

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 km² 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 km². 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 Re-conversión 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 *Heliocarpus 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.

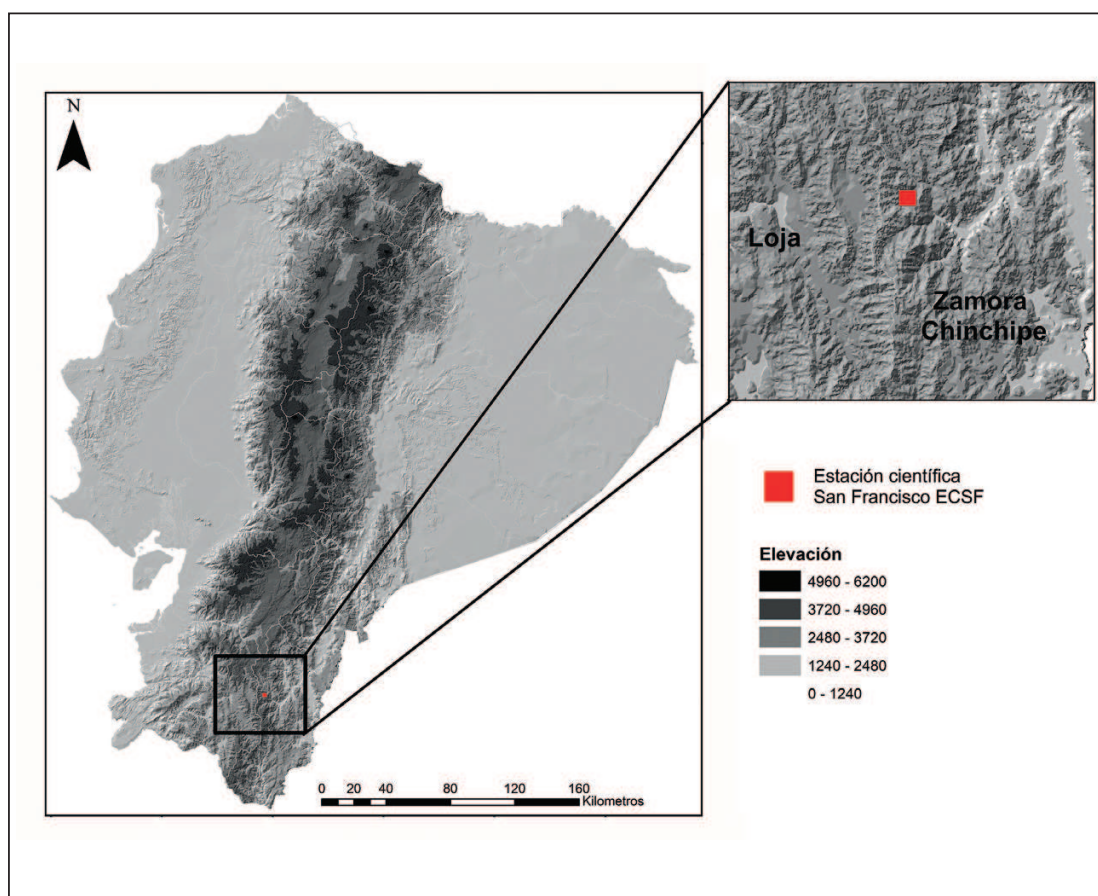
Materiales y métodos

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
Especies nativas				
<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	Guayacán	2003	
Especies exóticas				
<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).

