



UNIVERSIDAD DEL AZUAY
FACULTAD DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
ESCUELA DE BIOLOGÍA, ECOLOGÍA Y GESTIÓN

**Regeneración natural de especies leñosas en claros del Área de Bosque
y Vegetación Protectora Aguarongo (ABVPA): Influencia de factores
abióticos e implicaciones para la restauración.**

**Trabajo de graduación previo a la obtención del título de:
BIÓLOGA CON MENCIÓN EN ECOLOGÍA Y GESTIÓN**

Autoras:

KATHERINE ALEXANDRA NIEVES VELE

DALMA GABRIELA ORELLANA PERALTA

Director:

Blgo. ANTONIO CRESPO AMPUDIA, Ph.D.

CUENCA, ECUADOR

2018

DEDICATORIA

A mi mamá Martha, por su amor, apoyo y esfuerzo constante para alcanzar mis metas.

A mi hermano Bryam, por ser un ejemplo de valentía y perseverancia.

A mi hijo Leonel, por ser mi mayor motivo de inspiración y superación.

Katty

A mis padres Guido e Irene, por su cariño, sacrificio y estímulo para mi superación.

A mis hermanos Romina y Boris, por siempre creer en mí.

A Jorge, por su amor y apoyo incondicional.

Dalma

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Antonio Crespo por su confianza al permitirnos realizar este trabajo de graduación bajo su tutoría y su apoyo constante durante toda esta fase.

A nuestro tribunal: M.Sc. Danilo Minga y Dr. Gustavo Chacón por guiarnos con sus conocimientos y su disponibilidad de tiempo cuando requeríamos de su ayuda.

A Don Eugenio, por enseñarnos las rutas hacia todas las fuentes hídricas; sus historias amenas redujeron el cansancio durante largas caminatas.

A los Biólogos: Ruth Arias, Santiago Barros, Diana Inga y Mayra Jiménez por sus aportes críticos para los análisis de datos y la escritura de este trabajo.

Agradecemos de manera especial a nuestros amigos: Nora Castro, Paola Fajardo, Jessica Gonzales, Ervin Ramírez, Jorge Romero y Karla Ruilova, por su ayuda y compañía durante la fase de campo; ¡gracias por su buena energía!

Al ser que nos llena de fortaleza en cada paso que damos.

Tenemos palabras de gratitud hacia todos ustedes por su ayuda de manera desinteresada.

Katty y Dalma

ÍNDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA	I
AGRADECIMIENTOS	II
ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS	V
ÍNDICE DE ANEXOS.....	VI
RESUMEN.....	VII
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS	5
1.2 Historia de uso reciente.....	6
1.3 Hidrología	7
1.4 Suelos.....	7
1.5 Diseño experimental	7
1.6 Muestreo de vegetación	9
1.7 Factores abióticos	10
1.7.1 Intensidad lumínica.....	10
1.7.2 Humedad relativa y temperatura del aire.....	10
1.7.3 Pendiente.....	11
1.7.4 Condiciones de suelo (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, compactación y temperatura de suelo).....	11
1.8 Análisis de datos	13
CAPÍTULO II.....	16
RESULTADOS	16
2.1 Composición florística.....	16
2.1.1 Riqueza y abundancia de especies por tipo de hábitat.....	17
2.2.2 Índices de diversidad	19
2.2.3 Estructura de la vegetación leñosa.....	19
2.2.4 Especies dominantes por tipo de hábitat.....	20
2.2.5 Índice de valor de importancia.....	22
2.2.6 Similitud entre los tipos de hábitat	24
2.3 Factores abióticos	25
CAPÍTULO III.....	27
DISCUSIONES	27
3.1 Riqueza y abundancia	27
3.2 Estructura y dinámica de la regeneración natural.....	30
3.3 ¿Las especies leñosas del bosque en el ABVPA se están regenerando?	35
3.4 Factores abióticos	36

CONCLUSIONES	38
RECOMENDACIONES	39
REFERENCIAS	41
GLOSARIO:	41
BIBLIOGRAFÍA:	41
ANEXOS	53

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

	Pág.
Figura 1. Ubicación geográfica de las áreas de estudio dentro del ABVP Aguarongo.	6
Figura 2. Diagrama de la disposición espacial de las parcelas en cada tipo de hábitat.	8
Figura 3. Diagrama de la medición de la pendiente en un terreno.	11
Figura 4. Distribución de las especies/morfoespecies por hábitos o formas de vida.	17
Figura 5. Riqueza de especies en los distintos tipos de hábitat: bosque cercado (BC); claro natural (CN); borde (BO); pastizal abierto (PA) y pastizal cercado (PC).	18
Figura 6. Abundancia total en los distintos tipos de hábitat: bosque cercado (BC); claro natural (CN), borde (BO); pastizal abierto (PA) y pastizal cercado (PC).	19
Figura 7. Curvas de rango-abundancia de las especies leñosas entre los cinco tipos de hábitat.	21
Figura 8. Análisis Clúster de acuerdo a la composición de especies leñosas entre los cinco tipos de hábitat.	24
Figura 9. Factores ambientales registrados en cada tipo de hábitat. a) Temperatura del suelo (°C); b) Intensidad lumínica (lux); c) Humedad relativa del aire (%).	25
Figura 10. a) Regresión lineal entre la diversidad de especies y la compactación. b) Regresión lineal entre la diversidad de especies y la pendiente.	26
Tabla 1. Descripción de los cinco tipos de hábitat de estudio en el ABVPA.	8
Tabla 2. Distribución taxonómica de las especies leñosas en regeneración natural en el ABVPA.	16
Tabla 3. Índice de diversidad Shannon para los cinco tipos de hábitat.	19
Tabla 4. Promedio de los distintos parámetros de la vegetación leñosa para los cinco tipos de hábitat.	20
Tabla 5. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies dentro de los cinco tipos de hábitat.	22

ÍNDICE DE ANEXOS

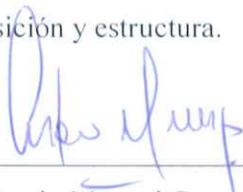
	Pág.
Anexo 1. Lista de especies endémicas con su estado de conservación: NT: Casi Amenazada, LC: Preocupación Menor según el Libro Rojo de plantas endémicas del Ecuador.	53
Anexo 2. Lista de las especies leñosas registradas y su abundancia relativa en cada tipo de hábitat.	54
Anexo 3. Tabla de promedios de pH y materia orgánica, obtenidos por cada tipo de hábitat.	55
Anexo 4. Fotografías de algunas plantas leñosas del ABVPA.	57
Anexo 5. Unidad experimental anegada en el pastizal del ABVPA.	57

**REGENERACIÓN NATURAL DE ESPECIES LEÑOSAS EN CLAROS DEL
ÁREA DE BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORA AGUARONGO
(ABVPA): INFLUENCIA DE FACTORES ABIÓTICOS E IMPLICACIONES
PARA LA RESTAURACIÓN.**

RESUMEN

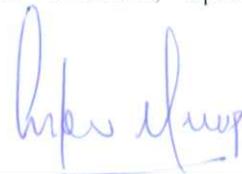
El estudio analizó la composición y estructura de la comunidad de plántulas y juveniles de especies leñosas de regeneración natural en cinco tipos de hábitat. Se intentó además relacionar estos resultados con la variación en factores abióticos seleccionados. Se compararon datos de composición y estructura entre los tipos de hábitat con pruebas ANOVA, curvas de rango abundancia e índices de valor de importancia (IVI); regresiones lineales para identificar interacciones significativas entre los factores abióticos y la diversidad de especies leñosas. El borde presentó mayor riqueza y abundancia de especies. *Fuchsia loxensis* Kunth fue la especie más abundante en tres tipos de hábitat. Se recomienda proteger los bordes del bosque con estructuras que eviten la herbivoría y así ayudar a ampliar y reconectar fragmentos de bosque nativo.

Palabras clave: Regeneración natural, factores abióticos, tipos de hábitat, composición y estructura.



Antonio Manuel Crespo Ampudia

Director de Tesis



Antonio Manuel Crespo Ampudia

Coordinador de Escuela



Katherine Alexandra Nieves Vele



Dalma Gabriela Orellana Peralta

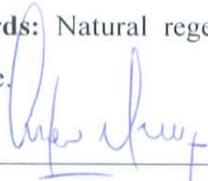
Autoras

**NATURAL REGENERATION OF WOODY SPECIES IN CLEARINGS OF
“AGUARONGO” FOREST AND PROTECTIVE VEGETATION AREA
(ABVPA): INFLUENCE OF ABIOTIC FACTORS AND IMPLICATIONS
FOR RESTORATION.**

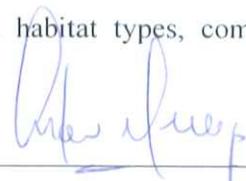
ABSTRACT

The study analyzed the composition and structure of the community of seedlings and juveniles of woody species of natural regeneration in five types of habitat. It sought to relate these results to the variations in selected abiotic factors. Composition and structure data were compared between habitat types with ANOVA tests, abundance range curves and importance value indexes (IVI). Linear regressions were used to identify significant interactions between abiotic factors and the diversity of woody species. The edge presented greater richness and abundance of species. *Fuchsia loxensis Kunth* was the most abundant species in three habitat types. It was recommended to protect the edges of the forest with structures that avoid herbivory to help expand and reconnect fragments of native forest.

Keywords: Natural regeneration, abiotic factors, habitat types, composition and structure.



Antonio Manuel Crespo Ampudia
Thesis Director



Antonio Manuel Crespo Ampudia
Faculty Director



Katherine Alexandra Nieves Vele



Dalma Gabriela Orellana Peralta

Authors



UNIVERSIDAD DEL
AZUAY
Dpto. Idiomas


Translated by
Ing. Paul Arpi

Nieves Vele Katherine Alexandra, Orellana Peralta Dalma Gabriela

Trabajo de Graduación

Crespo Ampudia Antonio, Ph.D

Julio, 2018

**REGENERACIÓN NATURAL DE ESPECIES LEÑOSAS EN
CLAROS DEL ÁREA DE BOSQUE Y VEGETACIÓN PROTECTORA
AGUARONGO (ABVPA): INFLUENCIA DE FACTORES
ABIÓTICOS E IMPLICACIONES PARA LA RESTAURACIÓN**

INTRODUCCIÓN

La principal amenaza de los bosques nativos en los Andes es la deforestación (Tejedor *et al.*, 2012), siendo Ecuador el país con la tasa anual más alta a nivel de Latinoamérica (1,89 ha/año entre 2005 y 2010) (FAO, 2010), y según Palomeque (2012), la tasa media anual más alta a nivel regional. (17.009 ha / año entre 2000 y 2008).

Las consecuencias perjudiciales de la deforestación incluyen la pérdida de los servicios ecológicos, disminución de bienes y productos forestales, así como los medios de subsistencia para las personas que habitan en estos paisajes (Lamb *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2015). La deforestación también afecta a áreas de importancia hídrica provocando una reducción en la precipitación y un aumento de la evapotranspiración; esto sucede debido a la erosión del suelo que disminuye la capacidad de infiltración y almacenamiento del recurso hídrico y en general, reduce la cantidad y calidad del agua que abastece a las distintas sociedades humanas (Poveda & Mesa, 1995; FAO, 2009).

Otra de las consecuencias más importantes a nivel ecológico es la fragmentación de extensas áreas de bosque, que dan como resultado paisajes con remanentes de vegetación nativa rodeadas de una matriz diferente a la original o claros artificiales dentro de los bosques debido a actividades agrícolas o ganaderas (Meffe & Carroll, 1994; Murcia, 1995; Remache, 2006). Además, entre un remanente de vegetación nativa y la matriz circundante se forma un borde, también conocido como una zona de transición entre los hábitats adyacentes. En esa zona se produce una serie de alteraciones microclimáticas por las variaciones en la humedad relativa, intensidad de luz, temperatura, viento y otros (Collins & Pickett 1987; Murcia, 1995). Así mismo, en el interior de los bosques se forman claros naturales debido a las discontinuidades del dosel como resultado de la caída de un árbol. En estos claros ingresa mayor radiación solar, que se considera como uno de los factores determinantes en la regeneración natural de algunas especies vegetales, como las heliófitas o intolerantes a la sombra y hemisciófitas que son especies tolerantes a la sombra, pero requieren de luz para desarrollarse (Guariguata & Ostertag, 2001; Viana & Jardim, 2013). Estos factores influyen en la estructura y composición de la vegetación en el borde (Fox *et al.*, 1997).

Estas áreas podrían regenerarse y proveer servicios ecosistémicos, además de proporcionar hábitats para la biodiversidad (Parrotta, 2000; Holl & Aide, 2011). Ante esto surge la restauración ecológica, como una actividad que ayuda a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Una de las alternativas es la regeneración natural o denominada restauración pasiva, que consiste en un proceso gradual de recuperación de la estructura, función y composición de un ecosistema después de un disturbio, sin la intervención del ser humano (Pérez *et al.*, 2013; Chazdon & Guariguata, 2016); permitiendo la continuidad de las masas forestales en el tiempo (Pardos *et al.*, 2012). Según Chazdon *et al.* (2017), la regeneración natural también es conocida como sucesión secundaria, y se refiere al crecimiento de la vegetación leñosa en áreas donde el bosque nativo ha sido deforestado para realizar actividades agrícolas, entre otras. Sin embargo, la regeneración natural de bosques secundarios en paisajes tropicales degradados es un proceso lento e incierto; que depende en gran medida de la

ecología de las especies (Holl, 2002); de la historia de uso de suelo referente al tipo (por ejemplo: agrícola) frecuencia e intensidad del disturbio (Holl & Aide, 2011); y la distancia a los remanentes de bosque (Yepes *et al.*, 2010). La variación en estos factores determina la trayectoria sucesional de la vegetación, y en varios casos puede restringir o atrasar la continuidad de poblaciones de especies vegetales de sucesión tardía (Camargo *et al.*, 2002). En algunas especies, la supervivencia de semillas y plántulas se reduce debido a: las alteradas condiciones microclimáticas (Benítez-Malvido, 1998; Doust *et al.*, 2006); a la ausencia de propágulos debido a la distancia a la fuente; a un declive de animales dispersores de semillas (Ceccon *et al.*, 2006); o, a una alta predación de las mismas (Crawley, 2000; Doust, 2010). Las barreras bióticas, físicas o químicas incluyen factores como la presencia de especies exóticas que impiden el reclutamiento de plántulas de especies leñosas, plagas, enfermedades o la compactación de suelo debido a actividades pecuarias. Otro factor es el tiempo, ya que pueden pasar varias décadas hasta que una comunidad vegetal tenga características florísticas y de estructura similares a las de un ecosistema bien conservado (Kennard *et al.*, 2002; Pérez *et al.*, 2013). A pesar de todas estas limitantes, la regeneración natural en los trópicos es considerada como la mejor alternativa de recuperación tanto para la biodiversidad y estructura de la vegetación, después de que se hayan identificado y controlado las barreras bióticas y abióticas (Crouzeilles *et al.*, 2017).

