

UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA

La Universidad Católica de Loja

ÁREA BIOLÓGICA Y BIOMÉDICA

TÍTULO DE BIOLOGO

Evaluación del control de plantas pioneras para la restauración de ecosistemas andinos incendiados

Autoras: Luna Aponte Ariana Pamela Paccha Chuncho Jessica Michelle

Director: Cisneros Vidal Rodrigo, Mgtr.

LOJA – ECUADOR 2018



Esta versión digital, ha sido acreditada bajo la licencia Creative Commons 4.0, CC BY-NY-SA: Reconocimiento-No comercial-Compartir igual; la cual permite copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, mientras se reconozca la autoría original, no se utilice con fines comerciales y se permiten obras derivadas, siempre que mantenga la misma licencia al ser divulgada. http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es

2018

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN

Rodrigo Cisneros Vidal DOCENTE DE LA TITULACIÓN DE BIOLOGÍA
DOCENTE DE LA TITULACION DE BIOLOGIA
De mi consideración:
El presente trabajo de fin de titulación, Evaluación del control de plantas pioneras para la restauración de ecosistemas andinos incendiados" realizado por Rodrigo Cisneros Vidal; ha sido orientado y revisado durante su ejecución, por cuanto se aprueba la presentación de mismo.
Loja, octubre de 2018
f
Cisneros Vidal Rodrigo

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

"Yo, Ariana Pamela Luna Aponte y Jessica Michelle Paccha Chuncho, declaramos ser

autoras del presente trabajo de fin de titulación: Evaluación del control de plantas pioneras

para la restauración de ecosistemas andinos incendiados, de la titulación de Biología siendo

Rodrigo Cisneros Vidal director del presente trabajo; y eximo expresamente a la Universidad

Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones

legales. Además, certifico que las ideas, conceptos, procedimientos y resultados vertidos en

el presente trabajo investigativo, son de mi exclusiva responsabilidad.

Adicionalmente declaro conocer y aceptar la disposición del Art. 88 del Estatuto Orgánico de

la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice:

"Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones,

trabajos científicos o técnicos y tesis de grado que se realicen a través, o con el apoyo

financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad"

f	
---	--

Autor: Luna Aponte Ariana Pamela

Cédula: 1105932667

f.....

Autor: Paccha Chuncho Jessica Michelle

Cédula: 1150234696

Ш

DEDICATORIA

Dedico el presente trabajo a los seres que más amo a mi Padre Santos Luna por brindarme sus sabios consejos y ser un pilar fundamental durante mi formación profesional, a mi madre Ayde Camacho por creer en mi capacidad y ayudarme a superar momentos difíciles y a mis hermanas, cuñados, sobrinas y amigos por su apoyo incondicional y de manera especial, a mis abuelitos Luis Aponte y Ulbadina Camacho por ser mi fuente de inspiración y motivación para seguir cumpliendo con más metas y objetivos planteados.

Ariana Pamela Luna Aponte

El presente trabajo realizado con mucho esfuerzo y cariño está dedicado para las personas más importantes en mi vida mi madre Rosa Alba y mi querido hermano Edwin Daniel quienes han sido mi inspiración y me han brindado su apoyo incondicional para poder llegar a cumplir una meta más, sus consejos han sido parte importante en mi formación personal y profesional; gracias a su amor y comprensión he podido cumplir mis sueños.

Jessica Michelle Paccha Chuncho

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad Técnica Particular de Loja. A nuestro director de tesis Blgo. Rodrigo Cisneros Vidal por aportar con sus conocimientos técnicos y científicos durante esta investigación. A la Reserva Privada Madrigal del Podocarpus por su colaboración para el desarrollo del presente trabajo de manera especial al Sr. Hugo Tapia por su continuo apoyo en el transcurso del presente trabajo.

Agradecemos al Herbario de la Universidad Nacional de Loja por su apoyo en el proceso de identificación de las especies vegetales.

Agradecemos la colaboración del Ing. Diego Armijos por apoyarnos y guiarnos en la realización de nuestro trabajo.

A nuestros amigos Darío Guamán, Valeria Maza, Dayanna Arias, Belén Morocho, Wilson Zúñiga, Danilo Patiño; gracias por ser parte de esta experiencia y brindarnos su apoyo incondicional, por los momentos de alegría que nos proporcionaron y especialmente agradecemos su esfuerzo en la realización de este trabajo.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

APROBACIÓN DEL DIRECTOR DEL TRABAJO DE TITULACIÓN	II
DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS.	III
DEDICATORIA	IV
AGRADECIMIENTOS	V
ÍNDICE DE CONTENIDOS	VI
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
1. CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO	5
1.1. Destrucción y degradación de los ecosistemas andinos del Ecuador	6
1.2. Procesos de sucesión ecológica	8
1.3. Restauración ecológica	8
1.4. Herramientas Estadísticas	9
1.5. Objetivos de investigación	11
2. CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS.	12
2.1. Área de estudio	13
2.2. Diseño experimental	
2.3. Análisis de datos	15
3. CAPÍTULO III RESULTADOS Y DISCUSIÓN	16
3.1. Riqueza y abundancia de especies vegetales.	17
3.2. Hábito sucesional	19
CONCLUSIONES	19
RECOMENDACIONES	22
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
ANEXOS	24

ÍNDICE DE TABLAS

TABLAS	PÁGINAS
Tabla 1. Índices de Biodiversidad	17
Tabla 2. Valores promedios de las medias y rangos obtenidos en el índice de "f	•
Tabla 3. Resultados del modelo aplicado al Índice de Bray – Curtis constru medias de los valores de abundancia de cada especie por parcela de tratamien del área de estudio.	to y testigo
Tabla 4 Resultados del ANOVA aplicado al modelo lineal descrito en la tabla 3	19