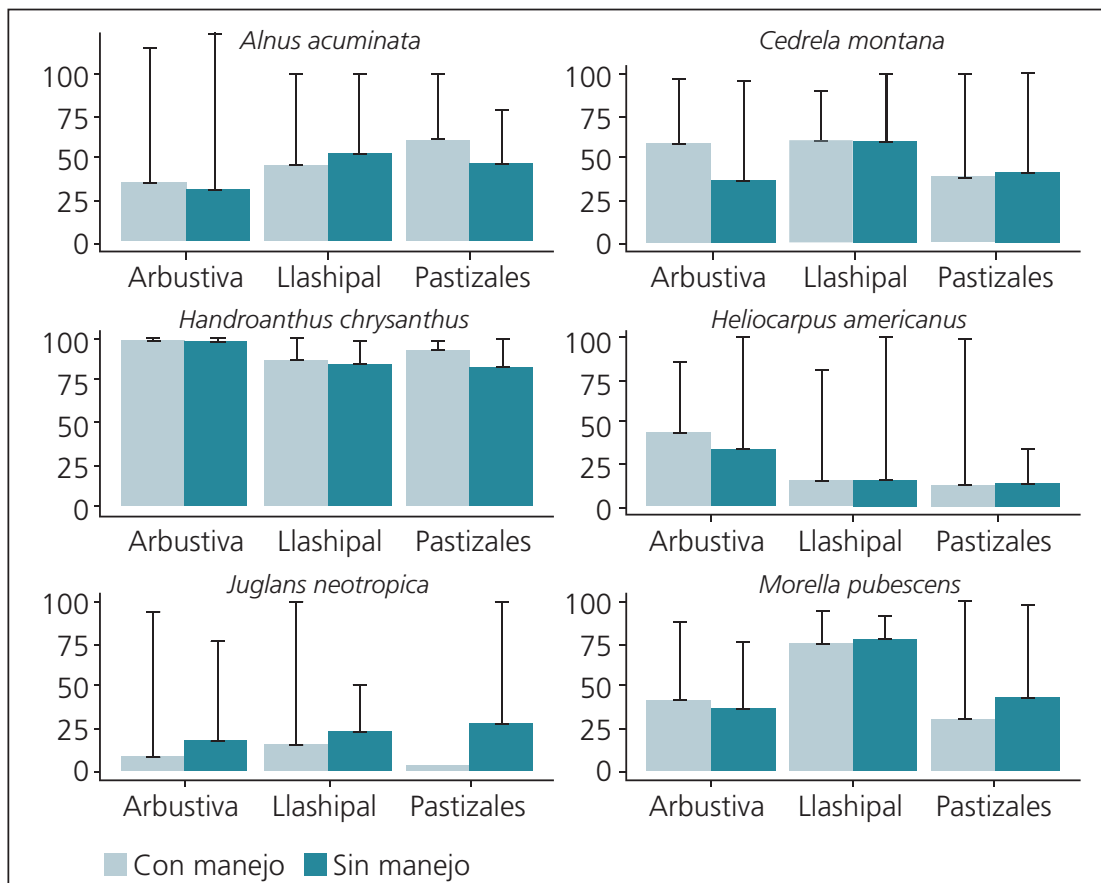
Handroanthus chrysanthus tuvo un porcentaje de supervivencia significativamente alto en el sitio arbustivo para los dos tipos de parcelas (con y sin manejo), con un 98 %. Aunque el crecimiento de esta especie fue muy lento, los mejores valores se obtuvieron en el sitio arbustivo, con un promedio de 72 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.

