



**UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA**

*La Universidad Católica de Loja*

**ÁREA BIOLÓGICA**

TITULACIÓN DE INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL

**“Estructura y composición florística en un gradiente altitudinal de un remanente de bosque montano alto en el cantón Mejía, provincia de Pichincha”**

Trabajo de fin de titulación

AUTOR: Cerón Factos, Juan Carlos

DIRECTOR: Tinitana Imaicela, Fani, Ing.

CENTRO UNIVERSITARIO QUITO

2013

## CERTIFICACIÓN

Ingeniera

Fani Tinitana I.

**DIRECTORA DE TESIS**

### **CERTIFICA:**

Que el presente trabajo, denominado: “**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN UNA GRADIENTE ALTITUDINAL DE UN REMANENTE DE BOSQUE MONTANO ALTO EN EL CANTÓN MEJÍA, PROVINCIA DE PICHINCHA**” realizado por el egresado: JUAN CARLOS CERÓN FACTOS; cumple con los requisitos establecidos en las normas generales para la Graduación en la Universidad Técnica Particular de Loja, tanto en el aspecto de forma como de contenido, por lo cual me permito autorizar su presentación para los fines pertinentes.

Loja, Septiembre del 2013.

Ing. Fani Tinitana I.

**DIRECTORA DE TESIS**

## **DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS**

“Yo Juan Carlos Cerón Factos declaro ser el autor del presente trabajo y eximo expresamente a la Universidad Técnica Particular de Loja y a sus representantes legales de posibles reclamos o acciones legales”

Adicionalmente declaro conocer y aceptar la disposición del Art. 67 del Estatuto Orgánico de la Universidad Técnica Particular de Loja que en su parte pertinente textualmente dice: “Forman parte del patrimonio de la Universidad la propiedad intelectual de investigaciones, trabajos científicos o técnicos y tesis de grado que se realicen a través, o con el apoyo financiero, académico o institucional (operativo) de la Universidad”

Juan Carlos Cerón Factos

C.I. 1709896367

## DEDICATORIA

*“Creo que una hoja de hierba es tan perfecta  
Como la jornada sideral de las estrellas,  
y una hormiga,  
un grano de arena  
y los huevos del abadejo  
son perfectos también  
..el tendón más pequeño de mis manos  
avergüenza a toda la maquinaria moderna,  
...y un ratón es milagro suficiente para convertir  
a seis trillones de infieles “*

Walt Whitman

## **AGRADECIMIENTOS**

La presente investigación no hubiera sido posible sin la colaboración y el apoyo de varias personas e instituciones, a quienes debo mi sincera gratitud. Espero que el resultado de este esfuerzo, reflejado en las siguientes páginas, llene las expectativas de todos quienes sumaron activamente en su concreción.

Inicialmente debo un agradecimiento a la Ing. Fani Tinitana I., directora de Tesis y al Ing. Nixon Cumbicus, docentes de la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL), por toda la guía y sugerencias otorgadas durante la investigación.

Al Herbario QCNE por el apoyo brindado durante todas las fases del proyecto y por permitirme el ingreso a su colección botánica. En especial un agradecimiento a su personal: Dra. Diana Fernández, Dr. Efraín Freire, Dra. Marcia Peñafiel y Sr. Alberto Proaño.

También al herbario QCA, donde se realizó la identificación de algunas muestras y al herbario HUTPL, donde reposan buena parte de los duplicados colectados.

Así mismo un agradecimiento a la Blga. María de los Ángeles Simbaña, directora del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP) y a los guardaparques del mismo, por el completo apoyo logístico brindado durante la fase de campo.

Finalmente a Esteban Vega, guardaparque del RVSP y a Ronald Bravo, quienes participaron directamente en el muestreo y colección botánica.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

CERTIFICACIÓN .....	ii
AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS.....	iii
DEDICATORIA .....	iv
AGRADECIMIENTOS .....	v
ÍNDICE DE CONTENIDOS .....	vi
ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	vii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
RESUMEN EJECUTIVO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN.....	3
1. METODOLOGÍA.....	7
1.1. Área de estudio .....	8
1.2. Diseño del muestreo .....	9
1.3. Representatividad del muestreo .....	11
1.4. Parámetros ecológicos .....	11
1.4.1. Composición florística .....	12
1.4.2. Estructura florística.....	12
1.4.3. Alfa diversidad .....	12
1.4.4. Recambio florístico altitudinal (beta diversidad).....	14
2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	16
2.1. Curva especies- área .....	17
2.2. Composición florística .....	18
2.2.1. Áreas basal y densidad .....	20
2.2.2. Interpretación e implicaciones de la composición observada.....	21
2.3. Estructura .....	24
2.3.1. Estructura horizontal .....	24
2.3.2. Estructura vertical .....	27
2.4. Alfa diversidad .....	29
2.4.1. Relación de la diversidad alfa con la elevación .....	31
2.5. Recambio florístico altitudinal (beta diversidad).....	33
2.5.1. Ordenamiento .....	33
2.5.2. Descripción de la variación florística a través del Gradiente .....	35
2.5.3. Nivel de recambio florístico a través del gradiente .....	40
2.6. Análisis de endemismo y conservación.....	43
2.7. Consideraciones finales .....	45

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	47
BIBLIOGRAFÍA .....	49
ANEXOS.....	54
ANEXO FOTOGRÁFICO .....	60

### ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pag</b>
Tabla 1. Cuadro resumen del IVI para las primeras 10 familias del estudio	19
Tabla 2. Valores de densidad e IVI para las primeras 10 especies más dominantes	19
Tabla 3. Comparación de riqueza, composición y área basal entre una parcela de 1 ha dentro del RVSP (Valencia & Jørgensen 1992) y este estudio	23
Tabla 4. Densidad de individuos y área basal de <i>Podocarpus oleifolius</i> en parcelas neotropicales premontanas y montanas	23
Tabla 5. Especies con diámetros > 50 cm dentro del remanente.	27
Tabla 6. Riqueza esperada mediante estimadores no paramétricos	30
Tabla 7. Resumen de valores de alfa-diversidad para el remanente	30
Tabla 8. Riqueza promedio de especies en parcelas de 400 m <sup>2</sup> en distintas localidades del país y en diferentes niveles altitudinales.	31
Tabla 9. Grupos de parcelas formados a partir del análisis de ordenamiento NMS	33
Tabla 10. Grado de similitud a través del gradiente altitudinal medido con el índice de Sorensen y con el índice de Braycurtis.	41
Tabla 11. Lista de especies endémicas y amenazadas; con el rango de distribución donde fueron observadas	44

### ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio	9
Figura 2. Mapa de ubicación de las 25 parcelas temporales de 400 m <sup>2</sup>	10
Figura 3. (A) Curva de acumulación de especies vs. curva de Clench. (B) Tasa de acumulación de especies (z) vs. número de individuos	17
Figura 4. Gráfico de barras de las primeras 10 familias con mayor valor de IVI	19
Figura 5. Gráfico de barras de las primeras 10 especies más dominantes ecológicamente	20
Figura 6. Especies con mayor área basal dentro del remanente	21
Figura 7. (A) Porcentaje de individuos por clases diamétricas. (B) Área basal acumulada por clase diamétrica.	24
Figura 8. Distribución diamétrica de las especies más abundantes del remanente	26

Figura 9. Frecuencia de individuos por rangos de altura	29
Figura 10. Regresión lineal de la riqueza de especies y el índice de Shannon en relación con el cambio de altitud	32
Figura 11. Análisis NMS a partir de una matriz de presencia/ausencia y con el índice de Sorensen como medida de similitud.	34
Figura 12. Análisis NMS a partir de una matriz de IVI por especie y con Bray curtis como índice de similitud.	35
Figura 13. Especies con mayor IVI dentro del rango 3000 a 3227 msnm (Grupo1)	36
Figura 14. Especies con mayor IVI dentro del grupo G2, con rango de altitud 3031 a 3225 m.	37
Figura 15. Comparación de algunos parámetros estructurales entre G1( rango de 3000 a 3227 m ) y G2 ( rango de 3031 a 3225 m)	38
Figura 16. Especies con mayor IVI dentro del grupo G3 con rango de altura de 3300-3439 m.	39
Figura 17. Patrones de abundancia de las especies más frecuentes a lo largo del gradiente altitudinal.	42

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Tabla con los datos de coordenadas, altitud y pendiente de las parcelas de 400 m <sup>2</sup> ubicadas dentro del remanente ubicado en el catón Mejía, provincia de Pichincha.	54
Anexo 2. Tabla con los valores de IVI para el total de familias reportadas en el remanente.	55
Anexo 3. Cuadro con los valores de densidad, área basal e IVI de las 44 especies >5 DAP registradas a través del muestreo cuantitativo.	56
Anexo 4. Tabla con el listado de especies registradas mediante la colección general	57

## RESUMEN EJECUTIVO

Se analizó la composición y estructura florística en relación al gradiente altitudinal de un remanente de bosque altimontano adyacente al Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP); ubicado en la parroquia Tambillo, cantón Mejía, provincia de Pichincha. Mediante 25 parcelas de 20 x 20 (400 m<sup>2</sup>), ubicadas entre 3000 a 3 439 m, registramos 1027 individuos > 5 cm DAP, correspondientes a 44 especies, 37 géneros y 28 familias. Las familias dominantes fueron Melastomataceae, Myrtaceae y Chloranthaceae y las especies *Miconia theaezans* (20%), *Myrcianthes rhopaloides* (8,5%) y *Hedyosmum luteynii* (8,3%) concentraron la dominancia ecológica (IVI). El área basal, densidad y riqueza de especies no se relacionaron con la variable altitudinal; en cambio la composición, estructura y diversidad (índice de Shannon) si fueron influenciadas por el cambio de altitud. Se evidenció un recambio gradual de especies y pequeñas variaciones estructurales que fueron explicadas por la altitud, pero también por otras variables como la topografía. El remanente evidenció buen estado de conservación y elevado nivel de endemismo (13%); las familias con mayor número de especie endémicas fueron Orchidaceae y Asteraceae.

**PALABRAS CLAVES:** Estructura, composición florística, gradiente altitudinal, endemismo

## ABSTRACT

We analyzed the floristic composition and structure in relation to altitudinal gradient of a upper montane forest adjacent to Pasochoa Wildlife Refuge ( RVSP ), located in the parish Tambillo, Mejía, province of Pichincha. We installed 25 plots of 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>), located between 3000 and 3439 m and recorded 1027 individuals > 5 cm DAP , corresponding to 44 species , 37 genera and 28 families . The dominant families were Melastomataceae , Myrtaceae and Chloranthaceae. Three species: *Miconia theaezans* ( 20 % ) , *Myrcianthes rhopaloides* (8.5%) and *Hedyosmum luteynii* (8.3% ) concentrated the ecological dominance ( IVI ) . The basal area, density and species richness were not related to the variable altitude, however the composition, structure and diversity (Shannon index) if they were influenced by change altitude. It was evident that there is a gradual replacement of species and small structural variations were explained by the altitude, but also by other variables such as topography. The remainder showed good level of conservation and high level of endemism ( 13 %). The families with the highest number of endemic species were Orchidaceae and Asteraceae.

**KEYWORDS:** Structure, floristic composition, altitudinal gradient, endemism

## INTRODUCCIÓN

Las zonas montañosas tropicales, específicamente los Andes del norte y centro, constituyen el más importante hotspot de diversidad florística y biológica a nivel mundial (Barthlott *et al.* 2005 citado en Richter 2008; Josse *et al.* 2008). Los bosques montanos son el tipo de ecosistema dominante de este paisaje y que se distribuye entre el límite superior del piso basimontano hasta límite inferior del piso altoandino (Cuesta *et al.* 2009); es decir desde la zona de transición con los bosques de tierras bajas hasta el inicio del páramo. Como referencia se anota al rango de 1500 a 3 000-3300 m como la zona de ocupación de este bioma (Josse *et al.* 2008), que cubriría cerca de 362 152 km<sup>2</sup>, lo que corresponde al 24,56 % de la superficie ocupada por la cordillera Andina desde Venezuela hasta el límite Boliviano-Argentino (Cuesta *et al.* 2009).