Para superar las distintas barreras de la regeneración natural, se pueden realizar intervenciones de restauración activa o asistida para acelerar e influir en la trayectoria sucesional (Vargas, 2007), esto generalmente, implica altos costos de inversión iniciales y de mantenimiento (Crouzeilles *et al.*, 2017); o mediante la combinación de ambas estrategias denominada regeneración natural asistida. La cual busca eliminar las perturbaciones en la primera etapa de la intervención, a través de diferentes actividades como: el deshierbe, siembra de enriquecimiento, exclusión de pastoreo, entre otros; así como, facilitar la regeneración natural del ecosistema que no requiere de fuertes inversiones económicas (Chazdon *et al.*, 2017).

Esta problemática es evidente en el Área de Bosque y Vegetación Protectora Aguarongo (ABVPA) donde se realizó este estudio. Dentro del ABVPA los comuneros con el apoyo de Fondo del agua para la conservación de la cuenca del río Paute (FONAPA) han aplicado la restauración asistida, que incluye el cercado de las fuentes hídricas y revegetación mediante la siembra de plántulas de árboles. Sin embargo, la supervivencia y crecimiento de estas no han generado resultados exitosos y los costos del programa de restauración han sido elevados. Esto debido a la selección de especies y a los sitios inadecuados (senderos o áreas abiertas) quedando susceptibles a las fuertes condiciones microclimáticas, herbivoría y desecación. Por ejemplo: *Weinmannia fagaroides* es una especie de sucesión tardía y del total de individuos sembrados el 50% han muerto (FONAPA, 2016a). Estos resultados pueden deberse a que en el proyecto de restauración ecológica no consideraron la composición de la vegetación nativa remanente; los estados sucesionales de las especies, las barreras bióticas y abióticas para la recuperación. Es por ello que en este trabajo se pretende evaluar la regeneración natural en distintos tipos de hábitat: bosque cercado, claro natural, borde, pastizal abierto y pastizal cercado; e identificar los principales factores abióticos que influyen en este proceso de recuperación, como una línea base para futuras investigaciones. De esta manera se podría establecer estrategias de restauración ecológica y así promover la recuperación de la biodiversidad local y el suministro de servicios ecosistémicos, de mayor interés el recurso hídrico (Rahman *et al.*, 2011). Esto permitiría generar proyectos exitosos y destinar fondos económicos o mano de obra a zonas en donde sea necesaria algún tipo de intervención (Chazdon *et al.*, 2017).

CAPÍTULO I

MATERIALES Y MÉTODOS

1.1 Área de estudio

La investigación se realizó en las fuentes hídricas protegidas ubicadas dentro del Área de Bosque y Vegetación Protectora Aguarongo (ABVPA) (longitud 78°48'54" O, latitud 2°52'37" S), localizada en la comunidad El Carmen de Jadán, perteneciente al cantón Gualaceo, provincia del Azuay (Fig. 1). La zona está comprendida entre los 2900 y 3320 m.s.n.m. El clima es templado frío, con una temperatura media anual que varía entre 11,5 a 12 °C en las partes más bajas y 9 a 10 °C en las zonas altas. La precipitación media anual es de aproximadamente 820 mm; la estación seca se va desde mayo hasta septiembre con una precipitación mensual de 25 a 60 mm y la estación lluviosa desde octubre hasta abril, con una precipitación mensual de 75 a 110 mm. Las lluvias más intensas presentan un pico entre marzo y mayo, y las sequías más representativas entre junio y septiembre. Según la clasificación de Sierra et al. (1999), el ABVPA pertenece a la Formación Vegetal de Matorral Húmedo Montano y de acuerdo al Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental pertenece a Arbustal siempreverde montano del sur de los Andes (Ministerio del Ambiente, 2013). La importancia de esta localidad de estudio radica en la dotación de fuentes de agua para consumo humano y uso agropecuario; además, se caracteriza por ser una fuente de leña, forraje y plantas medicinales.

Como datos históricos el bosque fue declarado Área de Bosque y Vegetación Protectora en 1985 por el Ministerio de Agricultura y Ganadería (Minga *et al.*, 2002). Según FONAPA (2016b), en la zona predomina el minifundio (0.25 a 2 Ha), lo que ha provocado la fragmentación del ABVPA. En 1989 y 2000 se dio una disminución de Bosque Alto Andino (- 174, 68 ha), pero hubo un incremento de las áreas de chaparro (+ 133,5 ha). Actualmente los remanentes de vegetación nativa que se encuentran en el ABVPA están dominados por especies como: *Hesperomeles ferruginea*, *Myrcianthes rhopaloides* y *Myrsine dependens*, *Miconia aspergillaris*, *Maytenus verticillata*, *Myrsine andina*,

Oreocallis grandiflora y *Gynoxys Buxifolia* y otras especies arbustivas como: *Duranta mutisii*, *Barnadesia arborea*. (DIFORPA, 2001).

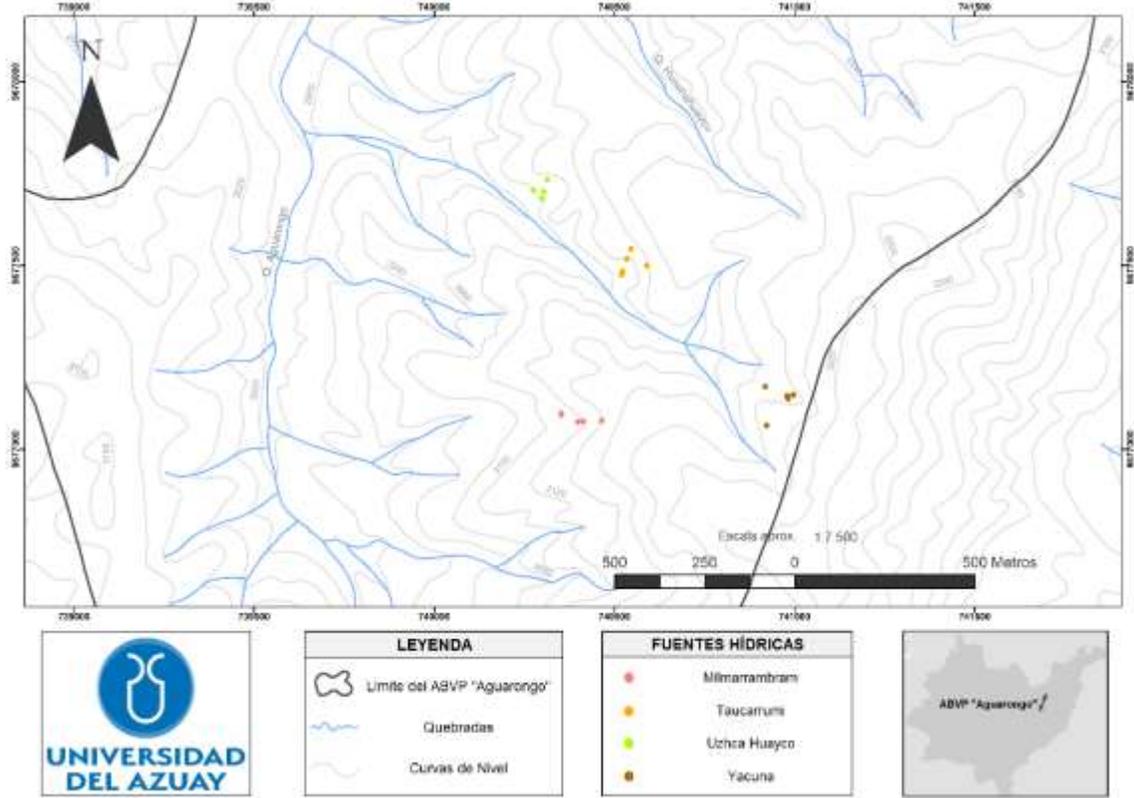


Figura 1. Mapa de ubicación de las cuatro fuentes hídricas (Milmarrambran, Taucarrumi, Uzhca Huayco y Yacuna) dentro del ABVP Aguarongo. En cada fuente se dispuso un bloque con cinco tratamientos (Borde, Bosque cercado, Claro natural, Pastizal abierto y Pastizal cercado).

1.2 Historia de uso reciente

Frente al deterioro de los recursos naturales y la disminución de la calidad y cantidad de agua en el ABVPA, el Fondo del Agua para la Conservación de la Cuenca Del Río Paute (FONAPA), el Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Gualaceo, La Junta Administradora de Agua Potable de El Carmen de Jadán y La Junta Administradora de Agua Para Riego de El Carmen de Jadán, firmaron un convenio de cooperación interinstitucional en noviembre de 2015 e implementaron un proyecto en los terrenos de la comunidad El Carmen de Jadán, denominado: “Protección biofísica de fuentes hídricas mediante alambrado y obras de bioingeniería (forestación y reforestación)”, debido a que en este sector se localizan fuentes hídricas que abastecen a los sistemas de agua potable y

riego, que alimentan a comunidades aledañas. El proyecto consistió en implementar postes de hormigón y alambre de púa alrededor de cada fuente hídrica, en total se cercaron 14. Al mismo tiempo realizaron siembras de varias especies leñosas en el interior de la zona protegida como: *Polylepis sp.*, *Weinmannia fagaroides*, *Podocarpus sprucei* entre otros. Por último, colocaron letreros de identificación en todas las fuentes hídricas. Estas actividades iniciaron en noviembre de 2015 y culminaron en febrero de 2016 (FONAPA, 2016b).

1.3 Hidrología

El ABVPA está atravesada por riachuelos y quebradas que alimentan a dos subcuencas: la del río Jadán en la parte occidental y la del río Santa Bárbara en la parte oriental, que a su vez abastecen a la cuenca media del río Paute. Las quebradas principales en la parte oriental son: Raruncay y Yaguarsol; y en la parte occidental Cruz Chaquilcay (Minga *et al.*, 2002).

Los puntos de muestreo de esta investigación se encuentran dentro de la Quebrada Cruz Chaquilcay.

1.4 Suelos

Los suelos de Jadán se derivan de cenizas volcánicas y se clasifican principalmente en Dystric Histosol (parte sur de la cuenca del río Paute). Se caracterizan por tener alto contenido de materia orgánica, de color oscuro debido al efecto de clima húmedo y frío, alta porosidad y capacidad de retención de agua (Buytaert *et al.*, 2007).

1.5 Diseño experimental

Para el muestreo de la vegetación leñosa, se aplicó un diseño en bloques de un factor: tipo de hábitat y cinco niveles: 1. Claro natural (CN), 2. Borde (BO), 3. Pastizal abierto (PA), 4. Pastizal cercado (PC) y 5. Bosque cercado (BC); a partir de ahora se utilizará las presentes abreviaturas para identificar los niveles en estudio. En cada tipo de hábitat se estableció una parcela (unidad de muestreo) de 2 x 10 m, teniendo cuatro réplicas por

nivel y en total se marcaron 20 unidades de muestreo (Fig. 2). Previo a esto se seleccionó cuatro fuentes hídricas en base a la disponibilidad de los tipos de hábitat que son: Milmarrambram, Yacuna, Taucarrumi y Uzhca huayco.



Figura 2. Diagrama de una fuente hídrica, que indica la disposición de las parcelas en cada tipo de hábitat.

Tabla 1. Descripción de los cinco tipos de hábitat de estudio en el ABVPA.

Tipos de hábitat	Código	Características
Borde	BO	Ecotono entre hábitats adyacentes: bosque nativo e inicio del área perturbada (pastizal).
Bosque cercado	BC	Área de bosque nativo, protegida con cerca de alambre de púa, evitando el ingreso de personas y animales grandes.
Claro natural	CN	Espacio en el interior del bosque nativo, en donde ingresa gran cantidad de luz, como resultado de la apertura del dosel, por un evento natural (caída de un árbol).
Pastizal abierto	PA	Zona de pasto activo, en donde se puede observar presencia de ganadería.
Pastizal cercado	PC	Zona de pasto en regeneración, protegida con cerca de alambre de púa, evitando el ingreso de personas y animales grandes.

1.6 Muestreo de vegetación

Entre los meses de enero, febrero y marzo de 2018, se registró la riqueza (número de especies) y abundancia (número de individuos por especie) de todas las especies leñosas en sus etapas tempranas de establecimiento dentro de cada parcela. Las variables que se midieron a cada individuo fueron: altura (medida desde la superficie del suelo hasta el meristema o yema terminal); y perímetro de cada tallo (medida a nivel de la superficie del suelo). Para la variable altura se estableció dos categorías: plántulas y juveniles. Se consideraron plántulas a las especies que son >10 cm hasta los 50 cm, evitando registrar aquellos individuos de tamaño inferior que pueden dificultar la identificación botánica y que hayan sobrevivido a una época de estrés ambiental, por ejemplo la sequía (Derroire *et al.*, 2016); y juveniles a los individuos >50 cm hasta 1,30 m. Adicionalmente, en cada parcela se establecieron 10 microcuadrantes al azar de 1 m x 1 m para estimar la cobertura (%) de herbáceas, arbustos y árboles (Mostacedo & Fredericksen, 2000).

Previo a la fase de muestreo, se realizó una guía de plantas que consistió en la colección de muestras de plantas leñosas ya sea en estadio adulto (muestras fértiles) o plántulas en el ABVPA; posteriormente se prensaron con papel periódico y cartón; luego permanecieron durante 72 horas en el cuarto de secado de la Universidad del Azuay (UDA) a una temperatura de 45 °C; posteriormente se procedió al montaje y etiquetado de acuerdo a los datos del sitio de colección. Esta guía sirvió de base para la comparación e identificación de las especies registradas en esta investigación (Anexo 4). Sin embargo, durante el transcurso de esta fase se registró nuevos individuos, para los cuales se colectó muestras, se etiquetaron respectivamente y colocaron en una funda plástica. Por último, se trasladaron al Herbario de la Universidad del Azuay para ser identificadas con la ayuda del Blgo. Danilo Minga.

Para determinar el status de cada especie (endémica, nativa e introducida) se utilizó la base de datos de Missouri Botanical Garden (tropicos.org) según el sistema de clasificación del Grupo de Filogenia de Angiospermas en 2016 (APG IV)

Para establecer el estado de conservación de las especies endémicas registradas en este trabajo, se utilizó el Libro rojo de plantas endémicas del Ecuador (León-Yáñez *et al.*, 2011).

1.7 Factores abióticos

Se midieron diferentes factores abióticos, para determinar la influencia de éstos en la diversidad de especies leñosas, incluyendo variables de luz, aire, topografía y suelos. Las mediciones se realizaron una vez dentro de cada parcela en las cuatro fuentes hídricas, teniendo en total cuatro repeticiones de cada factor por tipo de hábitat.

1.7.1 Intensidad lumínica

Se midió con un Medidor Digital de Luz (Modelo 401025, EXTECH INSTRUMENTS); a una escala de 50000 Lux; aproximadamente a 60 cm desde el suelo. En cada medición se esperó alrededor de cinco minutos hasta que el medidor se estabilice. El horario de medición fue de 11H00 a 13H00, entre los meses de enero, febrero y marzo.