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA PÁGINA	AS
Figura 1. Ubicación de la Reserva Privada Madrigal del Podocarpus	13
Figura 2. Área de implementación de los 15 bloques (cuadros blancos) y sus respectivo parcelas de 10x10m (cuadros azules) en la zona de estudio. La gráfica no detalla las áre testigo de 1m²	as
Figura 3. División interna de la parcela, códigos y números de cuadrantes	15
Figura 4. Diferencias de las medias del índice Bray-Curtis de disimilitud para la abundan de los grupos "tratamiento", "tratamiento- testigo" y "testigo"	
Figura 5. Abundancia de especies de hábito sucesional secundario por tratamiento y estra	
Figura 6. Cobertura Vegetal de especies de hábito sucesional secundario por tratamiento estrato	•

RESUMEN

La restauración ecológica es la recuperación natural o asistida de ecosistemas degradados por actividades antropogénicas o acontecimientos naturales. En el presente trabajo se evaluó la regeneración natural de ecosistemas andinos de matorral y páramo antrópico en la Reserva Madrigal del Podocarpus – Loja. Transcurridos seis meses desde el último incendio, se establecieron 45 parcelas donde se aplicaron tratamientos de limpieza, control de las plantas pioneras y labranza del suelo. Estas acciones fueron orientadas a reducir la dominancia, de algunas pioneras como *Pteridium* sp. Pasados nueve meses después de los tratamientos, se levantó datos de riqueza, abundancia, cobertura vegetal y hábito sucesional de las especies vegetales. Los resultados muestran que, de 28 especies, cinco son de hábito secundario y están presentes en el estrato páramo antrópico. El análisis de disimilitud en la composición de especies (Bray – Curtis) mostró que existe diferencias significativas entre los tratamientos y las parcelas testigo, concluyendo que la eliminación de especies dominantes permitió la diversificación de la comunidad vegetal y el establecimiento de otras especies que son de importancia ecológica en el ecosistema evaluado.

PALABRAS CLAVES: Ecosistemas; especies pioneras; restauración; sucesión secundaria.

ABSTRACT

The ecological restoration is the natural recovery of ecosystems degraded by anthropogenic activities or natural events. In the present work, the natural regeneration of Andean ecosystems of scrub and anthropic wasteland in the Madrigal Reserve of Podocarpus - Loja was evaluated. After six months since the last fire, 45 plots were established where cleaning treatments were applied, control of the pioneer plants and soil tillage. These actions were guided to reduce the dominance of some pioneers such as *Pteridium* sp. After nine months after the treatments, data on wealth, abundance, plant cover and successional habit of the plant species were collected. The results show that of 28 species, five are of secondary habit and are present in the anthropic wasteland stratum. The analysis of dissimilarity in the composition of species (Bray - Curtis) showed that there are differences between the treatments and the control plots, concluding that the elimination of dominant species allowed the diversification of plant community and establishment of other species that are of ecological importance in the ecosystem evaluated.

Key words: Ecosystems, pioneers, species, restoration, secondary succession.

INTRODUCCIÓN

La ecología de la restauración considera la historia ecológica de un sitio como base para identificar unos objetivos de restauración apropiados, intentando guiar el proceso hacia la recuperación del estado del ecosistema antes de la interrupción (Jackson & Hobbs, 2009), reconoce que las comunidades naturales son altamente dinámicas en el tiempo, por lo que definir el estado natural de un ecosistema es un tema complejo. El desarrollo de nuevos ecosistemas es el resultado del establecimiento de especies, alteración de los ciclos así como el cambio global del clima. Los esfuerzos de restauración se enfocan en la recuperación de las funciones ecosistémicas para asegurar los servicios y garantizar a futuro los privilegios que brinda un ecosistema (Holl & Aide, 2011)

Un concepto de ecología de comunidades que tiene relevancia para los procesos de restauración es la sucesión ecológica, que implica cambios más o menos predecibles en la estructura de las comunidades a través del tiempo (Young, Chase, & Huddleston, 2001). La sucesión puede ser primaria, cuando se desarrolla en áreas que no fueron ocupadas anteriormente, o secundaria, cuando las comunidades se recuperan de un disturbio (Horn, 1974); las especies que se desarrollan durante los primeros estadios sucesionales se conocen como pioneras o tempranas, mientras que las que se desarrollan en las etapas avanzadas de la sucesión se conocen como secundarias. El reconocimiento del estadio sucesional en el que se encuentra una comunidad natural es importante en términos de la intervención en el proceso de restauración, pues diferentes estadios implican diferentes esfuerzos y estrategias para la recuperación ecológica de las comunidades y ecosistemas (Mazzola et al., 2008).

La escasa información existente acerca de los procesos y esfuerzos de restauración, hace necesario desarrollar investigaciones locales que permitan contribuir a la formulación de estrategias de recuperación de los ecosistemas, y con ello, garantizar la provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Bussmann, 2005). En este trabajo se ponen a prueba técnicas para guiar el proceso de sucesión y restauración ecológica, que potencialmente puedan ser consideradas en estrategias afines de mayor escala en la región. Para poder cumplir con el objetivo de investigación es necesario estudiar y conocer los mecanismos y proceso básicos que se involucran en la regeneración, sucesión y restauración ecológica. Se enfoca en entender lo que ocurre cuando se controla el crecimiento y colonización dominante que presentan ciertas especies, particularmente aquellas adaptadas a disturbios como los incendios, que crecen muy rápidamente y producen una alta competencia por luz y nutrientes. Se asumió que dicho control, junto a la facilitación de acceso al suelo por medio

de su labranza, permitiría el establecimiento de una comunidad vegetal más heterogénea que incluiría otras especies no dominantes y de sucesión secundaria.

La evidencia empírica es un trabajo previo realizado en la misma zona (Jiménez, 2017), la cual se diferencia la diversidad de tres zonas; i) zonas de cobertura más conservadas en la reserva, con al menos 50 años de ausencia de disturbios y que registran más de 300 especies vegetales; ii) zonas que han estado en regeneración y sin disturbios hace al menos 25 años, que registran alrededor de 150 especies; y iii) las zonas con disturbios más recientes, específicamente incendios, en las que se registran alrededor de 50 especies.