La altitud y el régimen pluvial son los principales criterios usados para clasificar a los bosques de montaña. Por la altitud se distingue entre bosques subandinos o montano bajos, bosques montanos y bosques montano altos; mientras que por el régimen climático se puede hablar de tres grandes grupos: bosques montanos pluviales (también llamados bosques de neblina o siempreverdes), bosques montanos estacionales y bosques xerofíticos (Cuesta *et al.* 2009).

El bosque montano alto ocupa la franja superior de los ecosistemas montañosos y es el tipo de formación vegetal que en su límite superior está en contacto con el páramo. En Ecuador se extiende desde aproximadamente 3000 hasta 3400 m en la cordillera occidental y entre 2 900 a 3 600 m en la cordillera oriental de la región norte y centro del país (Sierra *et al.* 1999). Del estudio realizado por Beltrán *et al.* (2009)<sup>1</sup> se desprende que el área total ocupada por bosques altimontanos es de un 4 % del territorio nacional, es decir cerca de 956 613 ha. Según este mismo estudio, en la provincia de Pichincha existirían alrededor de 65 412 ha con este tipo de formación vegetal, incluyendo a los bosques de *Polylepis*. Otros autores, como Baquero *et al.* (2004), proponen un área de remanencia de 573 532 ha a nivel nacional para este ecosistema.

---

<sup>1</sup>El proyecto Mapa de Sistemas Ecológicos de Páramo del Ecuador toma en cuenta en su modelación a los bosques montanos que ocurren a partir de los 2800 msnm para el norte y centro del país y los 2600 msnm para la región sur; de manera que el área ocupada por páramos más los bosques montanos y altimontanos contiguos asciende a 2'293 732 ha (9 % del territorio); de este total 1'337 119 ha corresponden a ecosistemas paramunos estrictamente (5% del territorio) y la diferencia a los bosques altimontanos (4 %)

En la región comprendida entre los 3 000 a 3 500 m se han registrado 2 729 especies de plantas, lo que corresponde al 17,8% del total de especies reconocidas para el Ecuador. De este grupo, la mayoría son herbáceas (36%), seguidas de arbustos-subarbustos (29,7%) y epífitas (13,6%) mientras que los árboles (8,5%) representan un porcentaje mucho menor de la diversidad total. Es importante hacer notar que esta zona tiene aproximadamente tantas especies como en zonas bajas de la Costa y Amazonía entre 5 00 y 1 000 m (Jørgensen & León-Yáñez 1999).

La altitud es un factor que influye directamente en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas montañosos, por ejemplo se ha documentado ampliamente que la riqueza y diversidad de especies, así como el tamaño del dosel y la productividad primaria disminuyen al aumentar la elevación (Gentry 1988; Bach & Gradstein 2007; Homeier 2009). Esta disminución en riqueza no siempre se produce de forma lineal o monótona; por el contrario se ha comprobado que existe un patrón en forma de joroba, con un máximo de riqueza en plantas y animales en algún punto intermedio del gradiente (Kessler & Kluge 2008). De manera que la riqueza de algunos grupos florísticos generalmente muestra un pico a cierta altitud y luego disminuye en las partes más altas. Así sucede con las epífitas vasculares, que muestran su pico de diversidad entre los 1 000 a 2500 m, luego de lo cual decrecen (Ibisch *et al.* 1996, Küper *et al.* 2004, Krömer *et al.* 2005 citado en Homeier *et al.* 2008 a).

Algo similar sucede con el estrato leñoso, pues ciertos estudios documentan una gran diversidad arbórea y arbustiva en puntos medios del gradiente (1700-2100 msnm), en algunos casos comparable e incluso mayor que en bosques de tierras bajas (López & Duque 2009) y después se observa una disminución considerable de riqueza en las zonas altas más cercanas al páramo (Valencia *et al.* 1995).

Una de las principales características de los bosques andinos, es que presentan una alta concentración de niebla superficial, alta humedad atmosférica durante todo el año y bajas tasas de evapotranspiración. De hecho los mayores niveles de condensación y frecuencia de nubes se dan entre los 2500 y 3400 (Tobón 2009) y la captura del agua de la niebla por la vegetación son mayores a esta altitud<sup>2</sup>. Esto convierte a los bosques altimontanos en

---

<sup>2</sup> Estudios realizados en Ecuador indican valores de intercepción por precipitación horizontal de sólo 2% a una altitud de 1800msnm, pero de 24 % a 2 660 msnm, y hasta del 40% de la precipitación total a 3 200 msnm (Rollenbeck *et al.* 2008 cit. en Tobón 2009)

ecosistemas importantes para la regulación de caudales en las cuencas hídricas; según Tobón (2009) los bosques ubicados entre 2000 a 3500 m, tienen un promedio de rendimiento hídrico (caudal/precipitación total) igual a 57 %, que es superior al 42% del bosque húmedo tropical y sólo superado por el páramo con valores promedio de 63%. Su presencia también controla el microclima del territorio bajo su influencia y previene fenómenos como la escorrentía superficial y erosión del suelo (Bruijnzeel 2006 citado en Tobón 2009).

En la región interandina el área que originalmente ocupaba el bosque montano se ha visto dramáticamente disminuida a través del tiempo; recuentos históricos muestran una temprana y acelerada desaparición a partir de la época colonial (ver Hidalgo 1998). En la actualidad nuevos factores como el avance de la frontera agropecuaria, la extracción de madera y el crecimiento de las ciudades amenazan los pequeños remanentes que aún existen. Además tan sólo el 1.08 % de los ecosistemas nativos que aún subsisten en valles interandinos se encuentra protegido dentro del Sistema nacional de áreas protegidas (ver Grijalva *et al.* 2012). Por las razones anotadas anteriormente toda investigación destinada a entender el funcionamiento y diversidad de estos ecosistemas tiene importantes implicaciones para la conservación.