1.7.2 Humedad relativa y temperatura del aire

Estas variables se midieron con un termo higrómetro y termómetro infrarrojo (Modelo RH101 EXTECH INSTRUMENTS). La temperatura del aire se midió en grados centígrados (°C), mientras que la humedad relativa fue medida en porcentaje (%). Las mediciones se realizaron en un horario de 11H00 a 13H00, aproximadamente a 60 cm desde el suelo, durante los meses de enero, febrero y marzo.

1.7.3 Pendiente

La pendiente de cada parcela se obtuvo a través de la medición de distancias horizontales. En cada parcela se trazó 100 cm horizontalmente sobre la superficie del terreno (A-B) lo que corresponde a la longitud, y se midió la distancia vertical (B-C) que representa la altura. Para determinar el ángulo de la pendiente se aplicó el Teorema de Pitágoras y para obtener el porcentaje de la pendiente (Fig. 3), se dividió la altura (h) para la longitud (dt) y se multiplicó por cien ($m = \frac{h}{dt} * 100$) (Liévano, 2008).

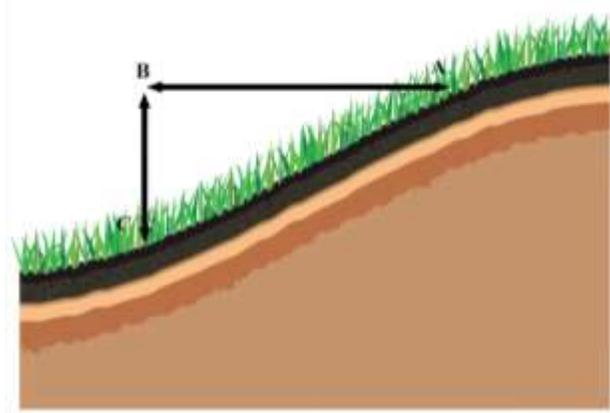


Figura 3. Diagrama de la medición de la pendiente en un terreno.

1.7.4 Condiciones de suelo (pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, compactación y temperatura de suelo)

Dentro de cada parcela, se tomaron tres submuestras a 20 cm de profundidad del suelo, luego se colocaron en fundas plásticas y se etiquetaron respectivamente. Después se homogeneizaron las submuestras para obtener una sola muestra, la misma que fue secada a temperatura ambiente, en un cuarto oscuro para evitar la pérdida de nutrientes, materia orgánica (Boekhold & Van der Zee, 1992) y cambios en el contenido de CO₂ (Ibáñez, 2007). Una vez en el Laboratorio de Química de la UDA, se tamizó cada muestra a 2 mm (Chacón *et al.*, 2018). A partir de este proceso se realizaron los siguientes análisis:

El pH se midió con un potenciómetro. Previo a la medición, se preparó una solución de suelo y agua destilada en relación 2:1; en este caso 30 ml de agua destilada y 15 g de suelo, que fueron agitados en un vaso de precipitación con una varilla de vidrio durante 20 minutos (Chacón *et al.*, 2018).

Para la medición de la conductividad eléctrica (CE) se utilizó la misma solución del pH. La lectura se realizó a través de un conductivímetro en base a electrodos (Modelo 4510 Conductivity Meter, JENWAY) en el Laboratorio de Análisis de Química Instrumental de la UDA. La CE mide la concentración de sales solubles presentes en la solución del sustrato (Barbaro *et al.*, 2014), y su unidad es Siemens (Sm).

El porcentaje de materia orgánica del suelo se obtuvo por el mediante un proceso de calcinación, el cual se aplica en suelos altamente orgánicos, considerando la dominancia de suelos Andosoles e Histosoles presentes en nuestro sitio de estudio (Buytaert *et al.*, 2007). Se tomaron 5 gramos de suelo tamizado de cada parcela, y se los colocó en un crisol. Seguidamente, se pesó el crisol más el suelo en una balanza analítica, y se colocó en la mufla a una temperatura de 550°C durante cuatro horas. Se dejó enfriar la muestra y por último se pesó nuevamente (Chacón *et al.*, 2018). Para obtener el porcentaje de materia orgánica, se aplicó la siguiente fórmula:

$$MO (\%) = \frac{(\text{Peso seco más crisol (g)} - \text{Peso crisol (g)}) - (\text{Peso calcinado más crisol (g)} - \text{Peso crisol (g)})}{\text{Peso seco más crisol (g)} - \text{Peso crisol (g)}} * 100$$

Para medir la compactación o densidad aparente, se utilizó el método de las cajas metálicas. Para esto se cavó con una barreta aproximadamente 30 cm hasta dejar un perfil que refleje el horizonte A; luego se introdujo una caja metálica (caja de atún vacía) con un movimiento rotatorio hasta que la base se muestre al ras de la pared. Consecuentemente se extrajo la caja con el suelo, dejando la muestra al ras del borde circular con la ayuda de una navaja. Posteriormente, se etiquetó y traslado al laboratorio (Chacón *et al.*, 2018).

En el laboratorio, la muestra se secó en un horno a 105°C durante 48 horas; se dejó enfriar y se procedió a pesar la caja más el suelo seco en una balanza analítica. Después se vació la caja y se midió su volumen con agua destilada. Para la obtención del valor final se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad aparente (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{Peso caja más suelo seco (g)} - \text{Peso caja(g)}}{\text{Volumen caja (cm}^3\text{)}}$$

Por último, se midió la temperatura del suelo (°C) con el equipo que se utilizó para medir la humedad relativa y temperatura del aire.

1.8 Análisis de datos

Los muestreos generaron dos tipos de datos; a) datos asociados a la composición florística y estructural de la comunidad de plántulas y juveniles leñosos en los distintos tipos de hábitat o tratamientos; b) datos sobre las condiciones abióticas en dichos tratamientos.

Previo a los análisis, se realizó una estadística descriptiva sobre la composición de las especies registradas en este trabajo. Generamos gráficos y tablas en el programa Microsoft Excel 2010.

Para analizar la composición florística y estructura se utilizó varias métricas. Primero, los resultados de un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, con un intervalo de confianza del 95 % que comparó la riqueza específica y abundancia total entre tratamientos. Previo a esto se realizó una transformación no lineal de los datos, a través de la siguiente fórmula $\sqrt{x + 0.5}$ (donde x = número que se quiere normalizar), debido a que no presentaron una distribución normal según el Test de Shapiro-Wilk, seguido de esto se verificó la homogeneidad de las varianzas mediante el Test Levene (Cayuela, 2014). Para determinar

diferencias significativas entre los tipos de hábitat se realizó comparaciones múltiples post hoc a través del Test-Tukey (Williams, 2010)

Segundo, se calculó la diversidad específica de cada tratamiento en base al índice de diversidad Shannon-Wiener (H'), para esto se utilizó el número de especies presentes y su abundancia relativa. Este índice varía entre 0,5 y 5; cuando aumenta el número de especies en determinado sitio y la proporción de las mismas son similares, el valor de H' será próximo a 5; valores inferiores a 2 se consideran sitios bajos en diversidad; mientras que valores superiores a 3 indican alta diversidad (Pla, 2006). Para calcular el índice se utilizó el paquete BiodiversityR (Kint & Coe, 2005). A continuación, se presenta la fórmula: $H' = -\sum p_i \cdot \log(p_i)$; donde H' = índice de diversidad Shannon-Wiener, p_i = abundancia relativa de cada especie/ número total de individuos en la muestra.

Tercero, se generaron curvas de rango-abundancia, para comparar la composición de especies entre los distintos tipos de hábitat, para esto se utilizó la abundancia relativa de cada especie registrada. En el eje X se ordenó las especies de forma descendente y en el eje Y se reflejó la abundancia de cada una expresada en porcentaje (Feinsinger, 2003).

Cuarto, se calculó Índice de valor de importancia (IVI) para conocer la importancia ecológica relativa de cada especie en una comunidad vegetal. Este índice se obtiene mediante la suma de tres parámetros: área basal, densidad y frecuencia:

$$IVI = \text{densidad} + \text{frecuencia} + \text{dominancia}$$

El área basal (AB), se define como la suma de todos los tallos por unidad de superficie (CID *et al.*, 2013); y se calculó a través de la siguiente fórmula: $(AB) = \frac{C^2}{4}$; donde C = circunferencia o perímetro. La frecuencia se define como la probabilidad de encontrar una especie en un sitio de muestreo, y se calculó en porcentaje. La densidad (D), se calculó en

base al número de individuos (N) por unidad de superficie (A): $D = N/A$. Para calcular el IVI se transformó los parámetros previamente mencionados a valores relativos (%). La suma de cada parámetro es igual a 100, por lo tanto, la suma de todos los valores IVI es igual a 300 (Mostacedo & Fredericksen, 2000), para cada tipo de hábitat.

Por último, se analizó la similaridad/disimilaridad entre los tipos de hábitat, con un análisis Clúster, que consiste en una técnica estadística multivariante que busca agrupar elementos (variables) en grupos, logrando la mayor homogeneidad entre el conglomerado y heterogeneidad con los demás (Pedroza & Dicoovsky, 2007; De la Fuente S, 2011), para graficar el Clúster se utilizó el Índice de Jaccard, el cual utiliza datos cualitativos (identidad de las especies) y permite comparar zonas mediante la presencia/ausencia de las especies (Mostacedo & Fredericksen, 2000). Para realizar este análisis se utilizó el paquete *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018).

Para analizar las condiciones del suelo de cada tratamiento, con la diversidad de especies leñosas se aplicó regresiones lineales. Estas modelan la interacción entre una variable dependiente (Y), y una o más variables independientes (X) (Cayuela, 2014). En este caso se utilizó los índices de Shannon de cada parcela, como variable dependiente y los factores del suelo como variables independientes. Previo a esto se verificó la normalidad de los datos, a través del test previamente mencionado y la relación lineal entre las variables (X, Y), por medio del coeficiente de correlación. En relación a los factores ambientales, se realizó una estadística descriptiva y se generó diagrama de barras.

Todos los análisis se realizaron en el software estadístico RStudio versión 1.1.447 (RStudio Team, 2018).

CAPÍTULO II

RESULTADOS

2.1 Composición florística

En total se registraron 30 especies y 4 morfoespecies₂, agrupadas en 28 géneros y 20 familias, dentro de las parcelas de muestreo que presentan un área total de 400 m². Las familias más representativas fueron: Asteraceae, seguida de Onagraceae, Melastomataceae, Elaeocarpaceae y Rosaceae. Además, las familias que presenta mayor número de especies/morfoespecies son: Asteraceae, Melastomataceae y Solanaceae (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución taxonómica de las especies leñosas en sus etapas tempranas de establecimiento en el ABVPA.

Familia	N° Género	N° Especies/Morfoespecies	Porcentaje de abundancia (%)
Asteraceae	7	8	17,45
Onagraceae	1	1	16,2
Melastomataceae	3	3	10,6
Elaeocarpaceae	1	1	9,96
Rosaceae	1	1	7,5
Piperaceae	1	1	7,2
Berberidaceae	1	2	5,29
Solanaceae	2	3	4,67
Lamiaceae	1	1	4,05
Adoxaceae	1	1	3,43
Hypericaceae	1	1	2,8
Celastraceae	1	1	2,49
Primulaceae	1	1	1,87
Araliaceae	1	2	1,56
Rhamnaceae	1	1	1,56
Caprifoliaceae	1	1	1,23
Proteaceae	2	1	0,93
Campanulaceae	1	1	0,62
Verbenaceae	1	1	0,31
Polygalaceae	1	1	0,31

Al analizar las especies/morfoespecies por hábitos o formas de vida: los arbustos son los más abundantes (58,82 %), seguido de los árboles (32,35 %), liana (2,94 %) y las especies no identificadas (5,88 %) (Fig. 4).

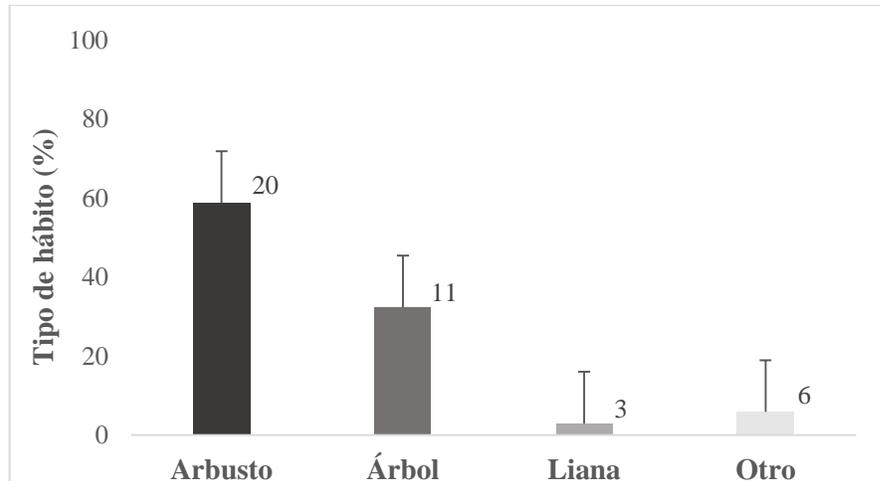


Figura 4. Distribución de las especies/morfoespecies por hábitos o formas de vida (%): arbusto, árbol, liana y otro (categoría que abarca a las especies no identificadas). Los valores que están entre paréntesis corresponden al número de especies.

De las 30 especies registradas 6 son endémicas, 24 son nativas y el resto corresponde a morfoespecies (Anexo 1).

2.1.1 Riqueza y abundancia de especies por tipo de hábitat

En relación a la riqueza de especies por tipo de hábitat: el borde (BO) posee el mayor número de especies (26), seguido de claro natural (CN) (20), bosque cercado (BC) (15), pastizal abierto (PA) (5) y por último pastizal cercado (PC) (2). Existen diferencias significativas de la riqueza entre los distintos tipos de hábitat ($F= 15,66$; $df= 4$; $p=0,000$). Los tipos de hábitat que difieren significativamente entre sí son: BO vs PA ($p=0,000$); BO vs PC ($p=0,000$); CN vs PC ($p=0,000$); BC vs PA ($p=0,015$); BC vs PC ($p= 0,002$); CN vs PA ($p=0,002$); BC vs BO ($p=0,025$) y los que no difieren entre sí son: BC vs CN ($p=0,841$); CN vs BO ($p=0,164$); PA vs PC ($p=0,879$) (Fig. 5).

