno Autónomo Descentralizado
GCF	Green Climate Fund (Fondo Verde para el Clima)
Ierac	Instituto Ecuatoriano de Reforma Agraria y Colonización

## Siglas y abreviaturas

IGM	Instituto Geográfico Militar
IKI	International Climate Initiative (Iniciativa Internacional de Protección del Clima)
INDA	Instituto Nacional de Desarrollo Agrario
INEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos
MAE	Ministerio del Ambiente de Ecuador
MCA	Mancomunidad del Chocó Andino
PKR	Pueblo Kichwa Rukullacta
PNRF	Plan Nacional de Restauración Forestal
PRF	Programa de Restauración Forestal
PSB	Programa Socio Bosque
REA	Reserva Ecológica Antisana
SNAP	Sistema Nacional de Áreas Protegidas
TNC	The Nature Conservancy
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
WWF	World Wildlife Fund (Fondo Mundial para la Naturaleza)

# Reforestación con especies nativas y exóticas: caso del valle de San Francisco, Zamora Chinchipe

Ximena Palomeque, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre y Michael Weber

La principal causa de deforestación es convertir tierras forestales en zonas de agricultura y ganadería (FAO 2018). Entre 1990 y 2015, la superficie forestal mundial se ha reducido a 129 millones de hectáreas (FAO 2016). Sierra (2013) menciona que entre 1990 y 2008 el Ecuador perdió cerca de 19 000 km<sup>2</sup> de bosque natural; las mayores pérdidas, de aproximadamente el 70 %, se dieron en la década de los noventa, con una deforestación anual neta promedio de 1291,5 km<sup>2</sup>. Las principales actividades antrópicas que ejercen presión sobre los ecosistemas andinos son el desbroce y la quema para establecer pastos, en algunos casos, de especies exóticas (Ortega-Pieck et al. 2011). Una vez que estas tierras pierden su productividad son abandonadas, lo cual sugiere que se deben implementar actividades de restauración (Knoke et al. 2014).

Ecuador ha emprendido programas ambiciosos al respecto, por ejemplo, el Plan Nacional de Restauración Forestal (2014-2017) (MAE 2014). A nivel internacional, el país participa en iniciativas mundiales como el Desafío de Bonn, cuya meta es restaurar 150 millones de hectáreas para 2020 y 350 millones para 2030. Dichos programas tienen un beneficio en la población local, pues se mejoran el bienestar y los medios de vida a partir de una recuperación de la función del ecosistema (Erbaugh y Oldekop 2018). Sin embargo, a pesar de la riqueza florística de especies arbóreas nativas con potencial para la restauración activa (reforestación), los paisajes intervenidos se encuentran dominados por especies exóticas.

Históricamente, en los Andes australes de Ecuador se han desarrollado actividades de conservación y reforestación por parte de varias entidades gubernamentales domiciliadas localmente, por ejemplo, el Centro de Reconversión Económica del Azuay, Cañar y Morona Santiago (CREA) y el Programa para el Desarrollo Regional de Sur (Predesur), que han contado con el apoyo de organizaciones no gubernamentales (Raberg y Rudel 2007). Para la reforestación, generalmente se han utilizado especies exóticas, como *Pinus radiata*, *P. patula*, *Eucalyptus globulus*, *E. grandis* y *E. saligna*; también se han usado especies nativas, aunque en número limitado. A manera de ejemplo, para 1981, la Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas (CESA) ejecutó un programa de reforestación, en el que destacó la importancia de generar conocimiento de especies nativas (*Buddleja incana*, *Oreopanax spp.*, *Polylepis spp.*, *Gynoxis spp.*, entre otras), enfocándose tanto en sus formas de propagación como en establecer plantaciones piloto (CESA 1992). Por otro lado, Bare y Ashton (2016) identificaron que la especie forestal más utilizada en los proyectos de restauración en la región andina en países como Ecuador y Colombia es *Alnus acuminata* (aliso), que se caracteriza por ser de rápido crecimiento, sobrevivir en sitios degradados y ser capaz de fijar nitrógeno en el suelo debido a su asociación con el actinomiceto *Frankia* (Cavelier 1995) y las ectomicorrizas (Becerra et al. 2009).

Los aspectos a considerar para decidir entre restauración activa (reforestación) y pasiva (regeneración natural) incluyen el grado de degradación, la tasa intrínseca de recuperación y el contexto de paisaje (Holl y Aide 2011). En cuanto a la restauración activa, seleccionar las especies más adecuadas debe obedecer a los objetivos de la intervención (Hildebrandt et al. 2017). Es bien sabido que las especies nativas provenientes de semillas locales poseen características intrínsecas que les otorgan una mejor adaptación al entorno biótico de los sitios a ser restaurados (Broadhurst et al. 2008). No obstante, existen vacíos en lo concerniente a las diferentes etapas de producción de plantas de especies nativas con fines de restauración activa: las fases fenológicas en las fuentes semilleras, ecología y biología de semillas, técnicas de producción de plántulas, implicaciones de tamaños de contenedores en la crianza de plántulas y consideraciones genéticas. Todos estos aspectos tienen implicaciones fundamentales para el éxito de la reforestación (Palomeque, Maza et al. 2017).

Otro de los retos para los restauradores es trabajar en tierras dominadas por especies invasivas, que son generalmente exóticas, por ejemplo, los helechos *Pteridium aquilinum*, *P. arachnoideum* y el pasto *Setaria sphacelata*. En general, las especies invasoras tienden a dispersarse y crecer rápidamente (D'Antonio, August-Schmidt y Fernandez-Going 2016), por lo que estas tierras pueden persistir en estados alterados o degradados que son difíciles de revertir (Palmer 2016). Aunque tiene un costo elevado, la remoción de vegetación invasiva es una forma de reducir la alta competencia por recursos. Douterlungne et al. (2018) demostraron que eliminar la vegetación aérea también tiene un efecto positivo para el crecimiento de varias especies de plantas.