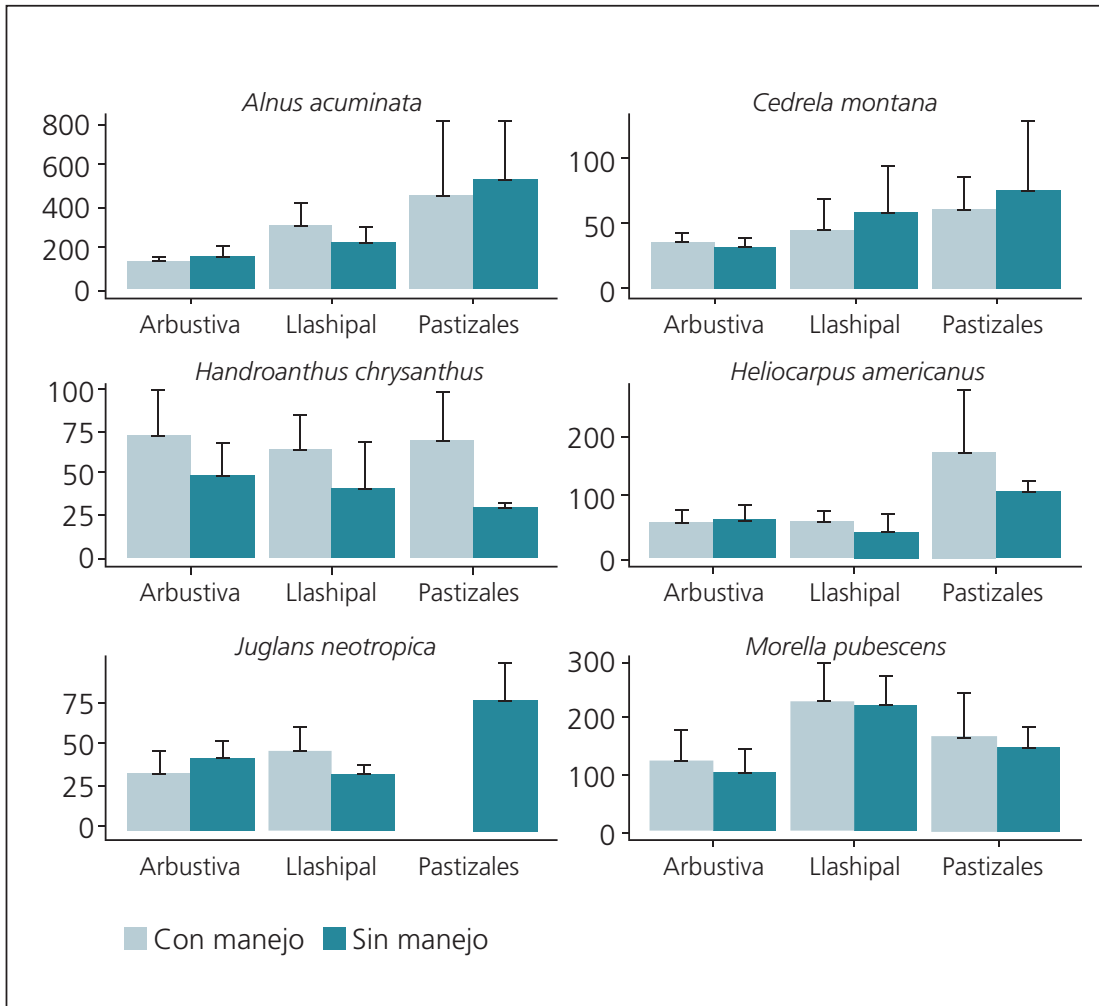
Morella pubescens demostró tener una gran capacidad de supervivencia en el sitio llashipal, sobre el 70 % para parcelas con y sin manejo, siendo superior a los sitios pastizal y arbustiva, sin que exista una marcada diferencia entre estos dos tipos de parcelas (figura 1.1). En cuanto al crecimiento, 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