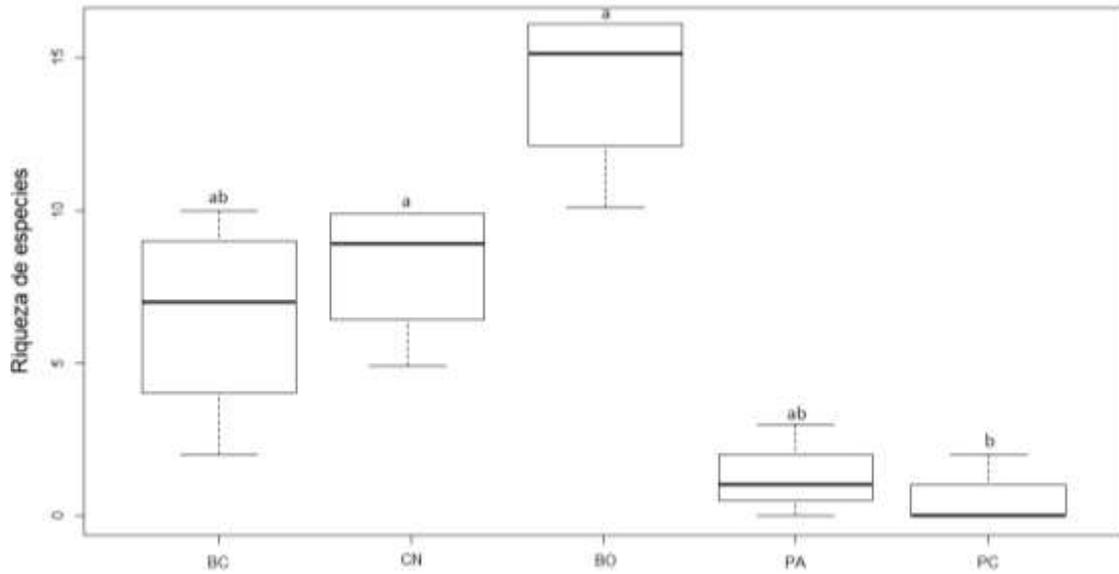


Figura 5. Riqueza de especies en los distintos tipos de hábitat: bosque cercado (BC); claro natural (CN); borde (BO); pastizal abierto (PA) y pastizal cercado (PC). Cada diagrama de caja indica la mediana (banda negra), el primer y tercer cuartil (borde inferior y superior de la caja), y el valor mínimo y máximo (línea o brazo). Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre cada tratamiento, basado en comparaciones múltiples por pares (Test Tukey).

En cuanto a la abundancia se registraron en total 321 individuos de especies leñosas, dentro de las parcelas de muestreo que presentan un área total de 400 m². Existen diferencias significativas del número de individuos entre los tipos de hábitat ($F = 15,66$; $df = 4$; $p = 0,000$), siendo mayor en el BO (171 individuos), seguido de CN (76), BC (56), PA (10) y PC (8). Los tipos de hábitat que difieren significativamente entre sí son: BO vs PC ($p = 0,000$); BO vs PA ($p = 0,000$); CN vs PC ($p = 0,008$); BC vs BO ($p = 0,015$); CN vs PA ($p = 0,018$); BC vs PC ($p = 0,045$); y los que no difieren entre sí son: CN vs BO ($p = 0,084$); BC vs CN ($p = 0,895$); BC vs PA ($p = 0,099$); PA vs PC ($p = 0,992$) (Fig. 6).

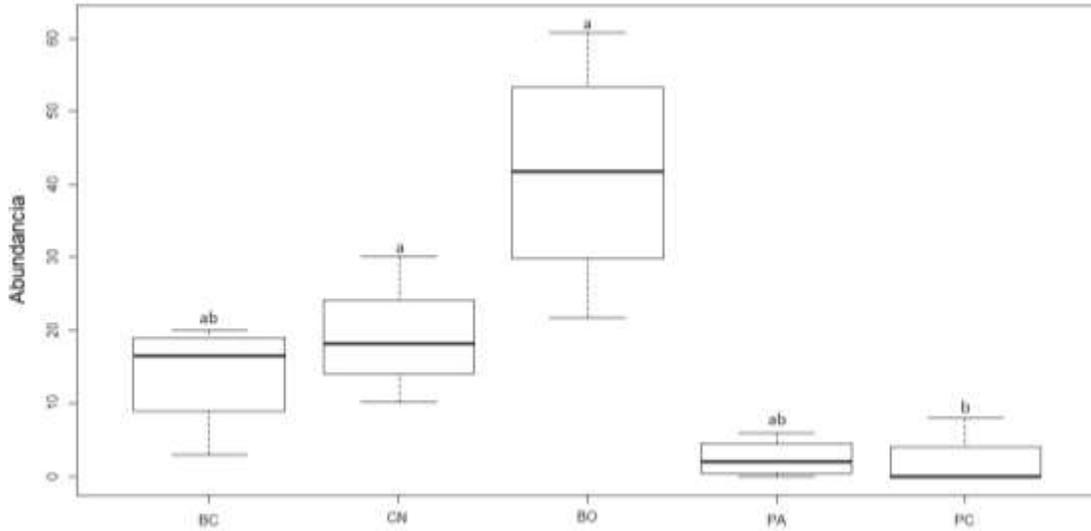


Figura 6. Abundancia total en los distintos tipos de hábitat: bosque cercado (BC); claro natural (CN), borde (BO); pastizal abierto (PA) y pastizal cercado (PC). Cada diagrama de caja muestra la mediana (banda negra), el primer y tercer cuartil (borde inferior y superior de la caja), y el valor mínimo y máximo (línea o brazo). Las letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre cada tipo de hábitat basado en comparaciones múltiples por pares (Test Tukey).

2.2.2 Índices de diversidad

En la tabla 3 se observa el índice de diversidad Shannon-Wiener (H') obtenido para los cinco tipos de hábitat. El BO presenta mayor diversidad alfa de especies leñosas, seguido del CN, BC, mientras que PA y PC posee los valores más bajos de este índice.

Tabla 3. Índice de diversidad Shannon para BC: bosque cercado, CN: claro natural, BO: borde, PA: pastizal abierto y PC: pastizal cercado. El valor más alto del índice se encuentra en negrita.

Índices	BC	CN	BO	PA	PC
Shannon (H')	2.282	2.585	3	1.418	0.377

2.2.3 Estructura de la vegetación leñosa

A continuación, se presenta una tabla que resume los parámetros más importantes registrados en cada tipo de hábitat. El BO, presentan mayor abundancia de plántulas, juveniles, densidad y área basal, respecto a los otros tipos de hábitat.

Tabla 4. Promedio de los distintos parámetros de la vegetación leñosa, en cada tipo de hábitat: BC: bosque cercado, CN: claro natural; BO: borde, PA: pastizal abierto y PC: pastizal cercado. Los valores más altos de cada parámetro se encuentran en negrita.

Parámetros	BC	CN	BO	PA	PC
Área basal (cm ²)	6,09	10,9	19,76	3,3	0,07
Densidad (N°/m ²)	2,8	3,8	8,6	0,5	0,4
Plántulas (N°)	34	41	106	8	5
Juveniles (N°)	22	35	65	2	3
Cobertura Herbácea (%)	64,03	74,25	77,88	100	99
Cobertura Arbustiva (%)	32,88	74,25	77,88	3,5	3,4
Cobertura Arbórea (%)	59,5	23,38	15,38	0	3,5

Nota: La densidad se determinó a nivel de cada unidad de muestreo (20 m²). El área basal se determinó a nivel de 1 m².

2.2.4 Especies dominantes por tipo de hábitat

Las especies dominantes en cada tipo de hábitat fueron las siguientes (Fig. 7):

a) BC: *Fuchsia loxensis* (representa 31,81 % del total de individuos en este tipo de hábitat), seguida de *Vallea stipularis* (22,72 %), *Verbesina latisquama* (18,18 %), *Piper andreanum* (11,36 %) y las especies menos abundantes son: *Miconia aspergillaris* (9,09 %); *Solanum barbulatum* (4,54 %); *Viburnum triphyllum* (2,27 %).

b) CN: *Fuchsia loxensis* es la especie con mayor número de individuos (41,3 %), luego *Piper andreanum* (19,56 %), *Miconia aspergillaris* y *Solanum barbulatum* (13,04 % cada una) y las especies con menor número de individuos son: *Vallea stipularis* (8,69 %) y *Hesperomeles ferruginea* (4,34 %).

c) BO: *Fuchsia loxensis* y *Hesperomeles ferruginea* con abundancias relativas similares (19 % cada una, del total de individuos en este tipo de hábitat), *Vallea stipularis* (16,83 %) y *Miconia aspergillaris* (14,85 %), *Verbesina latisquama* (9,9 %); *Viburnum*

triphyllum; *Piper andreanum* con abundancias relativas similares (8,91%); *Solanum barbulatum* (1,98 %) y *Hypericum laricifolium* (0,9 %).

d) PA: tenemos a *Brachyotum confertum* (representa 40 % del total de individuos en ese tipo de hábitat), *Hesperomeles ferruginea* (30 %), por último, *Hypericum laricifolium*, *Miconia aspergillaris* y *Vallea stipularis* (10 %).

e) PC: *Hypericum laricifolium* fue la especie con mayor abundancia relativa (representa 87,5 % del total de individuos en ese tipo de hábitat) y *Viburnum triphyllum* (12,5 %).

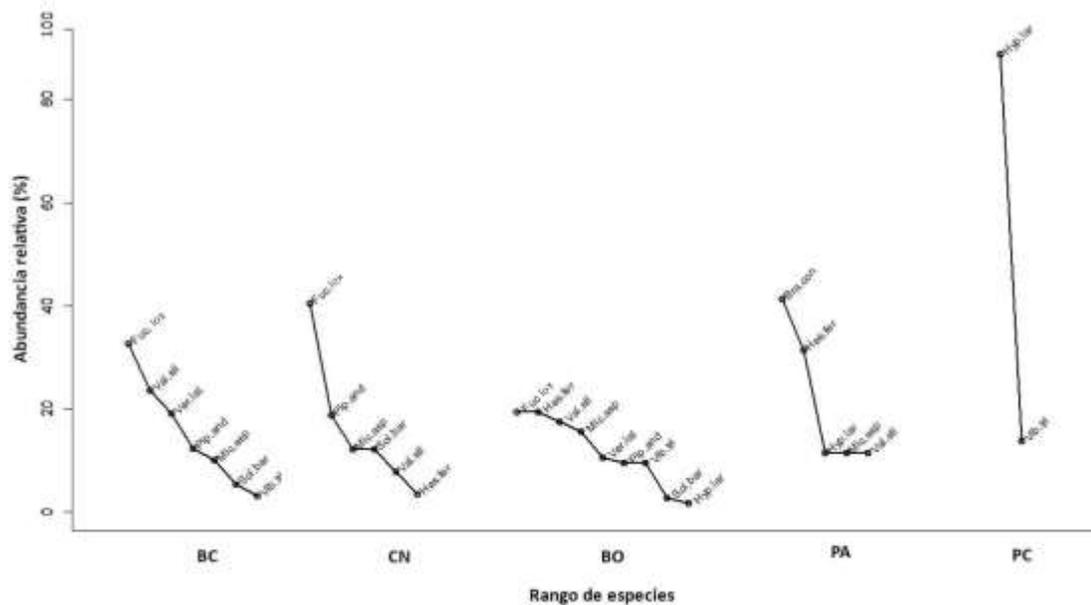


Figura 7. Curvas de rango-abundancia de las especies leñosas entre los distintos tipos de hábitat BC: bosque cercado; CN: claro natural; BO: borde; PA: pastizal abierto y PC: pastizal cercado. Las especies se presentan en abreviaturas: Fuc. lox: *Fuchsia loxensis*; Hes. fer: *Hesperomeles ferruginea*; Val. sti: *Vallea stipularis*; Mic. asp: *Miconia aspergillaris*; Ver. lat: *Verbesina latisquama*; Pip. and: *Piper andreanum*; Vib. tri: *Viburnum triphyllum*; Sol. bar: *Solanum barbulatum*; Hyp. lar: *Hypericum laricifolium*; Bra. con: *Brachyotum confertum*.

2.2.5 Índice de valor de importancia

La especie más importante ecológicamente en el BC y CN fueron: *Fuchsia loxensis* Kunth; en el BO y PA: *Hesperomeles ferruginea* (Pers.) Benth; y en el PC: *Hypericum laricifolium* Juss. Las especies menos importantes para la estructura en los distintos tipos de hábitats fueron: BC: *Miconia crocea* (Desr.) Naudin; CN: *Berberis* sp; BO: *Duranta mutisii* L.f.; PA: *Vallea stipularis* L. f.; y PC: *Viburnum triphyllum* Benth (Tabla 5).

Tabla 5. Índice de valor de importancia (IVI) para las especies dentro de los distintos tipos de hábitat: BO: Borde; BC: Bosque cercado; CN: Claro natural; PA: Pastizal abierto y PC: Pastizal cercado. Los valores en negrita corresponden a las especies que presentaron mayor IVI.

Índice de valor de importancia (IVI)						
Especies	Familia	BC	CN	BO	PA	PC
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Adoxaceae	5.45	0	14.72	0	50.7
<i>Oreopanax andreanus</i> Marchal	Araliaceae	7.35	0.00	0	0	0
<i>Oreopanax avicenniifolius</i> (Kunth) Decne. Y Planch.	Araliaceae	11.7	6.30	0	0	0
<i>Ageratina pseudochilca</i> (Benth.) RM King y H. Rob.	Asteraceae	0	0	3.66	0	0
<i>Aristeguietia cacalioides</i> (Kunth) RM King y H. Rob.	Asteraceae	6.1	8.94	13.75	0	0
<i>Barnadesia arborea</i> Kunth	Asteraceae	16.74	2.73	17.65	0	0
<i>Critoniopsis huairacajana</i> (Hieron.) H. Rob.	Asteraceae	0	16.01	0	0	0
<i>Gynoxis</i> sp	Asteraceae	0	9.93	0	0	0
<i>Jungia coarctata</i> Hieron.	Asteraceae	0	2.69	0	0	0
Sp1	Asteraceae	0	0	2.95	0	0
<i>Verbesina latisquama</i> S.F. Blake	Asteraceae	60.18	0	19.06	0	0

<i>Berberis</i> sp1	Berberidaceae	0	2.66	14.95	0	0
<i>Berberis</i> sp2	Berberidaceae	8.25	0	4.24	0	0
<i>Siphocampylus giganteus</i> (Cav.) G. Don	Campanulaceae	0	0	5.51	0	0
<i>Valeriana microphylla</i> Kunth	Caprifoliaceae	0	29.01	0	0	0
<i>Maytenus verticillata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	Celastraceae	0	3.70	12.63	0	0
<i>Vallea stipularis</i> L. f.	Elaeocarpaceae	42.42	15.89	25.35	20.19	0
<i>Hypericum laricifolium</i> Juss.	Hypericaceae	0	0	2.11	33.10	249
<i>Salvia corrugata</i> Vahl	Lamiaceae	3.90	15.21	13.78	0	0
<i>Brachyotum confertum</i> (Bonpl.) Triana	Melastomataceae	0	0	0	109.44	0
<i>Miconia aspergillaris</i> (Bonpl.) Naudin	Melastomataceae	15.79	19.22	29.13	22.54	0
<i>Miconia crocea</i> (Desr.) Naudin	Melastomataceae	3.69	3.04	4.59	0	0
<i>Fuchsia loxensis</i> Kunth	Onagraceae	70.24	63.69	29.26	0	0
<i>Piper andreanum</i> C. DC.	Piperaceae	33.98	52.74	26.30	0	0
<i>Monnina ligustrina</i> (Bonpl.) B. Ericksen	Polygalaceae	4.04	0	0	0	0
<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) Spreng	Primulaceae	0	3.27	7.26	0	0
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	Proteaceae	0	4.26	1.59	0	0
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	0	0	2.11	0	0
<i>Rhamnus granulosa</i> (Ruiz & Pav.) Weberb. ex M.C. Johnst.	Rhamnaceae	0	6.26	5.55	0	0
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	Rosaceae	0	10.66	32.25	114.74	0

<i>Cestrum tomentosum</i> L. f.	Solanaceae	0	0	5.42	0	0
<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.	Solanaceae	0	0	1.77	0	0
<i>Solanum barbulatum</i> Zahlbr.	Solanaceae	10.19	23.8	3.21	0	0
<i>Duranta mutisii</i> L.f.	Verbenaceae	0	0	1.21	0	0
Total		300	300	300	300	300

Nota: Las especies que tienen valores IVI= 0, se debe a su ausencia en un determinado tipo de hábitat.