En general, la reforestación con fines de restauración y conservación de biodiversidad representa una inversión importante; lamentablemente, en su presupuesto pocas veces se considera una fase de monitoreo. Esta es imprescindible para saber si los objetivos de restauración fueron alcanzados, así como para identificar recomendaciones sobre las técnicas empleadas y especies más adecuadas en sitios o en tipos de suelo particulares. Algunos autores recomiendan que el monitoreo sea participativo, es decir que incluya a la población local después de un entrenamiento adecuado; esto genera empoderamiento y puede resultar en reducir los costos (Evans, Guariguata y Brancalion 2018).

El presente estudio compara el crecimiento y la supervivencia de especies nativas y exóticas en sitios con tres tipos de vegetación: pastos recientemente abandonados, llashipal y arbustiva. Se establecieron parcelas puras de monitoreo para seis especies nativas (*Cedrela montana*, *Handroanthus chrysanthus* [syn. *Tabebuia chrysantha*], *Juglans neotropica*, *Alnus acuminata*, *Morella pubescens* y *Heliocharpus americanus*) y dos especies exóticas (*Pinus patula* y *Eucalyptus saligna*) en cada tipo de vegetación, con un total de 9600 plántulas y 384 parcelas al inicio del experimento. La mitad de ellas fueron sometidas a un tratamiento de remoción de vegetación competitiva. El monitoreo se realizó cada año durante cinco años, excepto para *M. pubescens* que se controló solo por cuatro años.

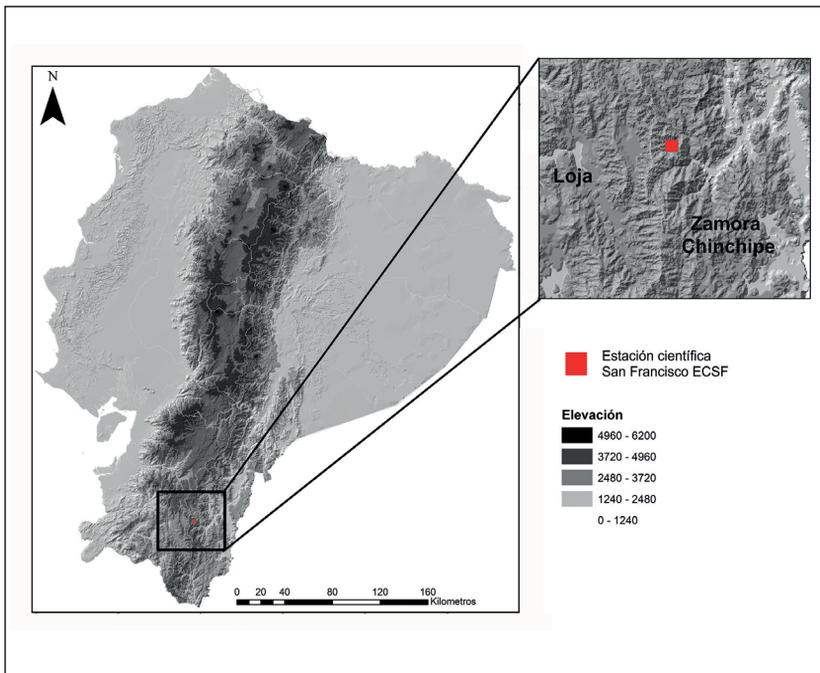
## Materiales y métodos

### Área de estudio

El sitio es adyacente a la Reserva Biológica San Francisco, a 34 km hacia el sur de la ciudad de Loja (vía Loja-Zamora Chinchipe) (mapa 1.1). En cuanto a las condiciones climáticas, el promedio anual de lluvia registrado es de 1800-2000 mm, con una estación al año de alta humedad desde abril a julio, y otra menos húmeda de septiembre a diciembre; la temperatura anual promedio es de 15,3 °C (Bendix et al. 2006).

Para establecer parcelas se seleccionaron tres sitios con diferentes niveles de degradación.

Mapa 1.1. Experimento de reforestación con especies nativas y exóticas en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe



- Pastizal recientemente abandonado (1900-2100 msnm), dominado por *Setaria sphacelata*, especie de pasto introducida desde África. Otra especie menos dominante es *Melinis minutiflora*. También es posible encontrar parches de llashipa y el helecho *Pteridium arachnoideum*.
- Llashipal (2100-2200 msnm), dominado principalmente por *Pteridium arachnoideum*, especie exótica tolerante al fuego, por lo que crece fácilmente en sitios quemados.
- Arbustivo (2100-2200 msnm), se considera un bosque secundario, pues tiene una recuperación de al menos 30 años desde la última quema registrada. Entre las especies leñosas más dominantes se encuentran *Ageratina dendroides* y *Myrsine coriacea*.

### Selección de especies y producción de plántulas

La selección de especies nativas para este experimento se basó en su importancia ecológica y socioeconómica. *H. chrysanthus*, *C. montana* y *J. neotropica*, por ejemplo, son cotizadas por su madera, mientras que *A. acuminata* y *M. pubescens* poseen un valor ecológico adicional por ser fijadoras de nitrógeno. Las especies exóticas fueron consideradas para comparar su rendimiento con las nativas. Estas fueron propagadas en invernaderos a partir de semillas colectadas en el bosque de referencia de San Francisco; provienen de varios árboles madre según sus periodos de fructificación (a excepción de *A. acuminata* y *J. neotropica*, cuyas semillas fueron colectadas en sitios cercanos a la ciudad de Loja). Las especies exóticas fueron adquiridas en un solo vivero en esa misma urbe.

### Diseño del experimento

El área total del experimento fue de 12 ha (cuatro por cada sitio). En 2003 se instalaron 16 parcelas para cada especie con distribución espacial aleatoria en cada uno de los sitios descritos anteriormente. La mitad recibió tratamiento; esto implicó remover la vegetación competitiva con machete

cada seis meses, desde 2003 a 2005. Un tratamiento químico con glifosato (nombre comercial Ranger al 2 %) fue utilizado a los 36 meses de plantación debido al intenso crecimiento o agresividad de la vegetación competitiva; este producto se aplicó cuando esta estaba emergiendo.