En la provincia de Pichincha, uno de los sitios que presenta mejores remanentes de bosque nativo es la caldera y los flancos del volcán Pasochoa, ubicado en el cantón Mejía. Aunque sabemos que en la zona ya existe un área protegida<sup>3</sup> que conserva una importante extensión de bosque andino, así mismo se puede encontrar algunos remanentes de menor extensión que no tienen protección alguna.

Al interior del RVSP se han realizado investigaciones florísticas de tipo cuantitativo como las de Valencia & Jørgensen (1992) y Quintana (1998), los primeros analizaron la vegetación leñosa en un parcela permanente de 1 ha, mientras que la segunda analizó la ecología de herbáceas terrestres en la misma parcela; también se han realizado muestreos rápidos en áreas pequeñas (Gentry 1988) e inventarios florísticos generales dentro del área protegida (ver Jijón & Pazmiño 1990). A pesar de ser una zona bien conocida florísticamente, no se han realizado estudios cuantitativos que tomen en cuenta el gradiente altitudinal para el análisis.

---

<sup>3</sup> El Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP) tiene esta categoría de protección desde el año 1996; abarca una superficie aproximada de 500 ha (Coloma-Santos 2007) y actualmente es administrado por el Ministerio de Ambiente del Ecuador.

El presente estudio tuvo como objetivo determinar la estructura y composición florística de un remanente de bosque montano alto aledaño al límite suroccidental del refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP), tomando en cuenta el gradiente altitudinal para el análisis. Se buscó responder la siguiente pregunta de investigación: ¿Existe una variación de la composición y estructura florística relacionada con el cambio de altitud?. Mientras que la hipótesis que planteamos fue la siguiente: La composición florística y estructura presenta cambios a lo largo del gradiente altitudinal dentro del remanente.

Con los resultados obtenidos se espera ofrecer un diagnóstico de la diversidad y estado de conservación del sitio, información que puede servir de insumo para la elaboración de un plan de manejo del área o para justificar su inclusión dentro de los límites del RVSP.

## 1. METODOLOGÍA

## 1.1. Área de estudio

El bosque remanente se ubica en la provincia de Pichincha, cantón Mejía, parroquia de Tambillo y es parte de un lote adscrito al Estado con el No. catastral 1703562300323 dado por el Municipio del cantón Mejía. Comprende aproximadamente unas 200 hectáreas, cubiertas en su mayor parte por bosque andino y en menor medida por páramo herbáceo. El área se encuentra dentro de un paisaje altamente fragmentado, donde se puede observar grandes y pequeños pastizales alrededor del mismo.

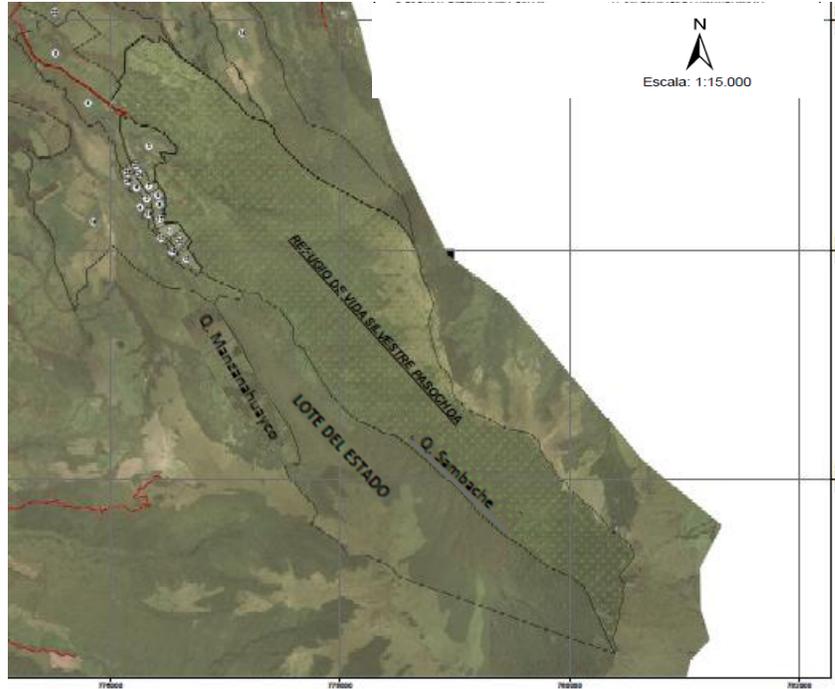
Siguiendo a Josse *et al* (2008) el remanente corresponde a la formación vegetal Bosque altimontano norte-andino siempreverde y específicamente se encuentra localizado sobre el flanco interno de la loma de Canajalo-rumiladera, entre dos microcuencas que son la Quebrada de Sambache por el lado norte y la Quebrada de Manzanahuaycu por el lado suroccidental (figura 1); el bosque cubre las laderas muy abruptas de dicha loma, desde los 2900 hasta los 3400-3500 m aproximadamente, límite superior donde se forma un borde de aspecto sinuoso con el páramo contiguo que cubre la parte alta de loma hasta los 3 800 m; en tanto que a lo largo de su límite inferior, al fondo de la quebrada, corren las aguas del río Sambache, que por otro lado nacen de la caldera misma del Volcán Pasochoa y que son el límite natural de RVSP.

El acceso al sitio sólo es posible a pie y siguiendo el cauce del río, en promedio fue necesario caminar de 2 a 3 horas aguas arriba, desde la casa de guardianía del RVSP para llegar a los sitios de muestreo.

La zona tiene una precipitación media anual de alrededor de 1200 mm, con temperaturas medias anuales de 10 °C; la humedad relativa es casi siempre mayor a 80 % y la evapotranspiración potencial es de 0,25 (Valencia & Jørgensen 1992; Jijón & Pazmiño 1990).

Los suelos del área son de origen volcánico, derivados a partir de tobas volcánicas endurecida (andesita, riolita, traquita y basalto) y restos de cangahua meteorizada. Están clasificados como suelos del grupo Histrandepts, ligeramente ácidos, profundos, limosos, de color pardo oscuro a negro y de estructura granular; con 30 % de arcilla y algo de silicio (Jijón & Pazmiño 1990)

Figura. 1. Mapa de ubicación del área de estudio. El lote del Estado N°1703562300323 donde está el remanente en estudio colinda con el RVSP. La zona verde oscuro corresponde a la vegetación boscosa, mientras que el sector color crema corresponde al páramo.