2.2.6 Similitud entre los tipos de hábitat

Según el análisis Clúster, se formaron tres grupos en base a la identidad de las especies: a) conformado por el pastizal abierto y pastizal cercado; b) incluye el bosque cercado; y c) lo conforman borde y claro natural (Fig. 8).

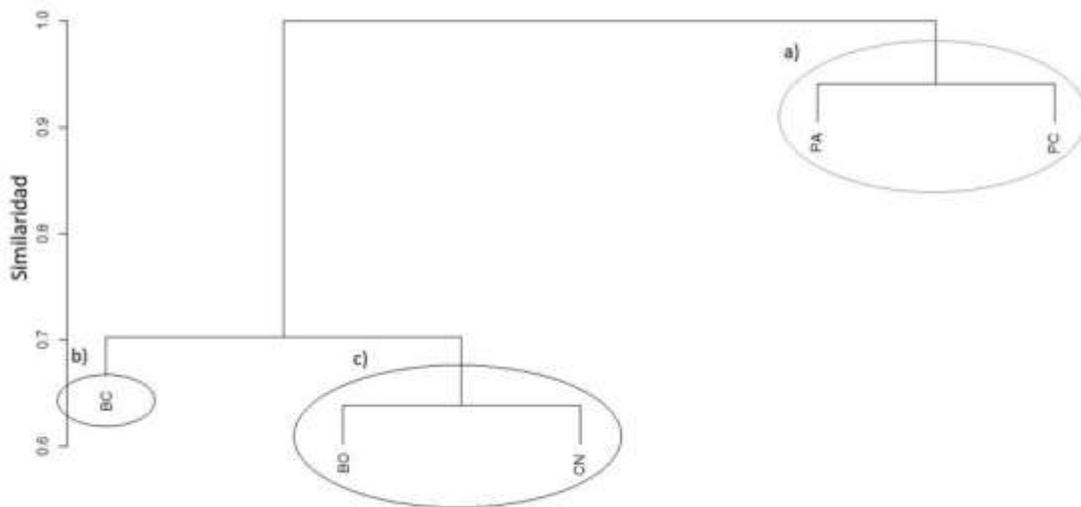


Figura 8. Análisis Clúster de acuerdo a la composición de especies leñosas entre los tipos de hábitat. Se observa tres grupos: a) PC: Pastizal cercado y PA: Pastizal abierto; b) BC: Bosque cercado; c) BO: Borde y CN: Claro natural.

2.3 Factores abióticos

En la Fig. 9, se observa los factores ambientales medidos en cada tipo de hábitat. a) El BC presentó menor temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$), con un ascenso en el CN, BO, PA y PC. b) La intensidad lumínica (lux) fue menor en el BC, consecuentemente el BO, pero hubo un incremento abrupto en el CN, PA y PC. c) En el PC se registró la humedad relativa más baja, posteriormente el BO, CN, BC y el PA.

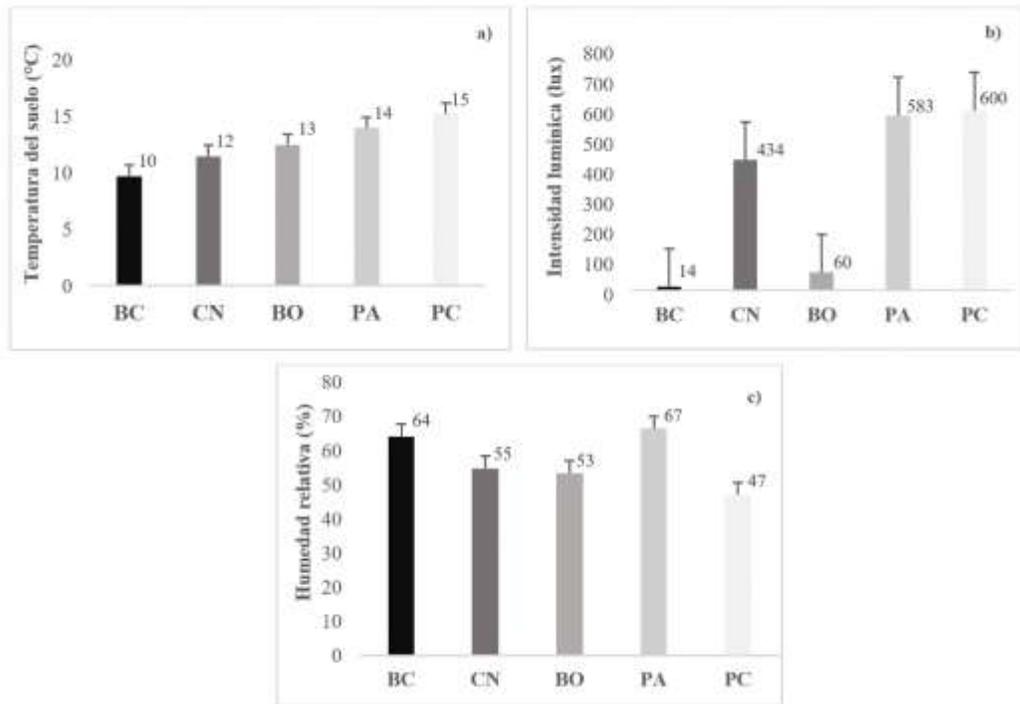


Figura 9. Factores ambientales registrados en cada tipo de hábitat. a) Temperatura del suelo ($^{\circ}\text{C}$); b) Intensidad lumínica (lux); c) Humedad relativa del aire (%). En el eje X se encuentran los tipos de hábitat: PC: Pastizal cercado; PA: Pastizal abierto; BO: Borde; CN: Claro natural; BC: Bosque cercado. En el eje Y se presenta los factores ambientales con su unidad de medida respectiva.

De todos los factores abióticos del suelo, se encontró que la riqueza de especies leñosas tiene una relación significativa con la pendiente ($p= 0,032$) y la compactación ($p= 0,0062$) (Fig. 10).

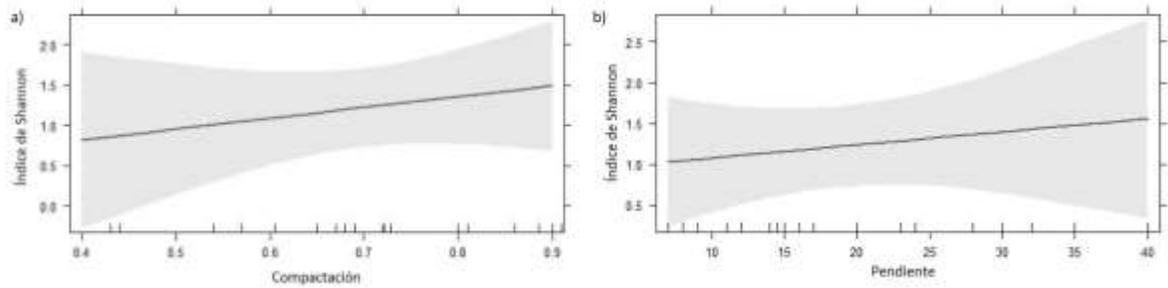


Figura 10. a) Regresión lineal entre la variable dependiente (riqueza de especies) y la variable independiente: compactación. b) Regresión lineal entre la variable dependiente (riqueza de especies) y la variable independiente: pendiente.

CAPÍTULO III

DISCUSIONES

3.1 Riqueza y abundancia

En esta investigación se registró mayor riqueza y abundancia de especies leñosas en el borde del bosque, seguido del claro natural y bosque cercado; mientras que los pastizales abierto y cercado fueron los menos diversos. Este resultado podría deberse al conjunto de alteraciones ambientales y físicas que se dan en el borde después de un disturbio, dando lugar a micrositios idóneos para la colonización de nuevas especies, las cuales aprovechan los recursos disponibles como: luz, espacio, entre otros (Sousa, 1984; Peña-Becerril *et al.*, 2005). Así mismo, el borde es una zona de transición (intermedia) entre los ecosistemas adyacentes (bosque-pastizal). Por lo tanto, las características de esta zona están influenciadas por dichos hábitats, favoreciendo la presencia de especies de los ecosistemas colindantes y propias del borde, aumentando así la riqueza de especies (Farina, 1998).

Adicionalmente, en el borde se producen cambios microclimáticos, incluyendo: el aumento en la incidencia de luz solar; reducción en la humedad ambiental, variabilidad en la temperatura (aire/suelo) y alteraciones en las condiciones edáficas (Peña *et al.*, 2005). Estos factores actúan con intensidades intermedias en comparación a zonas fuera del borde y a zonas dentro del bosque (Connell, 1978). Tales cambios fueron evidentes en este trabajo; la temperatura del aire y del suelo fue mayor en el borde (17°C / 12,5°C respectivamente), a diferencia del bosque (15 °C/ 9,75 °C). No obstante, la temperatura en el pastizal cercado se incrementó de manera abrupta (19 °C/ 15 °C). La incidencia de luz solar tuvo una tendencia similar, siendo mayor en el borde (60 lux) vs bosque cercado (14 lux); con un incremento en el pastizal cercado (600 lux); respecto a la humedad relativa, los valores registrados fueron inversos, es decir menor en el borde (53 %) vs el bosque cercado (64 %), con una gran disminución en el PC (47%) (Fig. 9a, 9b, 9c). Estas variaciones microclimáticas pueden estar dando lugar a micrositios idóneos para el

establecimiento y desarrollo de especies (Stevenson & Rodríguez, 2008). Por ejemplo un estudio, realizado por Gehlhausen *et al.* (2000) determinó que la mayor riqueza de especie leñosas está asociada a las variaciones microclimáticas que se dan en el borde, especialmente la luz y humedad del suelo.

El claro natural (CN) fue el segundo hábitat con mayor riqueza y abundancia de especies leñosas, esto podría deberse a que las variaciones microclimáticas son similares a las del borde; los resultados de este trabajo revelaron similitudes entre los dos tipos de hábitat (Fig. 9a, 9b, 9c). Estas condiciones microclimáticas favorecen la germinación de las semillas de especies heliófitas (intolerantes a la sombra) y el desarrollo de las especies que se encontraban en estadios de plántulas o juveniles suprimidos (Muñiz, 2008). Algo importante que ocurre en el suelo de bosques adyacentes a zonas de agricultura y pastoreo, es la presencia de especies herbáceas en el banco de semillas, las cuales germinan cuando se da la apertura del dosel e interfieren con el establecimiento y crecimiento de plántulas de árboles (Guariguata, 2000), reduciendo la riqueza de especies leñosas; en este trabajo se constató una gran cobertura de herbáceas en el CN (Tabla 4).

Se presume que la menor riqueza y abundancia de plantas en el bosque cercado (BC), se debe a que la incidencia de luz solar es menor por el dosel relativamente cerrado, en comparación a los demás hábitats (Fig. 9b); siendo un factor limitante para especies heliófitas, tanto para su germinación y desarrollo (Guariguata & Ostertag, 2001). Otro aspecto importante que puede ocurrir en este hábitat, es que las semillas no se están depositando en un sitio favorable para la germinación, debido a la capa de hojarasca en el suelo (Muñoz, 2017).

En los pastizales abierto y cercado, la regeneración de especies leñosas fue muy baja en comparación a los demás hábitats. Este resultado podría deberse a que son zonas dominadas por especies herbáceas exóticas, como: *Pennisetum clandestinum*, *Holcus lanatus*, *Poa annua*, entre otras; y están expuestos a perturbaciones frecuentes como el

pastoreo, lo que está limitando la regeneración natural. Los pastos exóticos se caracterizan por ser altamente competitivos, debido a la dispersión eficiente de sus semillas, que generalmente son de tamaño reducido (Ortega-Pieck *et al.*, 2011); a la eficiencia en el uso de la luz; competencia por agua y nutrientes del suelo (Ej. Nitrógeno); a las tasas de crecimiento rápidas en comparación a especies nativas y a su capacidad de colonización en ecosistemas perturbados (Mwangi *et al.*, 2007; Sabogal *et al.*, 2015). Por ejemplo, un estudio realizado en Panamá demostró que *Saccharum spontaneum* es una especie herbácea exótica altamente competitiva por nutrientes, luz y espacio en pastos abandonados, lo que impide la regeneración de especies nativas (Hooper *et al.*, 2005).

Otra de las barreras bióticas importantes en las zonas de pastizales es la limitada dispersión de propágulos (Günter *et al.*, 2006). En este trabajo se evidenció una disminución en el 73 % de la riqueza de especies leñosas, desde el borde (0 m de distancia) hasta el pastizal abierto (30 m). Algunos estudios revelan tendencias similares, como el trabajo de Zimmerman *et al.*, (2000) donde se observó que a mayor distancia desde el borde del bosque (0 m) hasta el pasto (32 m) el número total de semillas y especies puede disminuir hasta el 90 %. Así mismo Günter *et al.*, (2006), registraron una ligera disminución en el número de especies desde el borde (0 m) con 39 especies, hasta el pastizal (40 m) con 31 especies. Las bajas tasas de semillas en los pastos, puede deberse a que la mayoría de árboles y arbustos tropicales son dispersados por animales como aves y murciélagos frugívoros. Sin embargo, la matriz continua de pastos actúa como barrera física que impide la movilización de estos dispersores, ya que podría exponerlos a depredadores. (Cubiña & Aide, 2001). Además, las semillas que son dispersadas por el viento hacia los pastizales, por lo general, requieren de micrositos adecuados para su reclutamiento que están ausentes en los pastizales (Fig. 9a, 9b, 9c), en especial para especies intolerantes a la sombra (Santos & Tellería, 2006). También la cobertura densa de los pastos en la superficie del suelo impide la llegada de semillas al suelo, quedando expuestas a la depredación ya sea por mamíferos pequeños e insectos o desecación (Jones *et al.*, 2003). Todos estos factores, sumado a la degradación del suelo por la compactación u otros procesos, dan como resultado una regeneración natural muy lenta (Uhl *et al.*, 1988).