El área de estudio fue la Reserva Madrigal del Podocarpus ubicada al sureste de la ciudad de Loja, forma parte del bosque Andino en la zona de amortiguamiento occidental del Parque Nacional Podocarpus. La reserva forma parte de la micro-cuenca San Simón que provee gran parte del agua que se consume por la población en la ciudad de Loja (Baker, 2017). La información disponible indica que la zona suroccidental de la reserva fue afectada por al menos dos incendios registrados en noviembre del 2005 y noviembre del 2016, generándose una cobertura vegetal de tipo matorral en las laderas y herbácea en las crestas, dándole un aspecto de páramo al que denominamos páramo antrópico (Boprisur, 2013.)

Para el presente estudio, se trabajó durante abril-julio de 2017 en el proceso de delimitación de parcelas y aplicación de tratamientos; y mayo - junio de 2018 en el proceso de toma de datos. La información colectada consistió en la caracterización de la vegetación que se desarrolló, concretamente se determinó la identidad de cada especie, su abundancia, cobertura y hábito sucesional al que pertenece.

Se montaron 15 bloques al azar establecidos en la zona incendiada. En cada bloque se montaron tres parcelas (LL1, LL2 y LL3) donde se aplicó el tratamiento de limpieza de toda la cobertura vegetal con labrado del suelo y tres sub-parcelas testigo (T) en donde se dio el proceso natural de regeneración desde el último incendio.

Para la identificación de las especies y su hábito sucesional se procedió a la recolección de muestras botánicas que fueron identificadas en el Herbario de la Universidad Nacional de Loja, de las cuales se obtuvo además un registro fotográfico, que servirá para posteriores estudios.

CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO

1.1. Destrucción y degradación de los ecosistemas andinos del Ecuador

Ecuador es considerado uno de los 17 países con mayor diversidad biológica; al encontrarse en las zonas tropicales del planeta (Myers et al., 2000). Dentro del Ecuador se distinguen 91 ecosistemas, basándose en las características fisonómicas y ecológica (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2015), de los cuales 30 pertenecen a la región andina (Palacios, Cerón, Valencia, & Sierra, 1999). La variedad en climas y topografía ha creado diferentes hábitats lo cual ha influido en la riqueza de especies vegetales y animales (Myers et al., 2000).

Una de las más grandes problemáticas ambientales que enfrentan los ecosistemas andinos del Ecuador es la pérdida de cobertura vegetal que se produce por la deforestación, incendios forestales y fragmentación de los ambientes naturales por las actividades antrópicas que cada día son mayores como: expansión de zonas agrícolas hacia áreas frágiles, sobrepastoreo y sobreexplotación de la vegetación para uso doméstico; lo cual ha ocasionado una pérdida creciente en la biodiversidad, tanto a nivel de poblaciones como de especies (Ceballos & and Ehrlich, 2002). Como resultados de estas actividades los ecosistemas andinos a diario sufren un deterioro en las condiciones bióticas y abióticas, en sus interacciones, disminución de complejidad, biodiversidad, capacidad de carga y productividad biológica (Southgate & Whitaker, 1992).

1.1.1. Deforestación.

La deforestación se refiere a la destrucción permanente de los bosques o la eliminación masiva de la cobertura vegetal por actividad antrópica como la agricultura, urbanización, ganadería entre otros (Altamirano & Lara, 2010), produciendo cambios en el ambiente físico tales como: pérdida y erosión del suelo, alteraciones del clima y del dióxido carbono (Gavierpizarro & Período, 2004). Entre los efectos negativos de la deforestación tenemos: pérdida de biodiversidad, recursos forestales, alimentarios, paisajísticos y genéticos (Southgate & Whitaker, 1992).

Existen programas para contrarrestar la deforestación como la reforestación que ayudan a los bosques afectados a restaurar y restablecer la cobertura vegetal, muchos de los bosques crecen y se reponen naturalmente con la ayuda de dispersantes, otra alternativa es la introducción de especies nativas para acelerar el proceso de recuperación del ecosistema (Cunningham et al., 2015).

1.1.2. Fragmentación.

Una de las principales consecuencias ocasionadas por los procesos antropogénicos, que involucra la transformación de una superficie continua a un conjunto de fragmentos aislados y desconectados entre sí (Tomimatsu & Ohara, 2002), produciendo un cambio progresivo en la configuración del paisaje dando como resultado pérdida y vulnerabilidad de las especies, reducción de flujos naturales de materia y energía; entre otros(Tscharntke et al., 2002).

Para conocer cómo se da este proceso así como sus efectos, se debe considerar el número, tamaño, grado de aislamiento y forma del fragmento, cuando existe una pérdida regional en la cantidad de hábitat disminuye el tamaño de las poblaciones de especies afectadas y aumenta el número de fragmentos, dando un crecimiento de borde que origina un deterioro de la calidad del hábitat y supervivencia de las poblaciones afectadas (Santos & Tellería, 2006).

1.1.3. Incendios forestales.

Los incendios forestales pueden ser de forma natural: fenómenos meteorológicos, rayos, ausencia de lluvias y elevadas temperaturas; o de forma antropogénica durante el despeje de áreas que se encuentran asociadas con la ganadería y agricultura (Neri & Rodríguez, 2009). En ocasiones estos incendios se salen de control y terminan afectando a territorios de vegetación natural (Cruz, 2012), donde es modificado todo lo existente, incluyendo tanto flora como fauna y la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Mazzola et al., 2008). Se considera que los daños generados por los incendios son irreversibles, los bosques son alterados por algunos parámetros como la disminución de la cobertura del dosel, y la transformación de las características micro climáticas (Myers et al., 2000).

Los incendios forestales también afectan a los suelos tornándolos hidrófobos, es decir, disminuyen la capacidad para absorber agua y dificultan que las plantas puedan radicar, dejando el terreno vulnerable a la erosión (Neri & Rodríguez, 2009). Esto provoca el arrastre de la capa superficial y de nutrientes, reducen la capacidad de nitrógeno y evita la colonización de especies (Espejo Jaramillo, 1989).

Después de un incendio forestal las primeras especies que aparecen y colonizan un bosque son las pioneras, debido a su resistencia y adaptaciones especiales, las cuales las hacen adecuadas para competir y establecerse en terrenos calcinados o deteriorados (Cruz, 2012). Posteriormente las especies pioneras son reemplazadas por especies arbustivas y finalmente por árboles, creando un bosque similar al que existía antes del incendio (Franklin, 2002).