Fuente: Gobierno autónomo descentralizado del cantón Mejía.

## 1.2. Diseño del muestreo

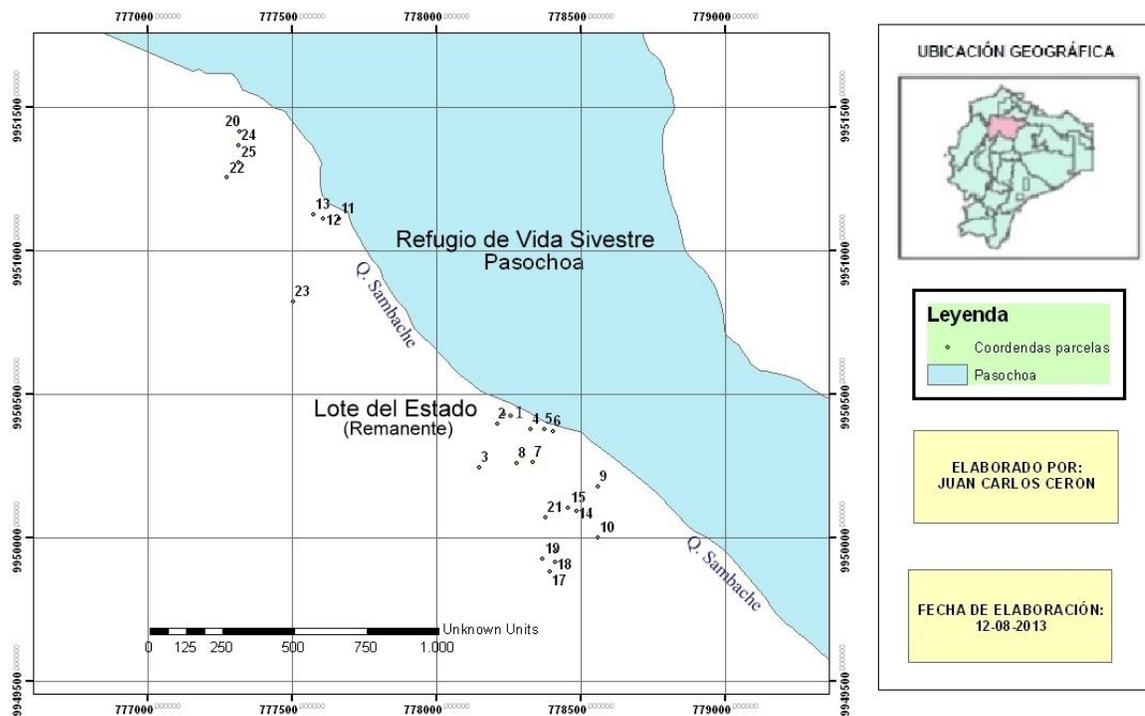
Se utilizó como unidad de muestreo al cuadrante temporal de 20 x 20 (400 m<sup>2</sup>), este tamaño de parcela ha sido utilizado en otros estudios florísticos en zonas montañosas realizados en el país (Homeier *et al.* 2008b; Homeier 2009). Los cuadrantes se establecieron siguiendo una gradiente altitudinal desde los 3000 hasta los 3400 msnm, se ubicó un mínimo de 4 parcelas cada 100 m de altitud aproximadamente, lo que totaliza 20 unidades a lo largo del gradiente, que se distribuyeron en áreas representativas y sin perturbación reciente. Además se instalaron 5 parcelas adicionales en un área topográficamente distinta (parte inicial de la loma que contiene el remanente); esto para tratar de abarcar la mayoría de microhábitats posibles. De esta manera se completó un área total de muestreo de 1 hectárea (Figura 2; anexo 1).

En cada parcela se registró las siguientes variables: altura total (estimada visualmente) y DAP (medido a 1,30 m del suelo) de todos los individuos  $\geq 5$  cm; coordenadas geográficas y pendiente del terreno.

Para complementar el inventario de flora se hicieron colecciones al azar de las especies fértiles (de todos los hábitos) encontradas en las parcelas y en el camino recorrido hacia ellas.

Se colectaron 3 duplicados por muestra fértil y 2 por muestra infértil de cada individuo para su identificación posterior, que se realizó mediante la comparación de los especímenes con los ejemplares depositados en los herbarios QCNE, QCA y mediante la consulta de claves taxonómicas. Las familias se organizaron según la propuesta de clasificación APG III (Angiosperm Phylogeny Group 2009), para lo cual se consultó la base de datos *TROPICOS* del Missouri Botanical Garden. Duplicados de las muestras colectadas reposan en los herbarios QCNE y HUTPL.

Figura 2. Mapa de ubicación de las 25 parcelas temporales de 400 m<sup>2</sup> dentro del remanente de bosque andino perteneciente al Lote de Estado N°1703562300323 y colindante con el RVSP.



### 1.3. Representatividad del muestreo

La curva de acumulación de especies-área fue utilizada para analizar si el tamaño de muestra fue representativo. Esta curva grafica la tasa de acumulación de nuevas especies a medida que se aumenta el esfuerzo de muestreo y recientes teorías sugieren un modelo en el que el valor de  $z$  (pendiente de la curva) tiende a cero, lo cual implica la existencia de una asíntota para el número de especies en algún punto del espacio (Harte *et al.* 2009 citado en López & Duque 2009). La curva de acumulación se ajustó a un modelo predictivo asíntótico como la ecuación de Clench; según este modelo la probabilidad de encontrar una nueva especie aumentará (hasta un máximo) conforme más tiempo se pase en el campo (Soberón y Llorente 1993 citado en Moreno 2001), la ecuación que grafica esta función es:

$V^2 = a.n/(1+b.n)$ ; y la asíntota se calcula mediante la relación:

$a/b = \text{asíntota} = \text{número total de especies esperadas}$

Donde  $a$  es la pendiente al comienzo de curva,  $b$  es un parámetro relacionado a la forma de acumulación de nuevas especies y  $n$  es el esfuerzo de colecta (Moreno 2001).