Se establecieron 384 parcelas (ocho especies × tres sitios × dos tratamientos × ocho repeticiones). El tamaño de cada una fue de 10,8 × 10,8 m; en cada una de ellas se sembraron 25 plántulas con un espacio de 1,8 × 1,8 m entre ellas. Se sembró un total de 9600 plántulas. Antes de establecer la plantación, se realizó una preparación del sitio. Se retiró la vegetación herbácea altamente competitiva (pastos y llashipal) mediante desbroce manual con machete. En la tabla 1.1 se muestran algunas características de las especies nativas y exóticas utilizadas en este ensayo de reforestación.

Tabla 1.1. Características de especies utilizadas en la reforestación en el valle de San Francisco, Zamora Chinchipe

	Familia	Nombre común	Año de establecimiento de la plantación	Tolerancia a la luz
<b>Especies nativas</b>				
<i>Heliocarpus americanus</i> L.	Tiliaceae	Balsilla	2003	Demandan luz
<i>Alnus acuminata</i> H.B.K.	Betulaceae	Aliso	2004	
<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. Ex Wild.) Wilbur	Myricaceae	Laurel de cera	2005	
<i>Juglans neotropica</i> Diels	Juglandaceae	Nogal	2003	Toleran la sombra
<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz	Meliaceae	Cedro	2003	
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O. Grose	Bignoniaceae	Guayaacán	2003	
<b>Especies exóticas</b>				
<i>Pinus patula</i> Schltdl. & Cham.	Pinaceae	Pino	2003	
<i>Eucalyptus saligna</i> Sm.	Myrtaceae	Eucalipto	2003	

## Variables

Las variables que se midieron en la plantación y que se presentan en este capítulo fueron altura (cm) y supervivencia (%) para todas las especies a los cinco años de la plantación, excepto para *M. pubescens*, con cuatro años de monitoreo. Este procedimiento fue realizado anualmente y los datos publicados a detalle se encuentran en Palomeque (2012).

## Resultados

### Supervivencia y crecimiento de especies nativas

En la figura 1.1 se muestra que *Alnus acuminata* tuvo una supervivencia y crecimiento superiores en los pastizales en comparación con los otros dos sitios. Las parcelas sometidas al tratamiento de manejo presentaron mejores resultados únicamente en los pastizales, con 63 % de supervivencia y una altura promedio de 430 cm (figura 1.2). Para *Cedrela montana*, el porcentaje más alto de supervivencia se registró en el sitio llashipal, aunque no se observó una marcada diferencia entre parcelas con y sin manejo (figura 1.1); no obstante, su crecimiento fue muy bajo en los tres sitios estudiados (figura 1.2).

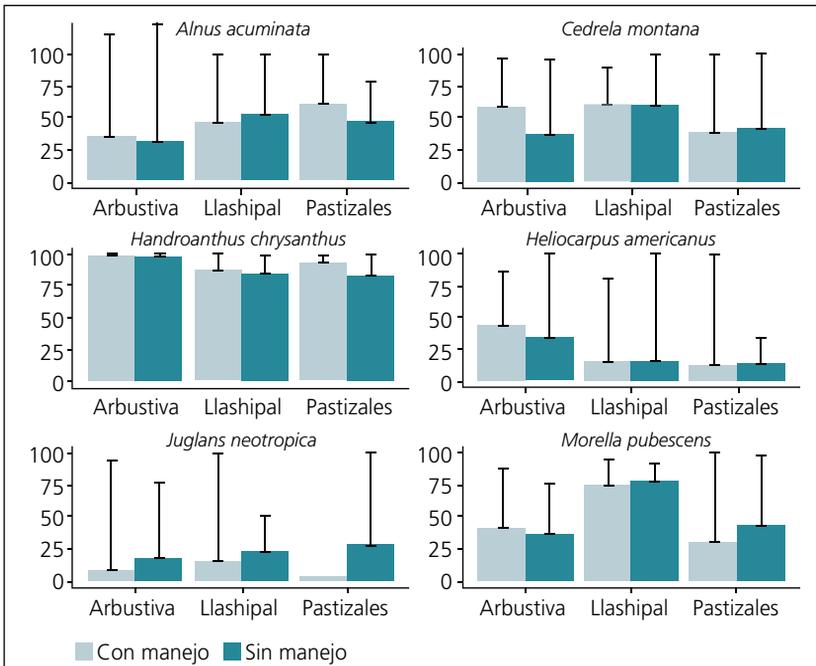
*Handrobanthus chrysanthus* tuvo un porcentaje de supervivencia significativamente alto en el sitio arbustivo para los dos tipos de parcelas (con y sin manejo), con un 98 %. Aunque el crecimiento de esta especie fue muy lento, los mejores valores se obtuvieron en el sitio arbustivo, con un promedio de 72 cm de altura, seguido del pastizal, con 69 cm, y llashipal, con 63 cm. Estos resultados provienen de aquellas parcelas donde se removió la vegetación competitiva, cuyos valores fueron los más altos (figura 1.2).

En el caso de *Heliocarpus americanus*, su supervivencia fue muy pobre (por debajo del 26 %) en los tres sitios y en los dos tipos de parcelas (figura 1.1); el crecimiento promedio en los pastizales tuvo el valor más alto, con 171 cm (figura 1.2), aunque con una supervivencia muy baja, lo que indica que pocos individuos crecieron satisfactoriamente en las parcelas manejadas. *Juglans neotropica* también tuvo un bajo rendimiento en los tres sitios

estudiados, con una supervivencia inferior al 15 % y crecimiento muy pobre (figuras 1.1 y 1.2), lo cual demuestra su escasa adaptación a sitios degradados. Para estas dos últimas especies, el manejo no cumplió un rol importante para mejorar la supervivencia y el crecimiento.