Por ejemplo, un estudio realizado en la Estación Científica San Francisco registró mayor reclutamiento de especies leñosas en el bosque maduro (47 especies), con una disminución hacia los pastizales (31 especies) (Günter *et al.*, 2006). Esto se debe a que en la Estación está prohibida cualquier actividad productiva o de extracción, evitando así cualquier impacto en la vegetación nativa. Además, han transcurrido 38 años desde el abandono de las áreas intervenidas, las cuales han atravesado un proceso sucesión secundaria. Sin embargo, la composición florística y de estructura no se asemejan al bosque maduro. Mientras que, en el ABVPA, a pesar de ser un área protegida existe presión por parte de la comunidad; por lo tanto, sería importante reducir tales actividades para permitir la regeneración natural del bosque.

Otro factor importante que ocurre en el suelo del pastizal cercado, es el exceso de agua (anegamiento) asociado a la presencia de la fuente hídrica. Esto puede provocar estrés a nivel radicular en las plantas, a causa de la disminución del oxígeno. En efecto, los suelos anegados favorecen únicamente el desarrollo de especies herbáceas e higrófilas (Pardos, 2004) (Anexo 5).

Cabe destacar que el pastizal abierto presentó mayor riqueza de especies leñosas en comparación al pastizal cercado. Este resultado podría deberse a una acción positiva por parte de la herbivoría, la cual controla la dominancia de diferentes herbáceas exóticas, que da como resultado la apertura del dosel y ayuda a la regeneración de algunas especies (Pekin *et al.*, 2014). Mientras que la cerca por un lado evita el ingreso de animales grandes y la contaminación del agua, pero impide la herbivoría de los pastos favoreciendo a la presencia de una gran cobertura de herbáceas en esa zona (Tabla 4).

3.2 Estructura y dinámica de la regeneración natural

Las zonas intervenidas en el ABVPA están atravesando un proceso de sucesión vegetal, cuya trayectoria está determinada por la historia de uso del suelo, tipo e intensidad de los disturbios; las interacciones con la biota del lugar, su capacidad para adaptarse a las

condiciones ambientales y del suelo; y la ecología propia de cada especie. Todos estos factores determinan cómo está estructurada la comunidad vegetal en distintos tipos de hábitat y si predominan especies de sucesión temprana o tardía (Guariguata & Ostertag, 2001). Las especies de sucesión temprana, también conocidas como heliófitas, completan su ciclo de vida en áreas abiertas con gran incidencia de luz solar; presentan buena producción y dispersión de semillas; altas tasas de crecimiento y son poco longevas. En general, se caracterizan por mejorar las condiciones de micrositios para que otras especies puedan establecerse (Gómez-Ruíz *et al.*, 2013). Mientras que las especies de sucesión tardía; presentan escasa dispersión de semillas; son tolerantes a la sombra o esciófitas; las tasas de crecimiento son lentas y longevas (Denslow & Guzmán, 2000; Peña-Becerril *et al.*, 2005).

A continuación, se detallan las especies más abundantes y las exclusivas que sólo se registraron en un tipo de hábitat, y sus estados de sucesión.

Fuchsia loxensis Kunth, fue la especie más abundante en el BO, BC y CN. Esto puede atribuirse a que *Fuchsia* sp, toleran bajos niveles de luz por mucho tiempo y a medida que incrementa la incidencia de este recurso, es aprovechado para su establecimiento y desarrollo (Caranqui, 2011). Por esta razón, se observó diferencias en la abundancia relativa de *Fuchsia loxensis* Kunth, siendo mayor en el BO y CN (19 individuos en cada una), mientras que en BC hubo una leve disminución (14 individuos). Otra característica importante de esta especie son las flores, las cuales poseen alto contenido de azúcar y néctar que atraen a polinizadores (Serrano, 1996), y ayudan a la propagación de esta especie. Además, León - Yáñez *et al.* (2011), indica que esta especie crece en remanentes de bosque y en la vegetación arbustiva de áreas intervenidas, tal como se evidenció en este trabajo, por lo que se puede considerar como una especie de sucesión tardía.

Hesperomeles ferruginea (Pers.) Benth., fue otra especie abundante en el BO y PA; mientras que en él CN su abundancia relativa fue menor (Fig. 7). Según Jiménez (2013),

H. ferruginea es una especie de sucesión temprana en lugares disturbados, por lo tanto, presenta gran potencial de restauración dentro de la cuenca del Río Paute (Crespo *et al.*, 2009). En este trabajo se evidenció el reclutamiento natural de la misma, en sitios con perturbaciones: BO y PA. La presencia de *H. ferruginea*, en el CN, puede deberse a la disponibilidad de recursos (luz, espacio), pero en algún momento el dosel se cerrará y posiblemente será desplazada por otras especies de sucesión tardía.

Otra especie con gran abundancia relativa en el BO y BC fue *Vallea stipularis* L. f., también se registró en el CN y PA con menor número de individuos (Fig. 7). *V. stipularis* se establece en zonas húmedas a subhúmedas y suelos con buen drenaje (Villarpando *et al.*, 2011); y ha sido registrada en bosques nubosos maduros (Serrano, 1996) por lo que puede ser considerada una especie de sucesión tardía. También, posee altas tasas de crecimiento, gran capacidad de rebrote y potencial de regeneración natural, por lo tanto, podría ser de gran utilidad para programas de restauración (Muñoz, 2016). Por último, sus flores atraen a polinizadores, ayudando así a la propagación de la especie (Minga & Verdugo, 2016).

De igual manera, *Miconia aspergillaris* (Bonpl.) Naudin, se registró con más abundancia en el BO y CN, mientras que en PA y BC resultó menos abundante (Fig. 7). Según Silveira *et al.* (2013) y Minga & Verdugo (2016), es una especie de sucesión temprana y ecológicamente importante ya que provee recursos para aves. Además, la estructura (ramas densas) de esta especie, le da una característica de planta nodriza, capaz de atenuar el estrés ambiental, al proporcionar sombra permitiendo el reclutamiento de otras especies bajo su dosel (Cuevas *et al.*, 2013). Las especies nodrizas modifican el microclima al evitar fluctuaciones extremas de temperatura aire/suelo, amortiguan el viento, proporcionan protección contra la luz solar excesiva, reducen la herbivoría y mejoran el suelo al suministrar mayor cantidad de materia orgánica y nutrientes. Posteriormente ayudan al establecimiento de otras especies bajo su dosel (Niering, 1963; Gómez-Ruiz *et al.*, 2013).

Verbesina latisquama S.F. Blake, se registró en el BO y BC (Fig. 7). Su presencia en el BO, se le atribuye a que es una especie de sucesión temprana (IUCN, 2017; León-Yáñez *et al.*, 2011); una de las ventajas de *V. latisquama* es la dispersión anemócora (viento) de sus semillas, permitiéndoles colonizar zonas distantes a su sitio de origen (Serrano, 1996; Muñiz, 2008). Su menor abundancia en el BC, puede asumirse a la estrategia de distribución de la especie y al aprovechamiento de la luz solar dentro del bosque.

Viburnum triphyllum Benth., se registró en el BO, BC y PA (Fig. 7); es una especie que requiere buenas condiciones de luminosidad, su crecimiento es rápido, presenta asociaciones con hongos formadores de micorrizas y bacterias fijadoras de nitrógeno; por lo tanto, puede colonizar ambientes perturbados (Hernández-Pineda *et al.*, 2014), además posee gran potencial de regeneración natural (Minga & Verdugo, 2016), debido a estas características podría considerarse una especie de sucesión temprana.

Las especies *Piper andreanum* C. DC. y *Solanum barbulatum* Zahlbr., se registraron con una tasa considerable de abundancia en los hábitats: BO, BC y CN. Respecto a *Piper andreanum*, se conoce que es característica del sotobosque y muestra tolerancia a la sombra; no obstante, su crecimiento es impulsado cuando existen claros de luz (Serrano, 1996). En este estudio se corrobora esta premisa, debido a que la especie fue encontrada con más abundancia en sitios con mayor incidencia de luz. Según Jadán *et al.* (2017), las características ecológicas de *P. andreanum* están ligadas a especies de sucesión tardía. En cuanto a *Solanum barbulatum*, no existe mucha información, sin embargo, se encontró que su hábitat está asociado a bosques (Missouri Botanical Garden, 2018), por lo que se cree que es una especie de sucesión tardía.

Hypericum laricifolium Juss. fue registrada con mayor abundancia en el PC, y solo una vez en el BO y PA, respectivamente. La especie es común en hábitats abiertos (Serrano, 1995); además, presenta gran adaptación a suelos anegados y puede tolerar estrés ambiental, lo que implica: altos niveles de radiación, bajas cantidades de nutrientes

orgánicos y de minerales; además, cambios constantes de temperatura e intervención de factores antrópicos (Crockett *et al.*, 2010; Fariñas *et al.*, 2008), por todas estas características se la puede considerar como especie de sucesión temprana.

Las especies que se encontraron en un solo tipo de hábitat fueron: *Oreopanax andreanus* Marchal, en el bosque cercado; *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br., en el borde; y *Brachyotum confertum* (Bonpl.) Triana, en el pastizal abierto. De acuerdo a Minga & Verdugo (2017), la especie *Oreopanax andreanus* Marchal, crece en sitios con fuertes pendientes, además de márgenes de quebradas y ríos; y presenta buena adaptación a suelos áridos. Sin embargo, su regeneración es muy escasa, (Minga & Verdugo, 2016) por lo que puede considerarse de sucesión tardía y a su vez una especie rara. En cuanto a *O. grandiflora*, se conoce que es una especie muy importante para la regeneración debido a que crece en bosques secundarios, adaptándose a suelos ácidos y poco profundos, con bajos porcentajes de materia orgánica (De la Torre *et al.*, 2008). Es considerada una especie de sucesión tardía que se asocia fácilmente con otras especies vegetales ya establecidas; otra característica relevante, es considerada clave para proveer de recursos a la fauna (Cárdenas, 2015). Finalmente, se encontró *B. confertum*, cuya presencia es muy común en páramos y ocasionalmente en bosques montanos (Ulloa & Moller, 1995; León-Yáñez *et al.*, 2011). Una de las características importantes del género *Brachyotum*, es el alto contenido de néctar en sus flores, que atrae a polinizadores. Su registro fue únicamente en el PA, por lo que se le puede considerar una especie de sucesión temprana.

En general, se puede decir que la mayoría de las especies leñosas que se están reclutando en los tipos de hábitat, corresponde a especies de sucesión temprana y algunas especies de sucesión tardía son poco abundantes.

En relación al índice de valor de importancia ecológica (IVI) (Tabla 5) se observó que las especies con mayor abundancia relativa en los diferentes tipos de hábitat presentaron valores altos de IVI, esto indica el gran potencial de regeneración de esas especies, debido

a que son frecuentes, abundantes y poseen mayor área basal. Sin embargo, en el BO hubo diferencias, *H. ferruginea* tuvo mayor IVI a pesar de tener la misma abundancia relativa con *F. loxensis*; de igual manera sucedió en el PA. *H. ferruginea* es más importante ecológicamente a pesar de ser menos abundante que *B. confertum*, esto se debe a una mayor área basal, siendo una característica inherente de la especie.

3.3 ¿Las especies leñosas del bosque en el ABVPA se están regenerando?

El trabajo realizado por Minga (2014), estableció que las especies más frecuentes del dosel en los remanentes de bosque en el ABVPA son: *Myrsine andina*, *Escallonia myrtilloides*, *Vallea stipularis*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Hesperomeles ferruginea*, *Weinmania fagaroides*, *Rhamnus granulosa* y *Miconia theaezans*. El sotobosque está conformado por árboles pequeños y arbustos: *Piper andreanum*, *Miconia aspergillaris*, *Miconia crocea*, *Solanum barbulatum* y *Viburnum triphyllum*; mientras que en los claros y bordes las especies más comunes son *Verbesina latisquama*, *Barnadesia arborea*, *Berberis pindilicensis* y *Gynoxys baccharoides*.

En base a los resultados de este trabajo, se puede decir que más de la mitad (5 especies) de árboles del estrato superior del bosque no se están regenerando: *Myrsine andina*, *Escallonia myrtilloides*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Weinmania fagaroides*, *Miconia theaezans*. Según Williams-Linera et al. (1998), las especies de sucesión tardía enfrentan limitaciones en la zona de borde por todas las alteraciones ya mencionadas, restringiendo su colonización hacia la matriz circundante. También podría deberse a las diferencias metodológicas: el esfuerzo de muestreo de esta investigación es menor respecto al trabajo de Minga (2014); o la trayectoria sucesional de las especies podría estar cambiando, siendo importante realizar investigaciones futuras sobre la dinámica de la regeneración natural. Sin embargo, *Vallea stipularis* y *Hesperomeles ferruginea* se encuentran entre las especies más abundantes en el BO, CN y BC. Respecto a las especies del sotobosque, todas se encuentran regenerándose principalmente en el BO, BC, CN, PA. Sin embargo: *Piper andreanum* y *Miconia aspergillaris* han sido más representativas en comparación a las demás. Por último, no se ha evidenciado la regeneración de *Berberis pindilicensis* y

Gynoxys baccharoides en el BO y CN, pero se debe tener en cuenta que algunas especies de esos géneros no se lograron identificar de manera que podrían ser las mismas especies (Anexo 2).

En esta investigación *Fuchsia loxensis* fue la especie más abundante, pero en el trabajo de Minga (2014), no fue registrada. Esto puede deberse a las diferencias en los diseños experimentales, tanto en el establecimiento de las unidades de muestreo y el estadio de las plantas registradas, debido a que Minga (2014) se enfocó en plantas adultas.

3.4 Factores abióticos

En esta sección se dará énfasis a los factores que influyeron en los resultados de las variables ambientales y del suelo. Cabe recalcar que las variables medidas (pH, conductividad, materia orgánica, altura, temperatura del suelo, humedad relativa) no fueron significativamente importantes en la diversidad de especies leñosas, pero se observó diferencias entre cada tipo de hábitat (Fig. 9), siendo necesario destacarlas.

En el PC y PA se registró la temperatura del suelo más alta (Fig. 9a), en comparación a los otros tipos de hábitat. Esto podría deberse a la incidencia directa de los rayos solares, por la ausencia de un dosel. Al contrario, en el BC el dosel cerrado evita la incidencia directa de los rayos solares sobre la capa de hojarasca y hace que la temperatura se mantenga relativamente constante (Harvey & Sáenz, 2007). De igual manera, la intensidad lumínica fue mayor en el PA y PC; y menor en el BC, probablemente por la misma razón.