Ajustando la curva de acumulación a la curva de Clench, es posible entonces extrapolar la riqueza observada en el muestreo y así estimar el total de especies que estarían presentes en el sitio (Giménez & Hortal 2003). El valor asíntótico de especies predicho de esta manera se utilizó para definir la representatividad del muestreo por comparación de este número con las especies observadas.

Adicionalmente se graficó la tasa a la cual se acumulan nuevas especies para observar el valor final de  $z$  que se obtuvo al final del muestreo, el cálculo se hizo mediante la fórmula:

$$z = (\log S_{i+1} - \log S_i) / (\log N_{i+1} - \log N_i)$$

Donde  $S$  es el número acumulado de especies en cada parcela  $i$ ; y  $N$  es el número promedio de individuos en cada parcela  $i$  (Condit *et al.* 1996). Todos los análisis se realizaron mediante los programas EstimateS 9.0 (Colwell 2013) y Estadística 7.1.

### 1.4. Parámetros ecológicos

#### **1.4.1. Composición florística**

La composición florística es determinada por el conjunto de especies de plantas que componen una determinada comunidad y es tradición medirla considerando la frecuencia, abundancia o dominancia de las especies (Whittaker 1975 cit. en Loza *et al.* 2010), siguiendo este concepto se evaluó en primer lugar la *riqueza específica*, o sea el número total de especies presentes obtenido por el censo de la comunidad estudiada (Moreno 2001) y después se calculó la abundancia o densidad relativa (DR), la dominancia relativa (DMR) y la frecuencia relativa (FR) ; con la suma de estos valores obtuvimos el índice de valor de importancia (IVI) de cada especie y familia (Mostacedo & Fredericksen 2000 ).

Se determinó si la riqueza, el área basal y la densidad mostraban relación con el cambio de altitud mediante un análisis de regresión lineal simple, el mismo que describe la relación funcional entre dos variables.

#### **1.4.2. Estructura florística**

El estudio de la estructura de una comunidad puede hacer referencia a la estructura biológica, la estructura física, la estructura vertical y horizontal (Smith & Smith 2001). En esta investigación se evaluaron las siguientes características estructurales:

La estructura horizontal se determinó a través de la construcción de histogramas de frecuencia que refleje la distribución de los individuos y del área basal por clases diamétricas.

También realizamos un análisis gráfico de la variación de abundancia de las especies ecológicamente más importantes por cada rango altitudinal.

Para una aproximación al conocimiento de la estructura vertical se generó una tabla de individuos por rangos de alturas y se describió de forma general la estratificación observada durante el muestreo a través del gradiente.

#### **1.4.3. Alfa-diversidad**

La diversidad alfa es definida como la diversidad dentro del hábitat o diversidad intracomunitaria (Halffter 1992; Crawley 1997 citado en Melo & Vargas 2003). Se han desarrollado distintos métodos para medir la diversidad de especies de una población, los mismos que se resumen en métodos paramétricos, métodos no paramétricos, métodos de extrapolación y el uso de índices de diversidad (Moreno 2001).

En esta investigación, se utilizaron dos aproximaciones para calcular este parámetro; en primer lugar se recurrió al uso de estimadores no paramétricos para predecir la riqueza esperada de especies en el remanente estudiado. La ventaja del uso de estos estimadores radica en que requieren menor cantidad de datos que el resto de métodos, ya que basan sus cálculos en el conteo de especies poco abundantes o “raras” (Colwell y Coddington 1994; Brose 2002 citado en López & Williams 2006) Los estimadores calculados fueron Chao, Jackknife, ACE y Bootstrap y puesto que no hay un estimador que sea “el mejor” en todas las situaciones, o que resulte especialmente indicado para un grupo concreto de organismos (Walther & Morand, 1998; Walther & Moore, 2005 citado en González *et al.* 2010) fue necesario primeramente evaluar su comportamiento mediante la observación del sesgo que presentaban con respecto al valor asintótico predicho por la curva de Clench, mediante la relación:

$$\text{Sesgo} = S_{\text{estimado}} - S_{\text{verdadera}} / S_{\text{verdadera}}$$

Los valores cercanos a cero indican un buen nivel de exactitud, mientras que los valores cercanos a 1 indican un sesgo mayor (Chiarucci *et al.* 2003 citado en López & Williams 2006). Para el cálculo de estos índices se utilizó el programa Estimate S 9.0. (Colwell 2013)

En segundo lugar se calculó los índices de diversidad de *Shannon-Wiener* y *Alfa de Fisher* que han demostrado tener mayor estabilidad con respecto al tamaño de muestra (Magurran 1988, Condit *et al.* 1996 citado en López y Duque 2009).

El índice de *Shannon* es un índice de abundancia proporcional que refleja el grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo tomado al azar de una colección (Moreno 2001). Por su parte el *alfa de Fisher* cuantifica la relación intrínseca entre el número de individuos y el número de especies, por esta razón muestra mayor estabilidad e incluso independencia con respecto al tamaño de muestra (cuando se incluyen por lo

menos 1000 individuos), por lo que se convierte en un buen instrumento para comparar la diversidad entre regiones o tipos de bosque en gradientes altitudinales (López y Duque 2009).

#### **1.4.4. Recambio florístico altitudinal (*beta-diversidad*)**

La diversidad beta o diversidad entre diferentes hábitats se define como el cambio de composición de especies a lo largo de gradientes ambientales (Halffter 1992; Crawley 1997 citado en Melo & Vargas 2003).

Para determinar este parámetro se realizó un análisis de ordenamiento NMS (escalamiento multidimensional no métrico) y de esta manera ver si las unidades de muestreo se ordenaban en grupos similares según su composición florística y a su vez si estos grupos evidencian un patrón de distribución altitudinal. Los métodos como el NMS no asumen una discontinuidad entre hábitats (Moreno 2001), por lo que se utilizan para describir la variación de composiciones florísticas a lo largo de gradientes ambientales.