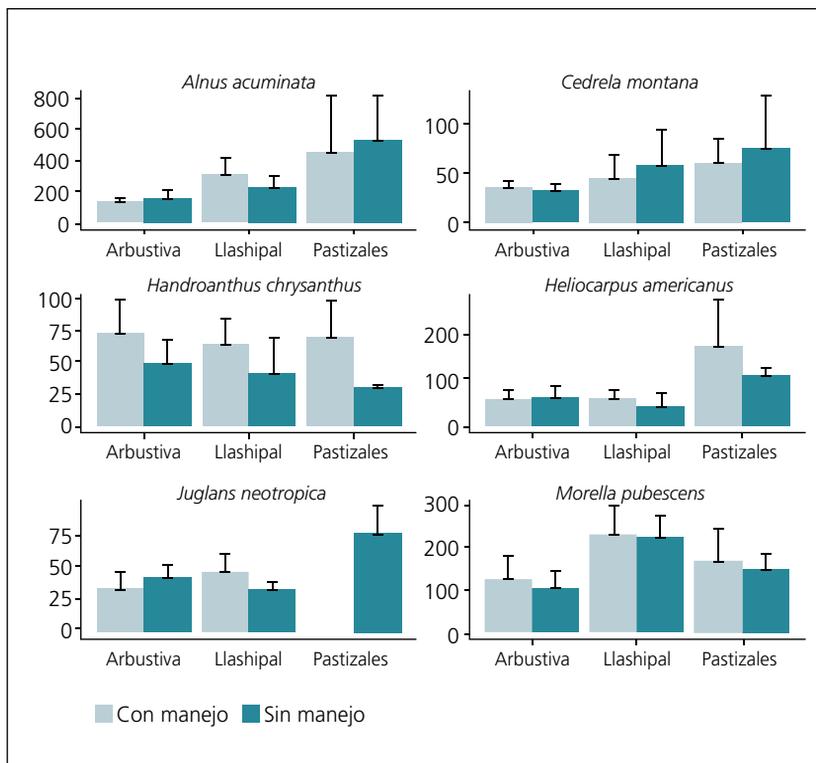
*Morella pubescens* demostró tener una gran capacidad de supervivencia en el sitio llashipal, sobre el 70 % para parcelas con y sin manejo, siendo superior a los sitios pastizal y arbustiva, sin que exista una marcada diferencia entre estos dos tipos de parcelas (figura 1.1). En cuanto al crecimiento, también se destaca el sitio llashipal, con los valores más altos, con un promedio de 232 cm para parcelas con manejo y 221 cm en aquellas sin él (figura 1.2).

Figura 1.1. Supervivencia (%) de las especies nativas



Nota: el porcentaje de supervivencia de *Alnus acuminata*, *Cedrela montana*, *Handroanthus chrysanthus*, *Heliocarpus americanus* y *Juglans neotropica* se midió a cinco años del inicio de la plantación. En el caso de *Morella pubescens*, se midió a cuatro años. Todas se plantaron en tres diferentes sitios: arbustivo, llashipal y pastizales en parcelas con y sin manejo, (n=8); se representa la desviación estándar.

Figura 1.2. Crecimiento en altura (cm) de las especies nativas

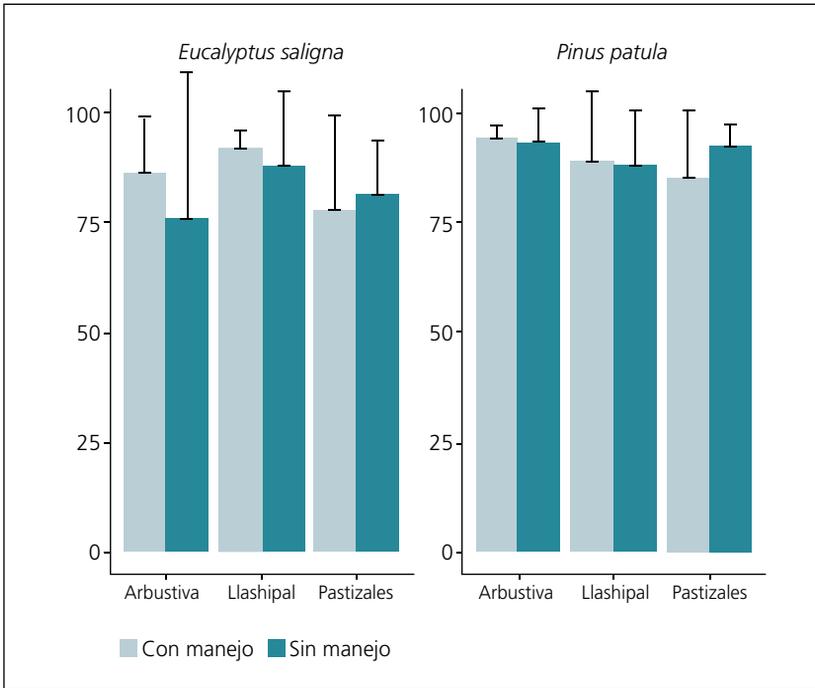


### Supervivencia y crecimiento de especies exóticas

Las especies *Eucalyptus saligna* y *Pinus patula* demostraron tener un alto porcentaje de supervivencia en los tres sitios intervenidos y en los dos tipos de parcelas (con y sin manejo), superior al 81 % para *Eucalyptus saligna* y 88 % para *Pinus patula*; esta última tuvo la mayor supervivencia en el sitio arbustivo, mientras que *Eucalyptus saligna* prosperó mejor en el llashipal (figura 1.3). En general, las plántulas de pino tuvieron un crecimiento más elevado que las de eucalipto en los tres sitios, especialmente en los pastizales, con un promedio de 613 cm (parcelas sin manejo) y 635 cm (con