En relación a la humedad relativa, el PA tuvo mayor porcentaje en comparación a los demás tipos de hábitat. Esto puede atribuirse a que la incidencia de luz es alta (Fig. 9b), y la cubierta vegetal es reducida (por el pastoreo), lo que promueve la evapotranspiración, por lo tanto, el termohigrómetro captó el agua evaporada. Mientras que, en el BC, el dosel evita la incidencia directa de la luz solar, más las temperaturas bajas del suelo, evitan la

evapotranspiración, de esta manera la humedad queda retenida en el sistema (Bach *et al.*, 2003). En el PC se registró el porcentaje de humedad más bajo (Fig. 9c); esto puede deberse a que la humedad está retenida dentro de la cubierta vegetal alta (pastizales), sin embargo, las mediciones no se realizaron al interior de esa vegetación. Otro factor que puede haber influenciado en este resultado son las condiciones climáticas específicas de ese día, como: temperaturas muy bajas.

Los suelos de los diferentes tipos de hábitat fueron moderadamente ácidos (pH 4 - 5), altamente orgánicos (>30 %) y no mostraron diferencias significativas entre sí (Anexo 3); esto se debe probablemente a las características inherentes del tipo de suelo. Respecto a la acidez, se conoce que los suelos de la zona de estudio presentan elevada liberación de aluminio, esto en estado natural (Saltos, 2018). Sin embargo, las actividades ganaderas aumentan este proceso de acidificación (Ibáñez, 2007), lo que puede resultar biológicamente tóxico (Bernal & Forero, 2014). Además, la capacidad de intercambio catiónico efectivo es menor y a su vez se disminuye la riqueza de nutrientes principales (Sanchez, 2012) que son absorbidos por las plantas.

Los niveles de materia orgánica elevados y similares en todos los sitios, puede deberse al dominio del orden Histosol; no obstante, se encontró que el contenido de carbono orgánico del suelo (COS) es menor en las zonas intervenidas (pastizales y borde); el COS está directamente asociado con la materia orgánica del suelo y es el que proporciona coloides para la capacidad de intercambio catiónico, y es un componente esencial del ciclo del carbono, por lo que se considera un elemento muy importante para el crecimiento vegetal (Martínez *et al.*, 2008). Según Macías *et al.* (2009), los sitios que presentan vegetación nativa están asociados con altas tasas de almacenamiento de carbono, y en las zonas con invasiones de pastizales se han encontrado pérdidas de carbono; sin embargo, adjunta que, la reforestación con especies leñosas podría acelerar el proceso de recuperación de carbono orgánico del suelo.

Finalmente, los factores edáficos que estuvieron positivamente relacionados con la diversidad de especies leñosas, fueron la compactación y la pendiente. La influencia de la compactación sobre la diversidad vegetal, se debe a que el borde presentó un valor alto de compactación ($0,76 \text{ g/cm}^3$), y a su vez presentó mayor riqueza y abundancia de especies leñosas. Pero se debe tener en cuenta que el valor de compactación es intermedio en comparación al pastizal cercado ($0,79 \text{ g/cm}^3$) y bosque cercado ($0,69 \text{ g/cm}^3$). Cabe mencionar que el aumento de la compactación es una de las alteraciones edáficas que se producen como efecto del borde (Peña-Becerril *et al.*, 2005); además de la influencia del pastizal adyacente con actividades ganaderas. Por lo tanto se asume que la compactación puede estar influyendo indirectamente sobre la composición vegetal.

Otro factor influyente es la pendiente, resultado que coincide con el estudio realizado por Díaz *et al.* (2012). Así mismo Álvarez *et al.* (1999), menciona que sitios con menor pendiente son más utilizados para actividades agrícolas y ganaderas, de manera que áreas boscosas o con mayor diversidad se han restringido a áreas con mayor porcentaje de pendiente.

Conclusiones

- El borde presentó mayor diversidad de especies leñosas, por lo tanto, puede ser un sitio idóneo para llevar a cabo la recuperación de la vegetación secundaria y ampliación de los fragmentos de bosque. Por varias razones: las condiciones ambientales no se modifican drásticamente en comparación a zonas abiertas (pastizales), creando así micrositios para el establecimiento de especies, además favorece la presencia de ciertas especies de sucesión tardía, como: *Ramnus granulosa*, *Fuchsia loxensis*, *Vallea stipularis*, *Piper andreanum* y *Solanum barbulatum*.

- Los pastizales (especialmente el PC) requieren de intervenciones, ya que en este trabajo se demostró que el reclutamiento de especies leñosas es muy bajo. La cerca no ha favorecido al establecimiento de la vegetación leñosa.
- Las especies que se están regenerando en los tipos de hábitat son principalmente de sucesión temprana y muy pocas de sucesión tardía.
- Algunas especies del bosque registradas en el trabajo de Minga (2014), no se están regenerando naturalmente y otras son poco representativas.
- En relación a los factores ambientales (temperatura del aire/suelo, humedad relativa del aire e intensidad lumínica) no se logró hacer análisis estadísticos inferenciales, ya que se tuvieron pocas mediciones en cada tipo de hábitat y los equipos portátiles que se utilizaron no fueron suficientes, debido que un medidor manual solo hace una medición en ese instante y no registra la variación diaria del factor ambiental.

Recomendaciones

- Proteger el borde con una cerca similar a la implementada en el pastizal cercado, para ayudar a la ampliación de los fragmentos de bosque nativo, por medio del reclutamiento de las especies leñosas.
- Para acelerar la recuperación del bosque nativo en los pastizales, se sugiere realizar diferentes intervenciones.
 - a) Remoción manual de pastos, para reducir la competencia y permitir la germinación y establecimiento de especies leñosas.

b) Siembra de especies de sucesión temprana, que ayuden a mejorar las condiciones del micrositio y favorezca el establecimiento de otras especies bajo su dosel. Además, Palomeque (2012), menciona que la mejor alternativa para excluir a los pastos, es la sombra. Para esto se podría utilizar las especies de sucesión temprana que se registraron en el borde y pastizal abierto, o especies que provean de recursos a la fauna como: *Verbesina latisquama*, *Hesperomeles ferruginea*, *Miconia aspergillaris*, entre otros.

c) Impedir el avance de los pastizales hacia el bosque.

- Se sugiere instalar data loggers para temperatura y humedad relativa en cada tipo de hábitat, durante toda la fase de campo, para registrar las variaciones diarias de un determinado factor ambiental de forma continua.
- Se sugiere continuar con el monitoreo de la regeneración natural a largo plazo y los factores abióticos, para evaluar la dinámica de este proceso de recuperación.

REFERENCIAS

Glosario:

¹ Disturbio: cualquier evento que modifica la estructura de una población, comunidad o ecosistema y la disponibilidad de los recursos (Peña-Becerril *et al.*, 2005).

² Morfoespecies: grupo de individuos con características externas similares, que pueden ser de una misma especie o de diferentes especies (Antón & Reynel, 2004).

Bibliografía:

Álvarez, J., Ochia, S., Jong B. & Soto, M. (1999). Hábitat y distribución de cinco especies de *Quercus* (Fagaceae) en la Meseta Central de Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.*, 47(3): 351-358. www.ucr.ac.cr

Antón, D. & Reynel, C. (2004). Relictos de bosques de excepcional diversidad en los Andes centrales de Perú. Universidad de Texas. Austin. USA.

Bach, K., Schawe, M., Beck, S., Gerold, G., Gradstein, S., & Moraes, M. (2003). Vegetation, soil and climate in different altitudinal belts in montane cloud forests of the Yungas, Bolivia: first results. *Ecología en Bolivia*, 38(1): 3-14. 22

Barbaro, L., Karlanian, M., & Mata, D. (2014). Importancia del pH y la Conductividad Eléctrica (CE) en los sustratos para plantas. Ministerio de la Nación., Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca., INTA. Argentina.

Benítez - Malvido, J. (1998). Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology*, 12: 380–389.

Bernal, A. & Forero, F. (2014). Evaluación de especies vegetales para el manejo de la acidez en suelos sulfatados ácidos de Paipa, Boyacá. *Corpoica Cienc. Technol. Agropecu.* (2014) 15(2): 229-236

- Boekhold, A. & Van der Zee, S. (1992). "Significance of Soil Chemical Heterogeneity for Spatial Behavior of Cadmium in Field Soils". *Soil Sci Soc Am J.* 56: 747-754.
- Buytaert, W., Deckers, J. & Wyseure, G. (2007). Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: the relation with parent material, climate and land use. *Catena*, 70: 143–154. Ecuador.
- Caranqui, J. (2011). Avances taxonómicos y de propagación del género *Fuchsia* en Ecuador. *Sociedad Botánica del Cusco. Re. QEUÑA4*: 39 - 45
- Cárdenas, S. (2015). Ecología de polinización de *Oreocallis grandiflora* (Lam.) R. Br. (Proteaceae) en un matorral montano del sur del Ecuador. Tesis de Biólogo. Universidad del Azuay. Cuenca, Ecuador.
- Camargo, L., Ferraz, D., & Imakawa, A. (2002). Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology*, 10, 636–644.
- Cayuela, L. (2014). Modelos lineales: Regresión, ANOVA y ANCOVA. Área de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. Departamental 1-DI. 231, c/Tulipán s/n. Madrid, España.
- Ceccon, E., Huante, P. & Rincón, E. (2006). Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forest Regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology-BABT*, 49 (2): 305-312.
- Chazdon, R. & Guariguata M. (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48(6): 716–730.
- Chazdon, R. & Uriarte, M. (2016). Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48: 709–715.
- Chazdon, R., Blaise B., Guariguata, M., Lamb, D., Walder, B., Chokkalingam, U. & Shono, K. (2017). Partnering with nature: The case for natural regeneration in forest and landscape restoration. *FERI Policy Brief*. Montreal, Canada.

- Chumi, I. & Quizhpi, L. (2018). Fotografía tomada en el Área de Bosque y Vegetación Protectora Aguarongo (ABVPA). Azuay, Ecuador.
- CID, D., Iturre, M., Araujo, P., y González, C. (2013). Crecimiento del área basal en parcelas permanentes de inventario forestal continuo. *Quebracho* 21: 115-120.
- Collins, B. & Pickett, S. (1987). Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a northern hardwoods forest. *Vegetation*, 70:3-10.
- Connell, J. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302–1310.
- Crawley, M. (2000). Seed predators and plant population dynamics. In *Seeds: the Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Oxford: CAPI Publishing. p. 167–182.
- Crespo, A., E. Zarate, & Ansaloni, R. (2009). Plan forestal participativo para la cuenca del rio Paute. Technical Report, Consejo de Aguas de la Cuenca del Rio Paute and Universidad del Azuay, Cuenca. p. 145.
- Crockett, S., Eberhardt, M., Kunert, O. & Schühly, W. (2010). *Hypericum* species in the Páramos of Central and South America: a special focus upon *H. irazuense* Kuntze ex N. Robson. *Phytochemistry Reviews: Proceedings of the Phytochemical Society of Europe*, 9(2), 255-269. <http://doi.org/10.1007/s11101-009-9148-2>
- Crouzeilles, R., Ferreira, M., Chazdon, R., Lindenmayer, D., Sansevero, J., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. & Strassburg, B. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science advances*, 3:e1701345.
- Cubiña, A. & Aide, T. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33(2):260-267.
- Cuevas, J., Silva, S. León-Lobos, P. & Ginocchio, R. (2013). El efecto nodriza y la exclusión de herbivoría facilitan la colonización de plantas en depósitos de mineros abandonados en Chile centro-norte. *Revista Chilena de Historia Natural* 86 (1): 63-74. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2013000100006>

- De la Fuente, S. (2011). Análisis conglomerados. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales. Madrid, España.
- Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I. y Montero, G. (2003). Revisión: Índices de diversidad estructural en masas forestales. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 12 (1): 159-176.
- De la Torre, L., Navarrete, H., Muriel, M., Macía, J. & Balslev, H. (2008). Enciclopedia de las Plantas Útiles del Ecuador (Herbario QCA de la Escuela de Ciencias Biológicas de la Pontífica Universidad Católica del Ecuador & Herbario AAU del departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Aarhus.). Quito, Ecuador & Aarhus, Dinamarca.
- Denslow, J. & Guzmán, S. (2000). Variation in stand structure, light and seedling abundance across tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11: 201-212.
- Derroire, G., Coe, G. & Healey, J. (2016). Isolated trees as nuclei of regeneration in tropical pastures: testing the importance of niche-based and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 27: 679–691.
- Díaz, V., Sosa, J. & Pérez, D. (2012). Distribución y abundancia de las especies arbóreas y arbustivas en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. ISSN 1405-2768. Aguascalientes, México.
- DIFORPA. (2001). Diversidad Forestal de la Cuenca del río Paute. Cuenca: UDA Fundacyt. Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Cuenca, Ecuador.
- Doust, S., Erskine, P. & Lamb, D. (2006). Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, 234: 333–343.
- Doust, S. (2010). Seed Removal and Predation as Factors Seed Availability of Tree Species in Degraded Habitats and Restoration Plantings in Rainforest Areas of Queensland, Australia. *Restoration Ecology*, 19(5): 617–626.

- Fariñas, M., Lázaro, N. & Monasterio, N. (2008). ECOLOGÍA COMPARADA DE HYPERICUM LARICIFOLIUM JUSS. Y DE H. JUNIPERINUM KUNTH EN EL VALLE FLUVIOGLACIAL DEL PÁRAMO DE MUCUBAJÍ. MÉRIDA, VENEZUELA. ECOTRÓPICOS 21(2):75-88 2008 Sociedad Venezolana de Ecología. Mérida, Venezuela.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2009). Los bosques y el agua. Roma, Italia.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2010). Global Forest Resources Assessment. Progress towards sustainable forest management. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Farina, A. (1998). Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman y Hall. Great Britain, UK.
- Feinsinger, P. (2003). El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Fondo del Agua para la conservación de la cuenca del río Paute (FONAPA). (2016a). Informe técnico sobre la reforestación en el Área de Bosque y Vegetación Protectora Aguarongo.
- Fondo del Agua para la Conservación de la Cuenca Del Río Paute (FONAPA). (2016b). Informe técnico sobre el Proyecto “Protección biofísica de fuentes hídricas mediante alambrado y obras de bioingeniería (forestación y reforestación)”. Convenio interinstitucional entre GAD Municipal de Gualaceo, JAP del Carmen de Jadán, FONAPA, TNC –COCA COLA y ARCA CONTINENTAL. Cuenca, Ecuador.
- Fox, B., Taylor, J., Fox, M. & Williams, C. (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. Biological Conservation 82:1-13.
- Gehlhausen, S., Schwartz, M. & Augspurger, C. (2000). Vegetation and microclimatic edge effects in two mixedmesophytic forest fragments. Plant Ecology 147: 21-35.