La recuperación de un ecosistema después de un incendio dura muchos años, dependiendo de los esfuerzos que se plantean para la recuperación y el ritmo de crecimiento de las especies vegetales que lo conforman (Kavgaci, Örtel, Torres, & Safford, 2016).

1.2. Procesos de sucesión ecológica

La sucesión ecológica es el cambio en la dinámica, composición y estructura de la comunidad vegetal a través del tiempo; la cual se presenta de campo a bosque, es decir se inicia con el crecimiento de pastos y malas hierbas, aquellas son invadidas por arbustos y finalmente el crecimiento de árboles (Bazzaz, 1996), siendo aquello un cambio gradual en la estructura de la comunidad (Moran, 1990).

Se presentan dos tipos diferentes de sucesión: La sucesión primaria ocurre en lugares que no han sido ocupados por una comunidad y la sucesión secundaria ocurre en lugares después de una perturbación (Chapin, Walker, Fastie, & Sharman, 1994). Luego de la perturbación se inician los procesos de invasión o regeneración de especies iniciales, tempranas o pioneras que se caracterizan por ser de tamaño más pequeño, tener altas tasas de crecimiento y alto grado de dispersión (Mazzola et al., 2008). Posteriormente las especies pioneras son reemplazadas por especies más tardías como arbustos y árboles, que se caracterizan por menores tasas de dispersión y colonización, son de tamaño más grande y viven más tiempo (Chapin et al., 1994). La comunidad se asemeja a las encontradas en el ecosistema inicial (Díaz & Armesto, 2007).

Durante los procesos sucesionales también intervienen los procesos demográficos que producen los cambios en la estructura, composición y función ecosistémica. Si las especies pioneras no permiten el establecimiento de especies tardías, los procesos de sucesión se detendrán o retrasarán la recuperación del ecosistema degradado (West, Shugart, & Botkin, 2012).

1.3. Restauración ecológica

La restauración ecológica es la recuperación de ecosistemas nativos que se han degradado, dañado o destruido por actividades antrópicas (Primack, 1993); es decir devolver al ecosistema a lo largo del tiempo su estructura, composición y funcionamiento de la manera más cercana a su estado inicial (Bjornstad, Stenseth, & Saitoh, 1999).

No todos los ecosistemas son aptos para ser restaurados naturalmente, ya que muchos se desvían o detienen su dinámica natural, por consiguiente se plantean los esfuerzos de restauración (Vargas, 2008).

El primer esfuerzo menos intensivo implica la recuperación de las comunidades existentes al eliminar especies invasoras, replantar especies nativas y reintroducir las actividades naturales (Almanac, 1949). El segundo esfuerzo más intensivo incluye la creación de la comunidad desde cero, la cual se lleva a cabo con mayor éxito en áreas relativamente pequeñas, que implica la preparación del sitio, introducción de una serie de especies nativas y el empleo de métodos apropiados para mantener la comunidad, evitando la invasión de especies no nativas de las áreas aledañas (Kavgaci et al., 2016).

Al sur del Ecuador se encuentra la provincia de Loja con una problemática ambiental igual o más intensa que otras zonas andinas (Vázquez et al., 2005). La cual es agudizada por los incendios forestales que ocasionan una gran pérdida de biodiversidad (Yaguana et al., 2012). En la actualidad el Ministerio del Ambiente promueve programas intensivos para la reforestación de ecosistemas degradados (Bussmann, 2005). Estos programas incluyen ecosistemas andinos que fueron afectados por incendios forestales (Montoya, 2005); se debe recalcar que los resultados de estas reforestaciones no han sido publicados y desconocemos si han sido monitoreados, por tanto no se los puede considerar como estrategias de restauración replicables.

1.4. Herramientas Estadísticas

La comparación de comunidades puede realizarse de diferentes formas, especialmente es útil el empleo de índices que arrojen valores que permitan realizar dicha comparación. A continuación, se describen los índices empleados en este trabajo.

1.4.1. Análisis de riqueza y abundancia.

1.4.1.1. Índice de Shannon.

Mide la biodiversidad específica en valores que varían entre 0.5 y 5, en donde los valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos en diversidad de especies (Krebs, 19972).

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde:

- S número de especies (la riqueza de especies)
- pi– proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i):
- ni número de individuos de la especie i
- N número de todos los individuos de todas las especies

1.4.1.2. Índice de Simpson.

Representa la probabilidad de que dos individuos, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie; es decir los valores cercanos a 1 mayor posibilidad de dominancia de una especie y valores cercanos a 0 mayor es la biodiversidad de hábitat (Krebs, 19972).

$$D=rac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

Donde:

- S es el número de especies
- N es el total de organismos presentes (o unidades cuadradas)
- n es el número de ejemplares por especie

1.4.1.3. Índice de disimilitud "Bray-Curtis".

Bray-Curtis dissimilarity, se lo utiliza para determinar las diferencias existentes entre las especies de poblaciones en dos lugares distintos; dando valores de 1 cuando comparten el total de las especies y valores de 0 cuando son completamente diferentes. Se lo calcula:

$$BC_{ij} = 1 - \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$$

Dónde:

- C_{ij} suma de los valores menores solo para aquellas especies en común entre ambos sitios
- i & j son los dos sitios.
- i es el número total de espécimen contados en el sitio i.

- j es el número total de espécimen contados en el sitio j.
- ij es la suma de los recuentos menores para cada especie encontrada en ambos sitios.

Análisis de varianza (ANOVA), método paramétrico que permite comparar las medias de tres o más grupos independientes (Moral, 2005).

1.4.2. Modelo Lineal General.

Indica las diferencias existentes entre las medias de dos o más grupos, se utilizan en una combinación de factores como los anidados; las respuestas son realizadas mediante el método de máxima verosimilitud con la familia Poisson y en la función logarítmica (McCullagh & Nelder, 1989).