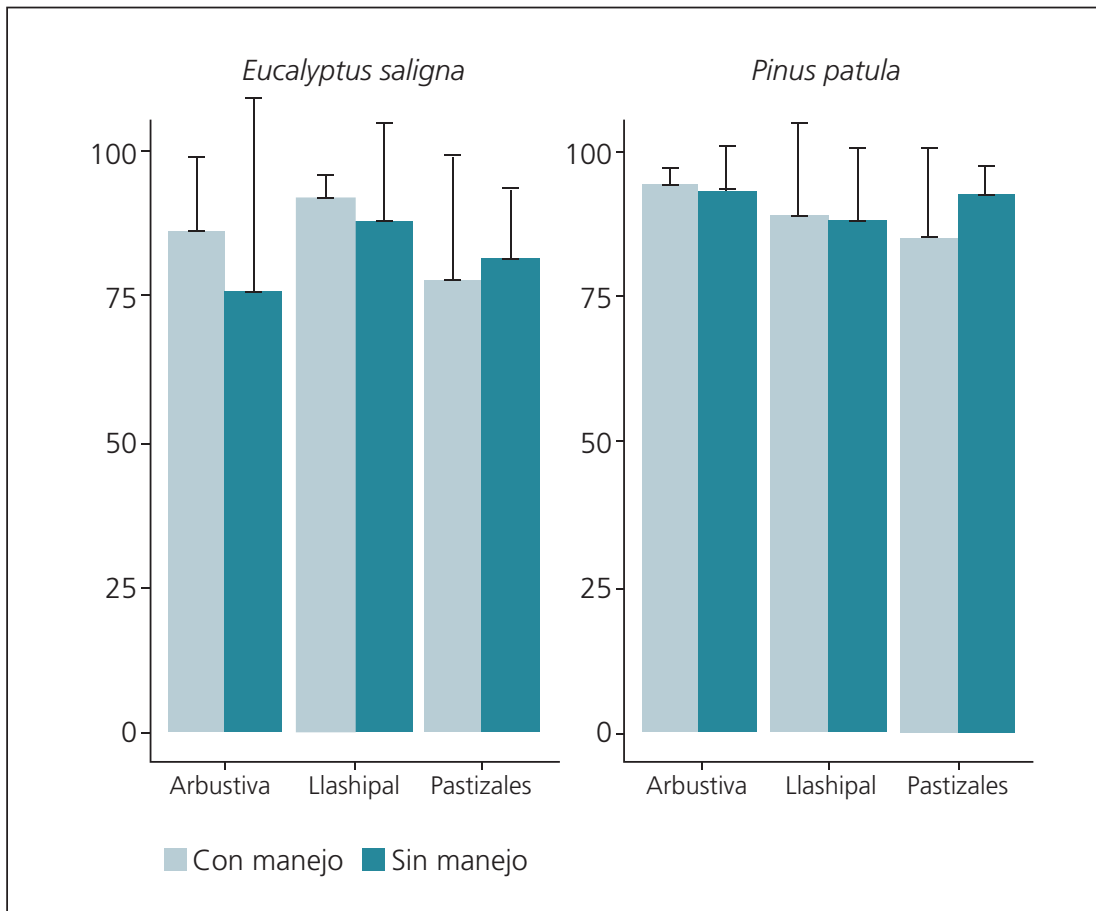


Supervivencia y crecimiento de especies exóticas

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

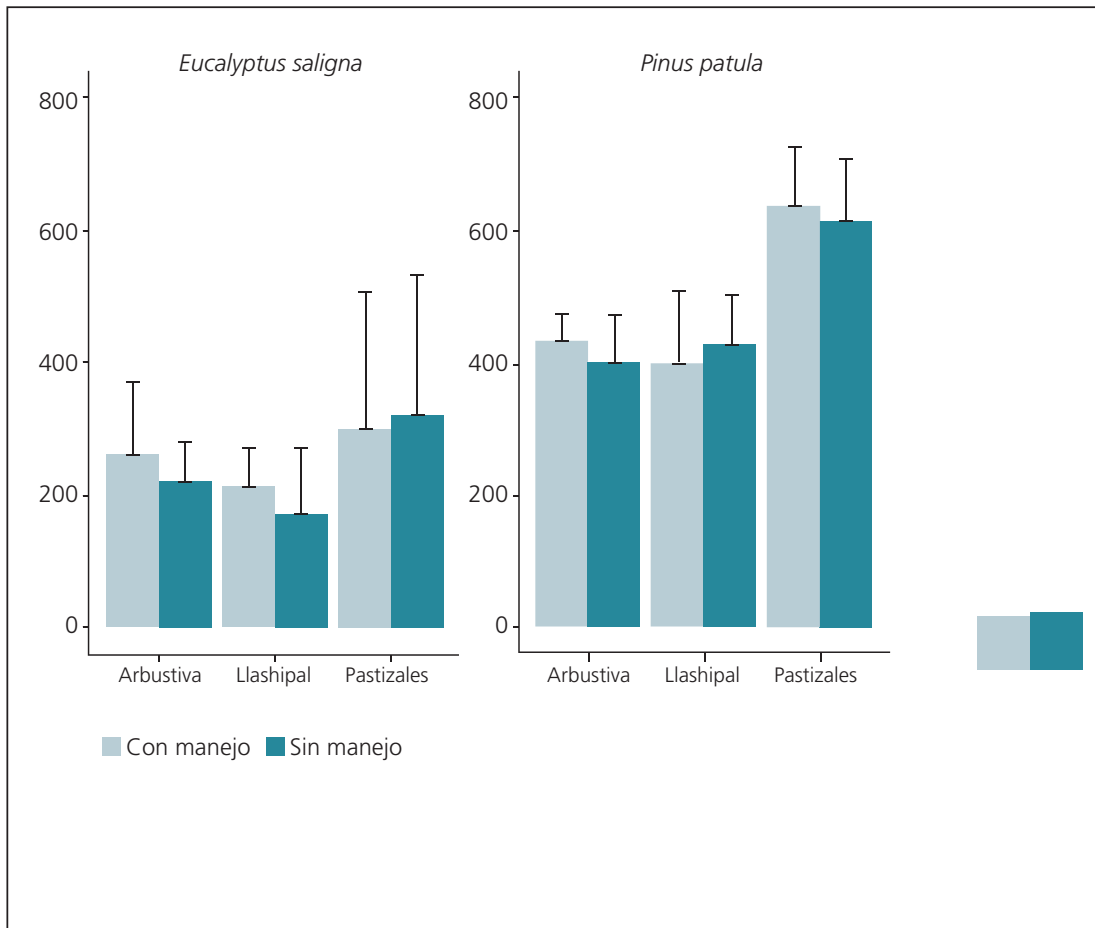
manejo). *Eucalyptus saligna* también presentó un crecimiento superior en las áreas, con un promedio de 321 cm en parcelas sin manejo y 300 cm en aquellas con manejo (figura 1.4).

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).