- Gómez - Ruiz, P., Lindig-Cisneros, R. & Vargas-Ríos, O. (2013). Facilitation among plants: a strategy for the ecological restoration of the high-andean forest (Bogotá, D.C.—Colombia). *Ecological Engineering* 57:267–275.
- Guariguata, M. (2000). Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications* 10:145-154.
- Guariguata, M. & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Günter, S., Weber, M., Erreis, R. & Aguirre, N. (2006). Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: A case study in the tropical mountain rainforest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*.
- Harvey, C. & Sáenz, J. (2007). Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Editorial INBio. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica.
- Hernández-Pineda, L., Roa, O. & Cortéz, F. (2014). Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia). *Biota Colombiana* ISSN 0124-5376.
- Hooper, E., Legendre P. & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology* 42:1165-1174.
- Holl, K. (2002). Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. *Journal of Ecology* 90:179–187.
- Holl, K. & Aide, T. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558–1563.
- Ibáñez, J. (2007). Muestreo y manejo de muestras de suelos: Curso de diagnóstico de suelos en el campo. <http://www.madrimasd.org/blogs/universo/2007/06/18/67960>

- IUCN 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 05 December 2017.
- Jadán, O., Toledo, C., Tepán, B., Cedillo, H., Peralta, Á., Zea, P., Castro, P. & Vaca, C. (2017). Forest communities in high Andean secondary forests (Azuay, Ecuador). *Bosque*. 38(1): 141-154.
- Jones, F., Peterson, C., & Haines, B. (2003). Seed predation in neotropical pre-montane pastures: site, distance, and species effects. *Biotropica* 35:219–225
- Kennard, D., Gould, K., Putz, F., Fredericksen, T. & Morales, F. (2002). Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. *Forest ecology and management*, 162(2), 197-208.
- Kint, R. & Coe, R. (2005). Tree diversity analysis: A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. <https://CRAN.R-project.org/package=BiodiversityR>. Versión: 2.9-2.
- Lamb, D., Erskine, P., & Parrotta, J. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632.
- Lewis S., Edwards D., & Galbraith D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science* 349: 827–832.
- León-Yáñez, S., Valencia, R., Pitman, N., Endara, L., Ulloa, C. & Navarrete H. (2011). Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador. Segunda edición. Publicaciones del Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador.
- Liévano, E. (2008). Comprensión espacial y su expresión gráfica. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Artes. Bogotá, Colombia.
- Macías, F., Anta, R., Lado, L., Verde, R., Pérez, X. & Camps, M. (2009). El sumidero de carbono de los suelos de Galicia. *Edafología*. 11. 341-376.
- Martínez, E., Fuentes, J. & Acevedo, E. (2008). Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revistas de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, v.8 n.1, pp 68-96.

- Meffe, G. & Carroll, C. (1994). Principles of conservation biology. Sinauer. EEUU. pp. 237-264.
- Minga, D. (2014). Flora Vascular del Bosque Protector Aguarongo. Herbario Azuay. Cuenca, Azuay.
- Minga, D. & Verdugo, A. (2016). **ÁRBOLES Y ARBUSTOS DE LOS RÍOS DE CUENCA**. Serie Textos Apoyo a la Docencia Universidad del Azuay. Imprenta Don Bosco. Cuenca, Ecuador.
- Ministerio del Ambiente. (2013). Sistema de Clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental. Subsecretaría de Patrimonio Natural. Quito, Ecuador.
- Mostacedo, B. & Fredericksen, T. (2000). Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. El País. Santa Cruz, Bolivia.
- Muñiz, A. (2008). **SUCESIÓN SECUNDARIA Y ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES ARBÓREAS NATIVAS PARA RESTAURACIÓN DE BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN POTREROS ABANDONADOS DEL CENTRO DE VERACRUZ**. Tesis de Ph.D. Instituto de Ecología, A.C. Veracruz, México.
- Muñoz, J. (2016). Obtención de metabolitos secundarios a partir de la planta *Vallea stipularis* L.f de la provincia de Loja. Tesis de Bioquímico Farmacéutico. Universidad Técnica Particular de Loja. Loja, Ecuador.
- Muñoz, J. (2017). Regeneración Natural: Una revisión de los aspectos ecológicos en el bosque tropical de montaña del sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero* 7(2): 130-143.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 5862.
- Mwangi, P., Schmitz, M., Scherber, C., Roscher, C., Schumacher, J., Scherer Lorenzen, M., Weisser, W. & Schmid, B. (2007). Niche preemption increases with species richness in experimental plant communities. *J. Ecol.* 95, 65–78.

- Niering, W. (1963). Terrestrial ecology of Kapingamarangi Atoll, Caroline Islands. *Ecological Monographs*, 33(2):131-160.
- Oksanen, J., Guillaume, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P., O'Hara, R., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, & Wagner, H. (2018). Package 'vegan'. <https://github.com/vegandevs/vegan>. Versión: 2.5-2.
- Ortega-Pieck A., López-Barrera, F., Ramírez-Marcial, N. & García-Franco, J. (2011). Early seedling establishment of two tropical montane cloud forest tree species: The role of native and exotic grasses. *Forest Ecology and Management* 261:1336-1343.
- Palomeque, F. (2012). Natural succession and tree plantation as alternatives for restoring abandoned the Andes of Southern Ecuador: Aspects of facilitation and competition. Tesis de Ph.D. TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN. MÜNCHEN, Alemania.
- Pardos, M., Bravo F, Gordo F., Montero G. & Calama, R. (2012). La investigación en regeneración natural de las masas forestales. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible, 17-36.
- Parrotta, J. (2000). Catalysing natural forest restoration on degraded tropical landscapes. Forest restoration for wildlife conservation. International Tropical Timber Organization and the Forest Restoration Research Unit, Chiang Mai University, Chiang Mai, Thailand.
- Pedroza, H., & Dicoovskyi, L. (2007). Sistema de análisis estadístico con SPSS. LITONIC. Managua, Nicaragua.
- Pekin, B., Wisdom, M., Endress, B., Naylor, B. & Parks, C. (2014). Ungulate browsing maintains shrub diversity in the absence of episodic disturbance in seasonally-arid conifer forest. *PLoS One*. 9:e86288. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086288>
- Peña, J., Monroy, A., Álvarez, J. & Orozco, M. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Tip Revista*

Especializada en Ciencias Químico-Biológicas.
<http://www.redalyc.org/pdf/432/43220804.pdf>

- Peña-Becerril, J., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F. & Orozco-Almanza, M. (2005). Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 8(2): 91-98.
- Pérez, P., López, F., García, F., Cuevas-Reyes, P. & González, A. (2013). Procesos de regeneración natural en bosques de encinos: factores facilitadores y limitantes. *Revista Biológicas*, 1: 18-24.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 31 (8): 583-590.
- Poveda, G. & Mesa, J. (1995). Efectos hidrológicos de la deforestación. *Energética* No. 16. Medellín, Colombia.
- Remache, G. (2006). Identificación de áreas prioritarias para acciones de conservación en zonas aledañas al Parque Nacional Podocarpus mediante el uso de Sig (Bachelor's thesis, SANGOLQUÍ/ESPE/2006).
- RStudio Team (2018). RStudio: Desarrollo Integrado para R. RStudio, Inc., Boston, MA. <http://www.rstudio.com/>.
- Rahman, M., Khan, M., Roy, B. & Fardusi, J. (2011). Assessment of natural regeneration status and diversity of tree species in the biodiversity conservation areas of Northeastern Bangladesh. *Journal of Forestry Research*. 22(4): 551-559. <https://doi.org/10.1007/s11676-011-0198-0>
- Sabogal, C., Besacier, C. & McGuire, D. (2015). Restauración de bosques y paisajes: conceptos, enfoques y desafíos que plantea su ejecución. *Revista internacional sobre bosques y actividades e industrias forestales*. *Unasylva* 245, Vol. 66.
- Saltos, J. & López de R, I. (2018). Caracterización de la acidez de suelos volcánicos del Ecuador y su respuesta al encalado.

- Sanchez, J. (2012). Acidez de los suelos y su manejo. Asociación de bananeros de Colombia. <http://C:/Users/Usuario/Downloads/Boletintcnico3Acidezysumanejo.pdf>
- Santos, T. & Tellería, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*. 2006/2 3-12. http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423&Id_Categoria=2&tipo=portada
- Serrano, F. (1996). *ÁRBOLES Y ARBUSTOS DEL BOSQUE DE MAZÁN TOMO I. ETAPA. EDIBOSCO*. Cuenca, Ecuador.
- Silveira, F., Fernandes, G., & Lemos, J. (2013). Seed and Seedling Ecophysiology of Neotropical Melastomataceae: Implications for Conservation and Restoration of Savannas and Rainforests. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 99(1)
- Sierra, R., Palacios, W., Cerón, C. & Valencia, R. (1999). Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador. In R. Sierra (Ed), *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador Continental*. (Proyecto I). Quito, Ecuador.
- Stevenson, P. & Rodríguez, M. (2008). DETERMINANTES DE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y EFECTO DE BORDE EN UN FRAGMENTO DE BOSQUE EN EL GUVIARE, AMAZONÍA COLOMBIANA. <http://www.scielo.org.co/pdf/cofo/v11n1/v11n1a01.pdf>
- Society for Ecological Restoration International (SER). (2004). Principios de SER International sobre la restauración ecológica. <http://www.ser.org>
- Sousa, W. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15:353-391.
- Tejedor, N., Álvarez, E., Arango, S., Araujo, A., Blundo, C., Boza, T., La Torre Cuadros, M., Gaviria, J., Gutiérrez, N., Jørgensen, P., León, B., López, R., Malizia, L., Millán, B., Moraes, M. Pacheco, S., Rey, J., Reynel, C., Timaná de la Flor, M., Ulloa, C., Vacas, O. & Newton, A. (2012). Evaluación del estado de

conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2):148-166.

Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. 18 Abril 2018 <http://www.tropicos.org>

Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E. (1988). Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal Ecology* 76: 663-681.

Ulloa, C. & Moller, P. (1995). Árboles y arbustos de los Andes del Ecuador. Institute of Biological Sciences Department of Systematic Botany Aarhus University. Ediciones Abya Yala. Quito, Ecuador.

Vargas, O. (2007). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Viana, A. & Jardim, F. (2013). Natural regeneration dynamics of *Couratari guianensis* in a tropical forest selectively logged in Moju, state of Para, Brazil. *Revista de Ciências Agrárias*, 56(2): 112-119.

Villarpando, D., Villarpando, P. & Villalobos, J. (2011). FICHAS BOTÁNICAS DE ESPECIES AGROFORESTALES NATIVAS Y NATURALIZADAS APTAS PARA TIERRAS ALTOANDINAS. Proyecto de Adaptación al Impacto del Retroceso Acelerado de los Glaciares en los Andes Tropicales (PRAA). La Paz, Bolivia.

Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelú V. & García-Zurita, M. (1998). Micro environment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conserv. Biol.* 12: 1091-1102.

Williams, L. & Abdi, H. (2010). Post-Hoc Comparisons. In Salkind, N. ed. *Encyclopedia of Research Design*. SAGE Publications. Thousand Oakes, California, USA.

Yepes, A., Del Valle, J., Jaramillo, S. & Orrego, S. (2010). Structural recovering in Andean successional forests from Porce (Antioquía, Colombia). *Revista de Biología tropical* 58:427-445.

Anexos

N o	Familia	Especie	Hábito	Estado de conservación
1	Asteraceae	<i>Aristeguietia cacalioides</i> (Kunth) RM King y H. Rob.	Arbusto	NT
2	Melastomataceae	<i>Brachyotum confertum</i> (Bonpl.) Triana	Arbusto	LC
3	Araliaceae	<i>Oreopanax andreanus</i> Marchal	Árbol	LC
4	Araliaceae	<i>Oreopanax avicenniifolius</i> (Kunth) Decne. & Planch.	Árbol	LC
5	Asteraceae	<i>Verbesina latisquama</i> S.F. Blake	Árbol	LC
6	Onagraceae	<i>Fuchsia loxensis</i> Kunth	Arbusto	LC

Anexo 1. Lista de especies endémicas con su estado de conservación: NT: Casi Amenazada, LC: Preocupación Menor según el Libro Rojo de plantas endémicas del Ecuador.

Espece	BC	CN	BO	PA	PC
<i>Brachyotum confertum</i> (Bonpl.) Triana	0	0	0	4	0
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	0	2	19	3	0
<i>Hypericum laricifolium</i> Juss.	0	0	1	1	7
<i>Miconia aspergillaris</i> (Bonpl.) Naudin	4	6	15	1	0
<i>Vallea stipularis</i> L. f.	10	4	17	1	0
<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	1	0	9	0	1
<i>Fuchsia loxensis</i> Kunt	14	19	19	0	0
<i>Piper andreanum</i> C. DC.	5	9	9	0	0
<i>Solanum barbulatum</i> Zahlbr.	2	6	2	0	0
<i>Critoniopsis huairacajana</i> (Hieron.) H. Rob.	0	5	0	0	0
<i>Salvia corrugata</i> Vahl	1	4	8	0	0
<i>Valeriana microphylla</i> Kunth	0	4	0	0	0
<i>Aristeguietia cacalioides</i> (Kunth) RM King y H. Rob.	1	3	6	0	0
<i>Gynoxis</i> sp	0	3	0	0	0
<i>Rhamnus granulosa</i> (Ruiz & Pav.) Weberb. ex M.C. Johnst.	0	2	3	0	0
<i>Oreopanax avicenniifolius</i> (Kunth) Decne. Y Planch.	2	2	0	0	0
<i>Berberis</i> sp 1	0	1	11	0	0
<i>Barnadesia arborea</i> Kunth	3	1	10	0	0
<i>Maytenus verticillata</i> (Ruiz & Pav.) DC.	0	1	7	0	0
<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) Spreng	0	1	5	0	0
<i>Miconia crocea</i> (Desr.) Naudin	1	1	2	0	0
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	0	1	1	0	0
<i>Jungia coarctata</i> Hieron.	0	1	0	0	0
<i>Verbesina latisquama</i> S.F. Blake	8	0	10	0	0
<i>Cestrum tomentosum</i> L. f.	0	0	4	0	0
<i>Berberis</i> sp2	2	0	3	0	0
<i>Ageratina pseudochilca</i> (Benth.) RM King y H. Rob.	0	0	3	0	0
<i>Siphocampylus giganteus</i> (Cav.) G. Don	0	0	2	0	0
Sp1	0	0	2	0	0
<i>Duranta mutisii</i> L.f.	0	0	1	0	0
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	0	0	1	0	0
<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.	0	0	1	0	0
<i>Monnina ligustrina</i> (Bonpl.) B. Eriksen	1	0	0	0	0
<i>Oreopanax andreanus</i> Marchal	1	0	0	0	0

Anexo 2. Lista de las especies y su abundancia relativa en cada tipo de hábitat: bosque cercado (BC); claro natural (CN); borde (BO); pastizal abierto (PA); pastizal cercado (PC).

Tipo de hábitat	pH	Materia orgánica
BC	4,59	37,39
BO	4,77	36,51
CN	4,34	40,56
PA	4,60	36,48
PC	4,50	32.29

Anexo 3. Tabla de promedios de pH y materia orgánica, obtenidos por cada tipo de hábitat.





Anexo 4. Fotografías de algunas plantas leñosas del ABVPA.



Anexo 5. Unidad experimental anegada en el pastizal del ABVPA. Fuente: Chumi & Quizhpi, 2018.