1.5. Objetivos de investigación

Evaluar el efecto del control de crecimiento de plantas pioneras y labranza del suelo sobre la diversidad vegetal en ecosistemas andinos afectados por incendios

1.5.1. Objetivos específicos del proyecto

- Evaluar la riqueza y cobertura de especies vegetales establecidas en las áreas de tratamiento en comparación con áreas testigo.
- Evaluar el efecto de los tratamientos en el tipo de hábito sucesional y cobertura de especies vegetales establecidas.

CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La Reserva Madrigal de Podocarpus se encuentra ubicada a 5km al Sur Este de la ciudad de Loja, con coordenadas 703585 longitud este y 9552357 latitud norte cercano a la comunidad de Zamora Huayco Alto, también conocido como El Carmen. Esta reserva forma parte del bosque nublado en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus (Figura 1).

La reserva se ubica dentro de la Micro-cuenca San Simón con una superficie de 306ha. El rango de altura es desde 2225 msnm a 3310 msnm, con una precipitación anual entre 500 y 1200 mm (Baker, 2017).

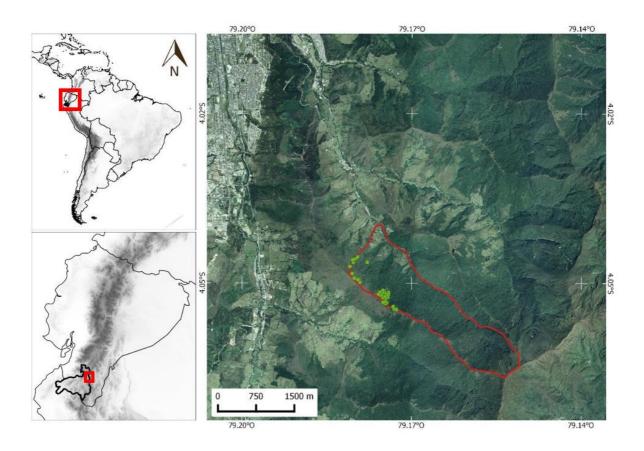


Figura 1 Ubicación de la Reserva Privada Madrigal del Podocarpus

Fuente: Instituto Geográfico Militar

Elaboración: Autores

2.2. Diseño experimental

2.2.1. Evaluación de riqueza y abundancia de especies vegetales.

Se montaron 15 bloques al azar en la zona incendiada (Figura 2), en cada bloque se instalaron tres parcelas con una dimensión de 10m² (LL1, LL2 y LL3), cada una de ellas con el tratamiento de limpieza (control de especies pioneras y labrado del suelo). A estas parcelas se la dividió en 100 cuadrantes de 1m², se escogieron tres cuadrantes al azar por cada parcela; para evaluar riqueza, abundancia y cobertura vegetal (Figura 3).

Así mismo se instalaron áreas testigo (T) que consistieron en tres cuadrantes de 1m² fuera de cada parcela alejados 2m de la parcela de tratamiento, para evitar alteraciones en datos de abundancia y cobertura vegetal.

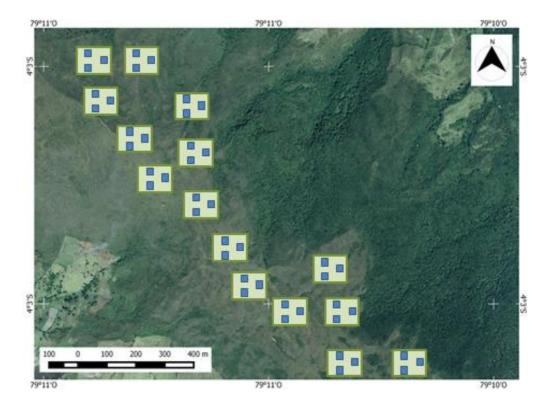


Figura 2. Área de implementación de los 15 bloques (cuadros blancos) y sus respectivas parcelas de 10x10m (cuadros azules) en la zona de estudio. La gráfica no detalla las áreas testigo de 1m²

Fuente: Instituto Geográfico Militar

Elaboración: Autores

	A	В	C	D	E	F	G	H	I	J
1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2	36	37	38	39	40	41	42	43	44	11
3	35	64	65	66	67	68	69	70	45	12
4	34	63	84	85	86	87	88	71	46	13
5	33	62	83	96	97	98	89	72	47	14
6	32	61	82	95	100	99	90	73	48	15
7	31	60	81	94	93	92	91	74	49	16
8	30	59	80	79	78	77	76	75	50	17
9	29	58	57	56	55	54	53	52	51	18
10	28	27	26	25	24	23	22	21	20	19
	10m									

Figura 3. División interna de la parcela, códigos y números de cuadrantes.

Fuente y Elaboración: Autores

2.3. Análisis de datos

2.3.1. Riqueza y abundancia de especies vegetales.

Se utilizaron índices de diversidad como el Índice de Shannon; y el Índice de Simpson para evaluar la biodiversidad en el área de estudio, así como conocer si existe dominancia de especies vegetales.

Se utilizó el índice de "Bray – Curtis dissimilarity (BCI)" para cuantificar similitud en la composición y abundancia de especies entre tratamientos y área testigo, diferencias significativas en las categorías: Tratamiento (LL), Tratamiento-Testigo y Testigo (T). Posteriormente se realizó un modelo lineal a los valores medios de disimilitud del BCI para determinar si existían diferencias significativas. Finalmente se aplicó un ANOVA al modelo generado para verificar la significancia del aporte de cada categoría (LL, T y LL-T).

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el entorno de programación estadístico R-project 4.4 y R studio 1.1453

2.3.2. Hábito sucesional.

Se realizó una colección botánica del área de estudio, para la identificación del hábito sucesional de las especies. Se identificó aquellas que presentaban según la literatura un hábito sucesional secundario. Se calculó la abundancia y cobertura de estas especies tanto para LL como para T. Se presentan estos valores en gráficas.

CAPÍTULO III RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Riqueza y abundancia de especies vegetales

3.1.1. Índices de Biodiversidad Shannon y Simpson.