El ordenamiento se trabajó a partir de dos matrices, una con datos cualitativos (presencia/ausencia) y otra con datos cuantitativos (valores de IVI) de las especies presentes en cada parcela. El índice de *Sorensen* y el índice de *Bray Curtis* fueron usados respectivamente para cada tipo de matriz como medida de similitud. El índice de *Sorensen* relaciona el duplo del número de especies comunes con la suma del número de especies de las dos muestras; mientras que el índice de *Bray Curtis* compara las unidades de muestreo tomando en cuenta la abundancia de las especies presentes (Sánchez 2011).

Para definir si los grupos de parcelas definidos por la ordenación NMS mostraban significancia estadística, realizamos un análisis de similitud ANOSIM, que es un test de significación no paramétrico que permite diferenciar dos o más grupos, basado en cualquier medida de distancia. Esta prueba se calcula sobre el rango de las distancias *entre grupos* y *dentro de grupos*; cuando el valor de *R* se aproxima a cero entonces la hipótesis nula es verdadera, es decir no existe diferencia entre los grupos; y cuando se aproxima a uno entonces la hipótesis alternativa es verdadera, es decir que hay suficiente evidencia para aceptar la diferencia entre los grupos de réplicas analizadas; la significación de la prueba se calcula mediante un test de permutaciones (Sánchez 2011).

Complementariamente, para determinar si el patrón de recambio florístico se relacionaba significativamente con la variable altitudinal realizamos un test de Mantel, el mismo que determina si existe correlación entre dos matrices de distancia, o más en general entre dos matrices de semejanza o proximidad. La prueba de Mantel utiliza un procedimiento de permutación en el que los elementos de una matriz se reordenan al azar para calcular el grado de significancia de esta correlación; la hipótesis nula en este caso afirmaría que las matrices de distancia no están relacionadas de forma lineal (Legendre 1999). Para esta prueba se construyó una matriz de distancias euclidianas con los valores de altitud, este resultado luego se comparó con la matriz de similitud entre parcelas obtenido con el índice de Sorensen. De esta manera se pudo establecer si el recambio de especies se explicaba por la variable altitudinal. Dichos análisis se realizaron en el programa Past versión 2.17. (Hammer *et al.* 2001)

Para complementar lo anterior se procedió a reunir las parcelas por nivel altitudinal (cada 100m) y se construyó matrices de similitud con los índices de *Sorensen* y *Bray Curtis* para el total de especies presentes en cada rango de altitud.

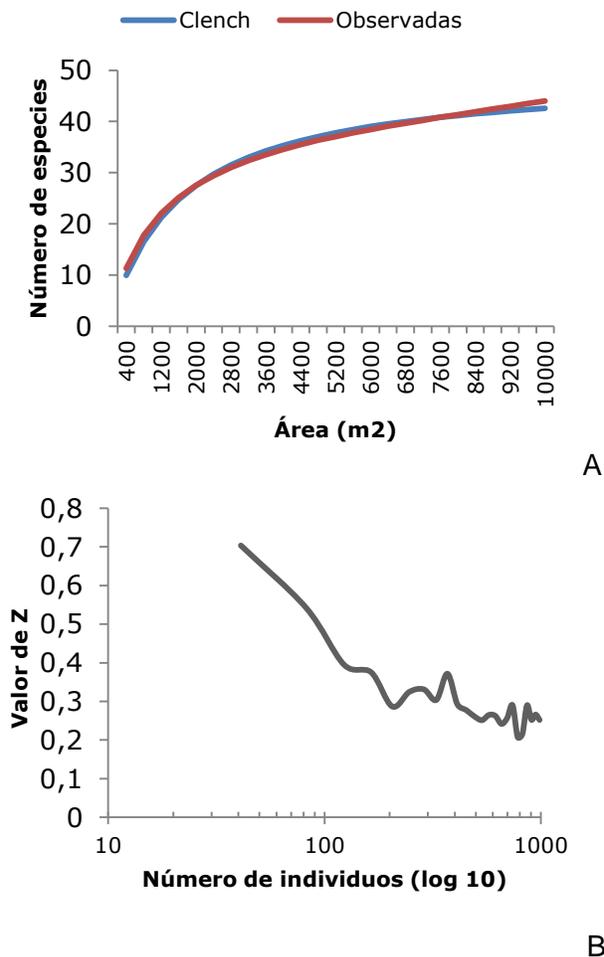
## **2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## 2.1 Curva especies-área

Los resultados muestran una curva que claramente disminuye al aumentar la intensidad de muestreo, aunque sin llegar a una asíntota bien marcada al final de las 25 parcelas (1 ha).

El ajuste de la curva al modelo de Clench es bastante fiable ( $R^2=0.99$ ) ya que valores cercanos a 1 indican que la función explica una alta proporción de la varianza de los datos originales. El valor de la asíntota predice un número final de 50 especies esperadas, por lo que el número de especies registradas en el muestreo (44) representa el 88% del valor asíntótico; esto es indicativo de un muestreo representativo de la población (Figura 3.A)

Figura 3. (A) Curva de acumulación de especies vs. curva de Clench. Se observa que el ajuste del modelo a la curva de acumulación es óptimo ( $R^2= 0.99$ ; varianza explicada= 99.2%;  $a=12.43$  y  $b=0.25$ ). (B) Tasa de acumulación de especies  $z=(\log S_{i+1}-\log S_i)/(\log N_{i+1}-\log N_i)$  vs. número de individuos en escala logarítmica.



La *figura 3.B* muestra la progresión de la tasa de acumulación de especies con relación al aumento del número de individuos (en escala logarítmica). Se observa una disminución sostenida de esta tasa, llegando a un valor último de 0.25; la curva está lejos de ser uniforme y se vuelve muy inestable hacia en el tramo final. Esto último sugiere que la tasa de acumulación puede incrementar levemente con el aumento de la intensidad de muestreo y así impedir que la curva de acumulación de especies se vuelva horizontal o asintótica. López & Duque (2009) demostraron que para un bosque alti-montano la tasa de acumulación de especies, aunque baja se mantiene constante, debido al aumento continuo de especies “raras” o poco frecuentes y que un valor asintótico se alcanzaba en alrededor de 2 hectáreas o 2 000 individuos. Por lo tanto se puede concluir que si aumentáramos el esfuerzo de muestreo lo que restaría por registrar son especies localmente muy restringidas y poco abundantes.