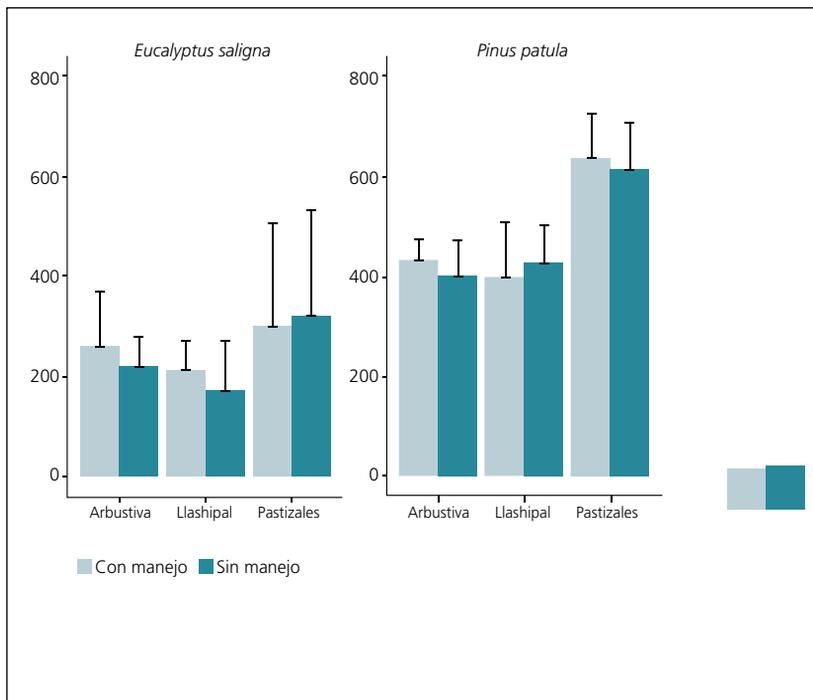
manejo). *Eucalyptus saligna* también presentó un crecimiento superior en las áreas, con un promedio de 321 cm en parcelas sin manejo y 300 cm en aquellas con manejo (figura 1.4).

Figura 1.3. Supervivencia (%) de las especies exóticas



Nota: el porcentaje de supervivencia de *Eucalyptus saligna* y *Pinus patula* se midió a cinco años del inicio de la plantación, en tres diferentes sitios: arbustiva, llashipal y pastizales.

Figura 1.4. Crecimiento en altura (cm) de las especies exóticas



## Discusión

### Especies nativas competitivas de acuerdo con las condiciones intrínsecas del sitio

Los resultados muestran que las especies nativas tienen diferente capacidad de respuesta a las características propias de los pastos recientemente abandonados, el llashipal y el arbustivo. En estos tipos de cobertura difieren el nivel de degradación, la composición florística, la disponibilidad de luz y el contenido de materia orgánica, entre otros. Esta respuesta ya fue reportada durante los primeros años de plantación en la misma área de estudio (Günter et al. 2009).

*Alnus acuminata* tuvo un mejor rendimiento en el sitio pastizal, con alto crecimiento, aunque baja supervivencia, en sitios dominados por pastos exóticos (Ortega-Pieck et al. 2011; Bare y Ashton 2016). Este hallazgo ha sido demostrado en otros estudios. La gran capacidad de esta especie responde a su condición de pionera, por lo cual se adapta bien a pastos abiertos; bajo dichas condiciones, es una buena candidata para la reforestación.

*Heliocarpus americanus*, otra especie nativa demandante de luz, demostró tener bajos niveles de supervivencia y crecimiento. A pesar de ser pionera, es afectada por la competencia de pastos. Esto se contrapone con los resultados de supervivencia encontrados en las tierras bajas del Ecuador, con un porcentaje de supervivencia superior al 75 % a los dos años y medio de plantación (Davidson et al. 1998). Ello sugiere que la especie requiere de características particulares para tener un buen desempeño, como una adecuada humedad en el suelo, nutrientes e incluso asociaciones con hongos micorrízicos específicos.

Las especies tolerantes a la sombra, *Handroanthus chrysanthus*, *Cedrela montana* y *Juglans neotropica*, tuvieron bajos rendimientos, presumiblemente por la competencia aérea y radicular de las especies invasivas dominantes, tal como lo han reportado Celis y Jose (2011). Se sabe que establecer árboles en pastizales abandonados limita su crecimiento, tal como ocurrió en Costa Rica (Holl et al. 2000). Otra explicación podría ser el estrés de las plántulas por la desecación asociada a una alta irradiación, altas temperaturas en el periodo de verano y baja humedad relativa (Alvarez-Aquino, Williams-Linera y Newton 2004).

En general, remover la vegetación competitiva no contribuyó sustancialmente al desarrollo de las especies nativas, lo cual indica que el pasto *Setaria sphacelata* tiene una gran capacidad de rebrote y crecimiento. Roos, Rödel y Beck (2011) mencionan que el promedio de altura que esta especie alcanzó en 18 meses de crecimiento es aproximadamente 70 cm. En términos prácticos, el manejo implica costos económicos que probablemente no compensan el crecimiento de las especies de interés.

*Morella pubescens* creció bien en sitios previamente quemados donde predomina la llashipa. Esta especie, al igual que *A. acuminata*, mejora la calidad de suelos debido a su capacidad de asociarse con hongos micorrízicos

arbusculares y hongos ectomicorrízicos; además, fija nitrógeno a través de actinobacterias (Urgiles et al. 2014).

Las otras especies nativas estudiadas tuvieron un pobre rendimiento bajo la cobertura del helecho *Pteridium arachnoideum*, considerado una maleza agresiva (Roos, Rödel y Beck 2011); incluso se le atribuye características de alelopatía o efectos fitotóxicos sobre otras plantas (Marrs et al. 2000).

En cuanto al manejo de parcelas, no hubo diferencias significativas en el crecimiento y supervivencia de especies nativas, ya que la remoción de la vegetación en sitios degradados incrementa la radiación y temperatura a nivel del suelo (Gallegos et al. 2015), generando condiciones que podrían causar estrés en las plántulas, lo que reduce su capacidad fotosintética (Loik y Holl 2002).