Los índices de biodiversidad para ambas zonas tratamiento y testigo representan similitud en los valores; en cuanto al índice de Shannon sus valores son altos en diversidad; mientras que según los resultados del índice de Simpson existe mayor posibilidad de dominancia de una especie dentro de las zonas testigos; se le puede atribuir a la presencia de especies como *Pteridium* sp que suele ser muy agresiva e invasiva, impidiendo la colonización y crecimiento de nuevas especies Tabla 1.

Tabla 1. Índices de Biodiversidad

Zonas	Índice de Shannon	Índice de Simpson
Tratamiento	4,5701	0,9889
Testigo	4,6186	0,9918

Fuente y Elaboración: Autores

3.1.2. Índice de disimilitud "Bray-Curtis"

Se encontraron 28 especies de las cuales las más abundantes son de la familia: Asteraceae, Poaceae y Ericaceae. El índice de "Bray-Curtis" indica valores diferentes en el Tratamiento (LL) y el área Testigo (T). Por lo cual la composición de especies vegetales en parcelas Testigos (T) es más homogénea respectó a las parcelas Tratamiento (LL) y a LL y T juntos; es decir, el tratamiento agrega heterogeneidad en composición y abundancia de especies al análisis y por ende al sistema Tabla 2.

Tabla 2. Valores promedios de las medias y rangos obtenidos en el índice de "Bray-Curtis"

Índice de "Bray-Curtis"				
Tratamientos	Medias	Rangos		
Tratamiento (LL)	0,534265	0,238747		
Tratamiento- Testigo	0,535522	0,296613		
Testigo (T)	0,226197	0,615401		

Fuente y Elaboración: Autores

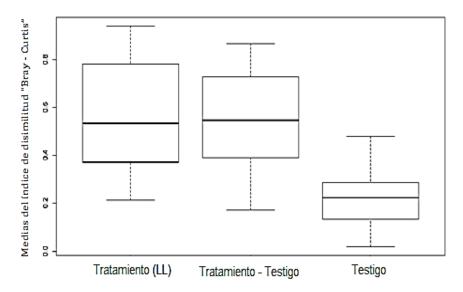


Figura 4. Diferencias de las medias del índice Bray-Curtis de disimilitud para la abundancia de los grupos "tratamiento", "tratamiento- testigo" y "testigo".

Fuente y Elaboración: Autores

Los resultados del modelo lineal (Tabla 3) aplicado a las medias del BCI basado en abundancia de las especies; así como los resultados del correspondiente ANOVA del modelo (Tabla 4), indican que la disimilitud de abundancia en las parcelas testigo (T) y en las Testigo-tratamiento juntas (LL-T) es significativa. Siendo los estimados de la parcela T (-0,34) y del grupo LL-T (0,56), se puede decir que la inclusión de las parcelas LL incrementan heterogeneidad y por ende disimilitud.

Tabla 3. Resultados del modelo aplicado al Índice de Bray – Curtis construido con las medias de los valores de abundancia de cada especie por parcela de tratamiento y testigo del área de estudio.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
Distancia en grupo tratamiento y testigo juntos	0.56274	0.01591	35.37	<2e-16 ***
Distancia en grupo tratamiento	-0.01605	0.0225	-0.713	0.476
Distancia en grupo testigo	-0.34327	0.0225	-15.256	<2e-16 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

Fuente y Elaboración: Autores

Tabla 4 Resultados del ANOVA aplicado al modelo lineal descrito en la tabla 3.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Modelo lineal	2	10.132	5.0661	148.25	< 2.2e-16 ***
Residuos	402	13.738	0.0342		
Signif. codes: 0	'***' 0.001 ' *'	*' 0.01 '*' 0.0 5	'.' 0.1 ' ' 1		

Fuente y Elaboración: Autores

3.2. Hábito sucesional

En total se identificaron 28 especies vegetales en todo el estudio. El estrato páramo presentó 21 especies y la zona arbustiva 23 especies.

Cinco de las especies son de hábito sucesional secundario: *Baccharis* sp1; *Baccharis* sp2; *Myrsine andina; Baccharis* sp3; *Gaultheria erecta*, la mayor abundancia de estas se encuentra en general en el estrato paramo y particularmente en las parcelas de tratamiento Figura 5.

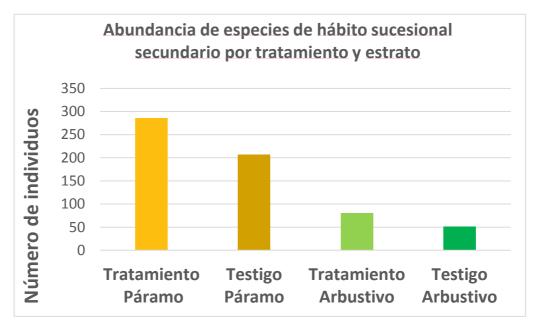


Figura 5. Abundancia de especies de hábito sucesional secundario por tratamiento y estrato Fuente y Elaboración: Autores

De igual forma, existe mayor porcentaje de cobertura vegetal de las especies indicadas en las parcelas en el estrato páramo, siendo mayor dentro de las parcelas de tratamiento en ambos estratos Figura 6.

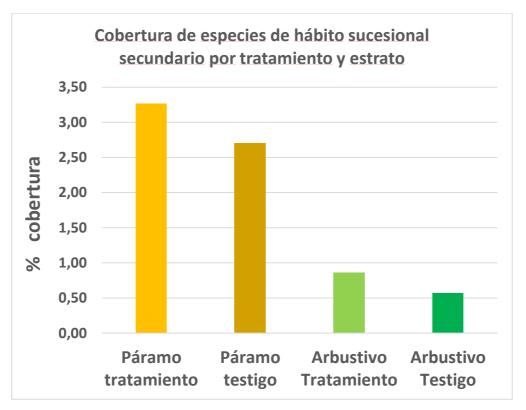


Figura 6. Cobertura Vegetal de especies de hábito sucesional secundario por tratamiento y estrato Fuente y Elaboración: Autores

•

CONCLUSIONES

El tratamiento de control de pioneras ha otorgado heterogeneidad al sistema y esta heterogeneidad es estadísticamente significativa, generando la aparición de especies que no están presentes en las parcelas testigo, en las que simplemente se ha dejado que ocurra la regeneración natural.