Entre las especies tolerantes a la sombra con mejores resultados se encuentra *Handroanthus chrysanthus*, con un crecimiento lento pero alta supervivencia en el sitio dominado por arbustos. Se asume que la cobertura arbustiva ofrece protección (sombra) y, en general, crea una condición de microclima favorable para las plántulas; además, la presencia de arbustos y árboles puede añadir materia orgánica al suelo (Vieira, Uhl y Nepstad 1994). En los tres sitios estudiados, la supervivencia fue alta, lo cual coincide con un estudio realizado en Panamá que utilizó la especie *Tabebuia rosea* (98 %, n=294) luego de dos años de plantación (Plath et al. 2011). Se llegó a resultados similares en las tierras bajas de Puerto Rico para la especie *Tabebuia heterophylla*, apreciada para la reforestación en pastizales (Silver et al. 2004). Lo anterior indica que varias especies del género *Tabebuia* y/o *Handroanthus* podrían resistir y adaptarse a un amplio rango de coberturas degradadas.

En general, los resultados evidencian que el establecimiento inicial de las especies nativas es uno de los principales retos en un programa de reforestación. En particular, indican que remover la vegetación competitiva incluso puede ser negativo para especies tolerantes a la sombra como *Cedrela montana* y *Juglans neotropica*. En los últimos años, se ha encontrado un efecto facilitador para especies como *Pteridium spp.*, atribuido a que su forma de crecimiento podría proteger a las plántulas nativas de la alta irradiación, lo que posibilita condiciones adecuadas para la regeneración natural (Palomeque, Günter et al. 2017). Es preciso mencionar que en

un proyecto de reforestación con especies nativas el crecimiento lento de *Handroanthus chrysanthus* y otras plantas se podría compensar con el valor socioeconómico resultante de su alto potencial de uso.

### Crecimiento y supervivencia entre especies nativas versus exóticas

Este estudio ha demostrado que las especies exóticas tienen buen crecimiento y supervivencia en los tres sitios con distinta cobertura, entre los que sobresale el pastizal. Su éxito se puede atribuir a ciertas ventajas competitivas, por ejemplo, una alta tolerancia a sitios degradados (Hughes 1994); la carencia de enemigos naturales, como herbívoros, patógenos de hongos y enfermedades por bacterias y virus (Keane y Crawley 2002); y la baja susceptibilidad a la competencia por raíces y luz (Günter et al. 2009). Por este motivo *Pinus patula* y *Eucalyptus saligna* son consideradas especies pioneras.

Hay una carencia de estudios específicos que integren los factores bióticos y abióticos que determinan el éxito de las plantaciones con especies exóticas versus nativas en los ecosistemas andinos. Varias investigaciones se han centrado en evaluar los impactos de plantaciones exóticas en los Andes; por ejemplo, a los pinos se les atribuyen efectos negativos como absorber altas cantidades de agua y, en consecuencia, producir desecación del suelo (Hofstede et al. 2002), con una reducción en la producción de agua de alrededor del 50 % en un ecosistema de páramo (Buytaert, Iñiguez y De Bièvre 2007).

Desde el punto de vista socioeconómico, las plantaciones con especies exóticas son aceptadas por la población local debido a su rápido crecimiento (Chacón, Gagnon y Paré 2009), aunque se debate su valor en términos de biodiversidad (Lindenmayer, Hobbs y Salt 2003). Dado que estas especies toleran la degradación, se podría sugerir su establecimiento inicial como un paso intermedio para recuperar la vegetación nativa, pues su rápido crecimiento podría proyectar sombra y mejorar las condiciones microclimáticas (Weber, Stimm y Mosandl 2011), debilitaría a los pastos y, en consecuencia, beneficiaría el establecimiento de especies nativas a través de la técnica de enriquecimiento.

## Conclusiones

La especie *Alnus acuminata* tuvo un mejor rendimiento en el sitio pastizal, mientras que *Morella pubescens* tuvo éxito en el llashipal y *Handroanthus chrysanthus*, en el arbustivo. Por lo tanto, los datos sugieren que las especies responden de manera diferente en función de la cobertura vegetal característica del grado de disturbio.

El manejo no tuvo un efecto significativo en la supervivencia y crecimiento de las especies, e implica un costo adicional para la reforestación, que tendría poca aplicabilidad a nivel de paisaje. Sería más eficiente que los planes de reforestación consideraran los requerimientos ecológicos de las especies y estudios previos de calidad de sitio para plantarlas en sitios adecuados de manera eficiente.

Aunque las especies exóticas tuvieron un buen rendimiento, se deben buscar mecanismos para promover el uso de especies nativas promisorias, principalmente cuando el objetivo es la restauración ecológica; de allí la importancia de continuar estudiando su potencial en los diferentes ecosistemas.

Por último, se debe considerar que para seleccionar especies es preciso tomar en cuenta los requerimientos de los propietarios de los terrenos a ser intervenidos.

## Referencias

- Alvarez-Aquino, Claudia, Guadalupe Williams-Linera y Adrian C. Newton. 2004. "Experimental Native Tree Seedling Establishment for the Restoration of a Mexican Cloud Forest". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 12 (3): 412-18. doi:10.1111/j.1061-2971.2004.00398.x
- Bare, Matthew C., y Mark S. Ashton. 2016. "Growth of native tree species planted in montane reforestation projects in the Colombian and Ecuadorian Andes differs among site and species". *New Forests* 47 (3): 333-55. doi:10.1007/s11056-015-9519-z