Los tratamientos incrementaron la riqueza de especies favoreciendo la diversificación de la regeneración del ecosistema; evidenciándose el efecto positivo del control de especies dominantes como *Pteridium* sp en el establecimiento y colonización de otras especies que son de importancia ecológica en el ecosistema evaluado.

Pteridium sp, presenta gran resistencia al fuego y un crecimiento rápido y dominante, especialmente luego de los incendios. Esta especie presentó rebrotes incluso luego de los tratamientos de control y su evaluación.

La mayor abundancia de especies vegetales de sucesión secundaria se encuentra en el estrato páramo. La sucesión secundaria que se está desarrollando indica aparentemente un incremento gradual del número de especies y su crecimiento.

En el estrato arbustivo existe menor abundancia de especies, aquello se le puede atribuir a la colonización de la *Pteredium* sp especie que contiene rizomas resistentes al fuego, formando poblaciones dominantes y limitando la colonización de nuevas especies vegetales.

.

RECOMENDACIONES

Intentaremos dar continuidad al monitoreo de las parcelas del área de estudio, con el fin de evaluar en el tiempo la evolución del proceso de sucesión y determinar si las acciones de control de especies pioneras dominantes pueden ser importantes en la restauración ecológica.

Entre los aspectos a evaluarse están los siguientes estos de sucesión que se den en los estratos arbustivo y páramo, por ejemplo, para determinar si evolucionan a lo que corresponde según el rango altitudinalmente en el que se encuentra la zona en conjunto, la cual corresponde a bosque montano.

De igual forma, la dinámica de crecimiento de *Pteridium* sp. y su efecto en la comunidad es un proceso que debería seguir siendo evaluado.

Consideramos que el trabajo realizado puede ser una base para otros estudios, en los cuales se deseen realizar evaluaciones de restauración ecológica que presenten características similares del ecosistema

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almanac, A. S. C. (1949). And Sketches Here and There. *New York: Oxford University*, 1962.
- Altamirano, A., & Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, *31*(1), 53–64. https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000100007
- Bazzaz, F. A. (1996). *Plants in changing environments: linking physiological, population, and community ecology.* Cambridge University Press.
- BJøRNSTAD, O. N., Stenseth, N. C., & Saitoh, T. (1999). Synchrony and scaling in dynamics of voles and mice in northern Japan. *Ecology*, 80(2), 622–637.
- Bussmann, R. W. (2005). Bosques andinos del sur de Ecuador, clasificación, regeneración y uso. *Revista Peruana de Biologia*, 12(2), 203–216.
- Ceballos, G., & and Ehrlich, P. R. (2002). Mammal Population Losses and the Extinction Crisis All use subject to JSTOR Terms and Conditions the Population Extinction Losses. *Science*, *296*(5569), 904–907.
- Chapin, F. S. I. I., Walker, L. R., Fastie, C. L., & Sharman, L. C. (1994). Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs*, 64(2), 149–175. https://doi.org/10.2307/2937039
- Cruz, R. R. (2012). Incenos Forestales, 12-13.
- Cunningham, S. C., Nally, R. Mac, Baker, P. J., Cavagnaro, T. R., Beringer, J., Thomson, J. R., & Thompson, R. M. (2015). Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics Balancing the environmental benefits of reforestation in agricultural regions. *Journal of PPEES Sources*, 17(4), 301–317. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.001
- D�AZ, M. F., & ARMESTO, J. J. (2007). Limitantes fÃ\-sicos y biÃ\textthreesuperiorticos de la regeneraciÃ\textthreesuperiorn arbÃ\textthreesuperiorrea en matorrales sucesionales de la Isla Grande de ChiloÃ\copyright, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 13–26. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100002
- Dellasala, D. a, Martin, A., Spivak, R., Schulke, T., Bird, B., Criley, M., ... Forest, C. (2003). A Citizen's Call for Ecological Forest Restoration: Forest Restoration Principles and Criteria. *Ecological Restoration*, *21*(1), 14–23. https://doi.org/10.3368/er.21.1.14
- Domingo Heriberto Jiménez Torres. (2017). Autor:, 90.
- Elizabeth, B., Castro, T., César, J., Castro, T., Dolores, E., Castro, T., ... Castro, T. (n.d.). Reserva El Madrigal 10 años.
- Espejo Jaramillo, M. (1989). Incendios forestales, 8(2), 6–10.
- Franklin, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, *155*(1–3), 399–423. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8
- Gavier-pizarro, G. I., & Período, E. N. E. L. (2004). Deforestacion de las Sierras Chicas de Cordoba (Argentina) en el period 1970-1997 (Deforestation in the Sierras Chicas mountains, Córdoba, DE CÓRDOBA (ARGENTINA), 1997(January).
- Horn, H. S. (1974). The Ecology of Secondary Succession. Annual Review of Ecology and