- Becerra, Alejandra G., Eugenia Menoyo, Irene Lett y Ching Y. Li. 2009. “*Alnus acuminata* in dual symbiosis with *Frankia* and two different ectomycorrhizal fungi (*Alpova austroalnicola* and *Alpova diplophloeus*) growing in soilless growth medium”. *Symbiosis* 47 (2): 85-92. doi:10.1007/BF03182291
- Bendix, Jörg, Jürgen Homeier, Eduardo Cueva Ortiz, Paul Emck, Siegmund-Walter Breckle, Michael Richter y Erwin Beck. 2006. “Seasonality of weather and tree phenology in a tropical evergreen mountain rain forest”. *International Journal of Biometeorology* 50 (6): 370-84. doi:10.1007/s00484-006-0029-8
- Broadhurst, Linda M., Andrew Lowe, David J. Coates, Saul A. Cunningham, Maurice McDonald, Peter A. Vesk y Colin Yates. 2008. “Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential”. *Evolutionary Applications* 1 (4): 587-97. doi:10.1111/j.1752-4571.2008.00045.x
- Buytaert, Wouter, Vicente Iníguez y Bert De Bièvre. 2007. “The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo”. *Forest Ecology and Management* 251 (1-2): 22-30. doi:10.1016/j.foreco.2007.06.035
- Cavelier, Jaime. 1995. “Reforestation with Native Tree *Alnus acuminata*: Effects of phytodiversity and species richness in an upper montane rain forest area of Colombia”. En *Tropical Montane Cloud Forests*, editado por Lawrence S. Hamilton, James O. Juvik y Frederick N. Scatena, 125-37. Nueva York: Springer.
- Celis, Gerardo, y Shibu Jose. 2011. “Restoring abandoned pasture land with native tree species in Costa Rica: Effects of exotic grass competition and light”. *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1598-604. doi:10.1016/j.foreco.2010.10.005
- CESA (Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas). 1992. *Experiencias sobre reforestación en la Sierra Ecuatoriana con especies nativas*. 2.<sup>a</sup> ed. Quito: CESA.

- Chacón, Gustavo, Daniel Gagnon y David Paré. 2009. “Comparison of soil properties of native forests, *Pinus patula* plantations and adjacent pastures in the Andean highlands of southern Ecuador: land use history or recent vegetation effects?”. *Soil Use and Management* 25 (4): 427-33. doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00233.x
- D’Antonio, Carla M., Elizabeth August-Schmidt y Barbara Fernandez-Going. 2016. “Invasive species and restoration challenges”. En *Foundations of Restoration Ecology*, 2.<sup>a</sup> ed., editado por Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler y Donald A. Falk, 216-44. Tucson, AZ: Society for Ecological Restoration.
- Davidson, Robert, Daniel Gagnon, Yves Mauffette y Hernán Hernández. 1998. “Early survival, growth and foliar nutrients in native Ecuadorian trees planted on degraded volcanic soil”. *Forest Ecology and Management* 105 (1-3): 1-19. doi:10.1016/S0378-1127(97)00295-8
- Douterlungne, David, Guadalupe María Cortés Martínez, Ernesto Iván Badano, Jorge Alberto Flores Cano y Joel Flores Rivas. 2018. “Restoring oak forests on bare ground using topsoil translocation”. *Ecological Engineering*, 120: 76-84. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.05.036
- Erbaugh, James T., y Johan A. Oldekop. 2018. “Forest landscape restoration for livelihoods and well-being”. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32: 76-83. doi:10.1016/j.cosust.2018.05.007
- Evans, Kristen, Manuel R. Guariguata y Pedro H. S. Brancalion. 2018. “Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration”. *Conservation Biology* 32 (3): 525-34. doi:10.1111/cobi.13110
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2016. *El estado de los bosques del mundo 2016: Los bosques y la agricultura. Desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra*. Roma: FAO.
- 2018. *El estado de los bosques del mundo: Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma: FAO.
- Gallegos, Silvia C., Isabell Hensen, Francisco Saavedra y Matthias Schleuning. 2015. “Bracken fern facilitates tree seedling recruitment in tropical fire-degraded habitats”. *Forest Ecology and Management*, 337: 135-43. doi:10.1016/j.foreco.2014.11.003

- Günter, Sven, Paul Gonzalez, Guido Alvarez, Nikolay Aguirre, Ximena Palomeque, Frank Haubrich y Michael Weber. 2009. “Determinants for successful reforestation of abandoned pastures in the Andes: Soil conditions and vegetation cover”. *Forest Ecology and Management* 258 (2): 81-91. doi:10.1016/j.foreco.2009.03.042
- Hildebrandt, Patrick, Sven Günter, Nikolay Aguirre, Baltazar Calvas, Ximena Palomeque, Carlos Manchego, Darío Veintimilla, Reinhard Mosandl, Bernd Stimm y Michael Weber. 2017. “Improvement of forest management key strategies: A contribution to conservation and sustainable land use”. En *Landscape Restoration, Sustainable Use and Cross-scale Monitoring of Biodiversity and Ecosystem Functions: A Science-directed Approach for South Ecuador*, editado por Erwin Beck, Thomas Knoke, Nina Farwig, Lutz Breuer, David Christopher Siddons y Jörg Bendix, 27-40. Bayreuth, Alemania: Platform for Biodiversity and Ecosystem Monitoring and Research in South Ecuador.
- Hofstede, Robert G. M., Jeroen P. Groenendijk, Ruben Coppus, Jan C. Fehse y Jan Sevink. 2002. “Impact of Pine Plantations on Soils and Vegetation in the Ecuadorian High Andes”. *Mountain Research and Development* 22 (2): 159-67. doi:10.1659/0276-4741(2002)022[0159:IOPPOS]2.0.CO;2
- Holl, Karen D., y T. Mitchell Aide. 2011. “When and where to actively restore ecosystems?”. *Forest Ecology and Management* 261 (10): 1558-63. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.004
- Holl, Karen D., Michael E. Loik, Eleanor H. V. Lin e Ivan A. Samuels. 2000. “Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment”. *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 8 (4): 339-49. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80049.x
- Hughes, Colin E. 1994. “Risks of species introduction in tropical forestry”. *Commonwealth Forestry Review* 73 (4): 243-52. <https://bit.ly/2MN9105>
- Keane, Ryan M., y Michael J. Crawley. 2002. “Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis”. *Trends in Ecology & Evolution* 17 (4):164-70. doi:10.1016/S0169-5347(02)02499-0

- Knoke, Thomas, Jörg Bendix, Perdita Pohle, Ute Hamer, Patrick Hildebrandt, Kristin Roos, Andrés Gerique, María L. Sandoval, Lutz Breuer, Alexander Tischer, Brenner Silva, Baltazar Calvas, Nikolay Aguirre, Luz M. Castro, David Windhorst, Michael Weber, Bernd Stimm, Sven Günter, Ximena Palomeque, Julio Mora, Reinhard Mosandl y Erwin Beck. 2014. "Afforestation or intense pasturing improve the ecological and economic value of abandoned tropical farmlands". *Nature Communications* 5 (5612). doi:10.1038/ncomms6612
- Lindenmayer, David B., Richard J. Hobbs y David Salt. 2003. "Plantation forests and biodiversity conservation". *Australian Forestry* 66 (1): 62-66. doi:10.1080/00049158.2003.10674891
- Loik, Michael E., y Karen D. Holl. 2002. "Photosynthetic Responses to Light for Rainforest Seedlings Planted in Abandoned Pasture, Costa Rica". *Restoration Ecology: The Journal of the Society for Ecological Restoration* 7 (4): 382-91. doi:10.1046/j.1526-100X.1999.72033.x
- MAE (Ministerio del Ambiente de Ecuador). 2014. *Plan Nacional de Restauración Forestal 2014-2017*. Quito: MAE. <https://bit.ly/2zBhs6h>
- Marrs, Rob H., Michael G. Le Duc, Ruth Joy Mitchell, D. Goddard, S. Paterson y Robin J. Pakeman. 2000. "The Ecology of Bracken: Its Role in Succession and Implications for Control". *Annals of Botany* 85 (S2): 3-15. doi:10.1006/anbo.1999.1054
- Ortega-Pieck, Aline, Fabiola López-Barrera, Neptalí Ramírez-Marcial y José G. García-Franco. 2011. "Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses". *Forest Ecology and Management* 261 (7): 1336-43. doi:10.1016/j.foreco.2011.01.013
- Palmer, Margaret A. 2016. "Persistent and Emerging Themes in the Linkage of Theory to Restoration Practice". En *Foundations of Restoration Ecology*, 2.ª ed., editado por Margaret A. Palmer, Joy B. Zedler y Donald A. Falk, 517-31. Tucson, AZ: Society for Ecological Restoration.
- Palomeque, Ximena. 2012. "Natural succession and tree plantation as alternatives for restoring abandoned lands in the Andes of Southern Ecuador: Aspects of facilitation and competition". Tesis doctoral, Universidad Técnica de Múnich.

- Palomeque, Ximena, Sven Günter, David Siddons, Patrick Hildebrandt, Bernd Stimm, Nikolay Aguirre, Ruth Arias y Michael Weber. 2017. "Natural or assisted succession as approach of forest recovery on abandoned lands with different land use history in the Andes of Southern Ecuador". *New Forests* 48 (5): 643-62. doi:10.1007/s11056-017-9590-8
- Palomeque, Ximena, Andrea Maza, Juan Pablo Iñamagua Uyaguari, Sven Günter, Patrick Hildebrandt, Michael Weber y Bernd Stimm. 2017. "Variabilidad intraespecífica en la calidad de semillas de especies forestales nativas en bosques montanos en el sur del Ecuador: Implicaciones para la restauración de bosques". *Revista de Ciencias Ambientales (Tropical Journal of Environmental Sciences)* 51 (2): 52-72. doi:10.15359/rca.51-2.3
- Plath, Mirco, Karsten Mody, Catherine Potvin y Silvia Dorn. 2011. "Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory". *Forest Ecology and Management* 261 (3): 741-50. doi:10.1016/j.foreco.2010.12.004
- Raberg, Lena M., y Thomas K. Rudel. 2007. "Where are the sustainable forestry projects?: A geography of NGO interventions in Ecuador". *Applied Geography* 27 (3-4): 131-49. doi:10.1016/j.apgeog.2007.07.001
- Roos, Kristin, Heiko G. Rödel y Erwin Beck. 2011. "Short- and long-term effects of weed control on pastures infested with *Pteridium arachnoideum* and an attempt to regenerate abandoned pastures in South Ecuador". *Weed Research: An International Journal of Weed Biology, Ecology and Vegetation Management* 51 (2): 165-76. doi:10.1111/j.1365-3180.2010.00833.x
- Sierra, Rodrigo. 2013. *Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010: Y un acercamiento a los próximos 10 años*. Quito: Conservación Internacional Ecuador / Forest Trends.
- Silver, Whendee L., Lara M. Kueppers, Ariel E. Lugo, Rebecca Ostertag y Virginia Matzek. 2004. "Carbon sequestration and plant community dynamics following reforestation of tropical pasture". *Ecological Applications* 14 (4): 1115-27. doi:10.1890/03-5123

- Urgiles, Narcisa, Axel Strauß, Paúl Loján y Arthur Schüßler. 2014. “Cultured arbuscular mycorrhizal fungi and native soil inocula improve seedling development of two pioneer trees in the Andean region”. *New Forests* 45 (6): 859-74. doi:10.1007/s11056-014-9442-8
- Vieira, Ima Célia Guimarães, Christopher Uhl y Daniel Nepstad. 1994. “The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a ‘succession facilitator’ in an abandoned pasture, Paragominas, Amazônia”. *Vegetatio* 115 (2): 91-99. doi:10.1007/BF00044863
- Weber, Michael, Bernd Stimm y Reinhard Mosandl. 2011. “Review plantations for protective purposes and rehabilitation”. En *Silviculture in the Tropics*, editado por Sven Günter, Michael Weber, Bernd Stimm y Reinhard Mosandl, 475-90. Nueva York: Springer.