- Systematics, 5(1), 25–37. https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000325
- Huston, M., & Smith, T. (1987). Plant succession: life history and competition. *The American Naturalist*, 130(2), 168–198.
- Jackson, S. T., & Hobbs, R. J. (2009). Ecological restoration in the light of ecological history. *Science*, 325(5940), 567–569. https://doi.org/10.1126/science.1172977
- Josse, C., G. Navarro, P. Comer, R. Evans, D. Faber-Langendoen, M. Fellows, G. Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schulz, K. Snow, J. T. (2003). Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems. *NatureServe*, 1–47. https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.30.1.227
- Kavgaci, A., Örtel, E., Torres, I., & Safford, H. (2016). Early postfire vegetation recovery of Pinus brutia forests: Effects of fire severity, prefire stand age, and aspect. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 40(5), 723–736. https://doi.org/10.3906/tar-1601-21
- Mazzola, M., Kin, A., Morici, E., Babinec, F., & Tamborini, G. (2008). Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de las Sierras de Lihue Calel (La Pampa, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot, 43*(1–2), 103–1119. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. (2015). Datos de bosques, ecosistemas, especies, carbono y deforestación del Ecuador continental. *Estadísticas de Patrimonio Natural.*, 20.
- Montoya, F. (2005). Degradación y rehabilitación de ecosistemas terrestres: estado de la cuestión. *Revista Biocenosis*, 19(2), 25.
- Moral, E. M. (2005). Análisis de la varianza (anova).
- Moran, E. F. (1990). Ecosystem ecology in biology and anthropology: A critical assessment. The Ecosystem Approach in Anthropology: From Concept to Practice, 3–40.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*(6772), 853–858. https://doi.org/10.1038/35002501
- Neri-pérez, A. C., & Rodríguez-trejo, D. A. (2009). INFLAMABILIDAD DE COMBUSTIBLES FORESTALES EN LAS SELVAS DE CALAKMUL, CAMPECHE Flammability of forest fuels in the tropical forest of Calakmul, Campeche. *Universidad y Ciencia*, 25(2), 121–132
- Palacios, W., Cerón, C., Valencia, R., & Sierra, R. (1999). Las formaciones naturales de la Amazonía del Ecuador. *Propuesta Preliminar de Un Sistema de Clasificación de Vegetación Para El Ecuador Continental*, (January 1999), 111--119. https://doi.org/10.13140/2.1.4520.9287
- Primack, R. B. (1993). *Essentials of conservation biology* (Vol. 23). Sinauer Associates Sunderland, Massachusetts.
- Baker, Sy. (2017). Investigación de regeneración natural de plantas vasculares en la Reserva Madrigal del Podocarpus. Independen Study Proyect (ISP). Collection. 2557.
- Santos, T., & Tellería, L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, *15*(2), 3–12. https://doi.org/10.7818/re.2014.15-2.00
- Southgate, D., & Whitaker, M. (1992). Promoting Resource Degradation in Latin America: Tropical Deforestation, Soil Erosion, and Coastal Ecosystem Disturbance in Ecuador. *Economic Development and Cultural Change*, 40(4), 787–807.

- https://doi.org/10.1086/451977
- Tomimatsu, H., & Ohara, M. (2002). Effects of Forest Fragmentation on Seed Production of the Understory HerbTrillium camschatcense. *Conservation Biology*, *16*(5), 1277–1285. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00412.x
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, *12*(2), 354–363. https://doi.org/10.2307/3060947
- Vargas, O. R. (2008). Guía metodológica para la restauracion ecológica del bosque altoandino.
- Vázquez, M. A., Freile, J. f., Aguirre, Z., Delgado, T., Almeida, D. P., Nogales, F. B., ... Bonaccorso, E. (2005). *Biodiversidad en los bosques secos de la zona de Cerro Negro-Cazaderos, occidente de la provincia de Loja. EcoCiencia, MAE y Proyecto Bosque Seco.* Retrieved from http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/45637.pdf
- West, D. C., Shugart, H. H., & Botkin, D. F. (2012). Forest succession: concepts and application. Springer Science & Business Media.
- Yaguana, C., Lozano, D., Neill, D. A., Espinosa, H. R., & Loja, U. N. De. (2012). Diversidad florística y estructura del bosque nublado del Río Numbala, Zamora-Chinchipe, Ecuador: El "bosque gigante" de Podocarpaceae adyacente al Parque Nacional Podocarpus. *Revista Amazónica: Ciencia Y Tecnología*, 1(3), 226–247.
- Young, T. P., Chase, J. M., & Huddleston, R. T. (2001). Community Succession and Assembly. *Ecological Restoration*, *19*(1), 5–18. https://doi.org/10.3368/er.19.1.5

ANEXOS

Anexo 1

Tabla 2. Muestra las especies encontradas con su respectiva familia y hábito sucesional.

Códig o	Familia	Especie	Hábito
Sp1	Ericaceae	Vaccinium floribundum	Arbusto
Sp2	Ericaceae	Bejaria aestuans	Hierba - arbusto
Sp3	Asteraceae	Gynoxys buxifolia	Arbusto o arbolito
Sp4	Asteraceae	Baccharis genistelloides	Hierba - arbusto
Sp5	Eriocaulaceae	Paepalanthus ensifolius	Hierba
Sp6	Hypericaceae	Hypericum decandrum	Arbusto
Sp7	Poaceae	Stipa sp	Hierba
Sp8	Melastomataceae	Brachyotum campanulare	Arbusto
Sp9	Asteraceae	Baccharis sp2	Arbusto
Sp10	Dennstaedtiacea e	Pteridium	Hierba
Sp11	Poaceae	Digitaria sp	Hierba
Sp12	Iridaceae	Sisyrinchium alatum	Hierba
Sp13	Poaceae	Brachiaria mollis	Hierba
Sp14	Orchidaceae	Epidemdrum sp2	Hierba
Sp15	Asteraceae	Baccharis sp1	Arbusto
Sp16	Poaceae	Holcus lanatus	Hierba
Sp17	Ciperaceae	Cyperus sp	Hierba
Sp18	Myrsinaceae	Myrsine andina	Arbusto
Sp19	Bromeliaceae	Pitcairnia	Hierba
Sp20	Asteraceae	Baccharis sp3	Arbusto
Sp21	Clethraceae	Clethra revoluta	Arbusto- Arbol
Sp22	Asteraceae	Hieracium sp	Hierba
Sp23	Bromeliaceae	Puya hamata	Hierba
Sp24	Asteraceae	Oritrophium peruvianum	Hierba
Sp25	Orchidaceae	Epidemdrum sp1	Epifita
Sp26	Valerianaceae	Valeriana microphylla	Hierba - arbusto
Sp27	Thelypteridaceae	Thelypteris sp	Hierba
Sp28	Ericaceae	Gaultheria erecta	Hierba

Anexo 2

A continuación, se muestran las especies consideradas de sucesión secundaria con su respectivo código presentado en la tabla 2.



Sp9 Asteraceae	Baccharis sp2
-----------------------	---------------



Sp15 Asteraceae	Baccharis sp1
------------------------	---------------



Sp18 | Myrsinaceae | Myrsine andina



Sp20 | Asteraceae | Baccharis sp3



Sp28	Ericaceae	Gaultheria erecta