## **2.2. Composición florística**

Se registraron un acumulado de 1 027 individuos en 1 hectárea de muestreo total. La riqueza general fue de 44 especies  $\geq$  5cm DAP, con 37 géneros correspondientes a 28 familias. Se colectaron además 80 especies adicionales entre herbáceas, arbustivas y epífitas como resultado de la colección general (Anexo 4).

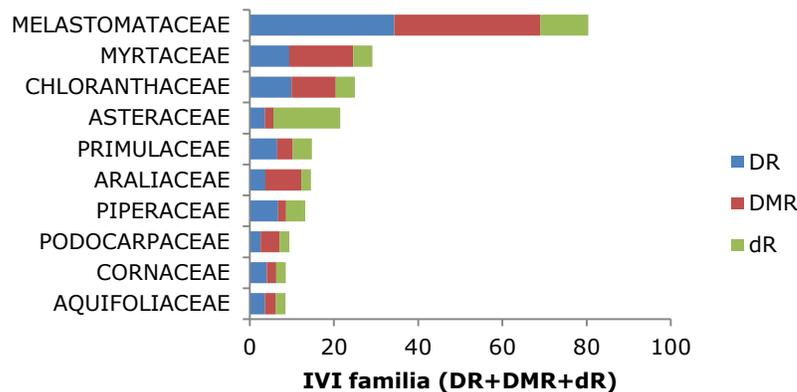
El muestreo cuantitativo determinó que la familia arbórea dominante es Melastomataceae, que presenta el mayor valor de IVI (80.3 = 26.8%); seguido de Myrtaceae (29.1=9.7%), Chloranthaceae (24.9= 8.3 %), Asteraceae (21.5 = 7.2%) y Primulaceae (14.7= 5%) que constituyen las primeras cinco familias más importantes ecológicamente (tabla 1, figura 4); estas familias acumulan el 56,8 % del IVI total; el resto de familias tienen un IVI menor al 5%. El anexo 2 contiene la información sobre el resto de familias.

La familia más diversa es Asteraceae (7 géneros y 7 especies), seguido por Melastomataceae (2 géneros y 5 especies), mientras que Myrtaceae, Chloranthaceae, Primulaceae, Piperaceae y Boraginaceae presentan dos especies de géneros distintos cada una; el resto de familias se componen de un sólo género con una especie cada uno. Los resultados de la colección general confirman que Asteraceae, junto a Orchidaceae, Pteridofitas, Melastomataceae y Piperaceae son las familias con mayor número de especies dentro del remanente.

Tabla 1. Cuadro resumen del IVI para las primeras 10 familias del estudio

Familia	IVIF	IVIF (%)
MELASTOMATACEAE	80,40	26,80
MYRTACEAE	29,10	9,70
CHLORANTHACEAE	24,94	8,31
ASTERACEAE	21,51	7,17
PRIMULACEAE	14,72	4,91
ARALIACEAE	14,52	4,84
PIPERACEAE	13,13	4,38
PODOCARPACEAE	9,39	3,13
CORNACEAE	8,56	2,85
AQUIFOLIACEAE	8,45	2,82

Figura 4. Gráfico de barras de las primeras 10 familias con mayor IVI (DR= densidad relativa; DMR= dominancia relativa; dR= diversidad relativa)

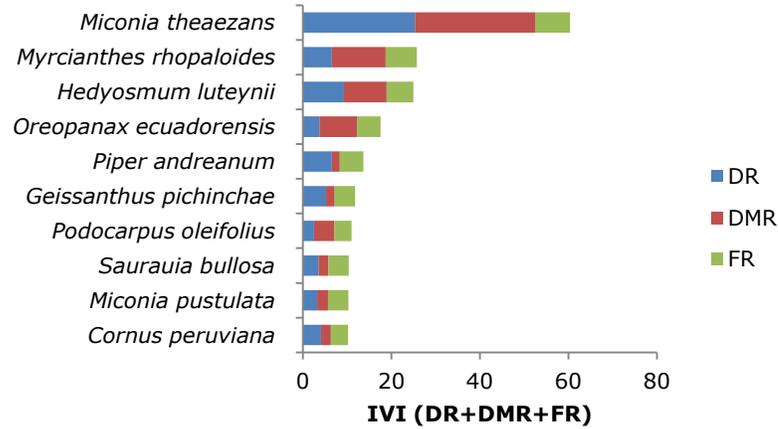


A nivel de especies la dominancia se concentró en *Miconia theaezans* (60,3=20,1%); *Myrcianthes rhopaloides* (25,7=8,5%) *Hedyosmum luteynii* (24,9=8,3%) *Oreopanax ecuadorensis* (17,5=5,8%), *Piper andreanum* (13,6=4,5%) y *Geissanthus pichincha* (11,8=4%). Tabla 2, figura 5.

Tabla 2. Resumen de los valores de densidad e IVI para las primeras 10 especies más dominantes

Especie	Densidad	IVI	IVI (%)
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.)Cogn.	260	60,39	20,13
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	67	25,78	8,59
<i>Hedyosmum luteynii</i> Todzia	95	24,94	8,31
<i>Oreopanax ecuadorensis</i> Seem.	38	17,55	5,85
<i>Piper andreanum</i> C.DC.	67	13,63	4,54
<i>Geissanthus pichincha</i> Mez	54	11,79	3,93
<i>Podocarpus oleifolius</i> D.Don.	26	11	3,67
<i>Saurauia bullosa</i> Wawra	36	10,33	3,44
<i>Miconia pustulata</i> Naud.	33	10,25	3,42
<i>Cornus peruviana</i> J.F. Macbr.	42	10,17	3,39

Figura 5. Gráfico de barras con los valores de IVI para las primeras diez especies más dominantes ecológicamente (DR= densidad relativa; DMR= dominancia relativa; dR= diversidad relativa)



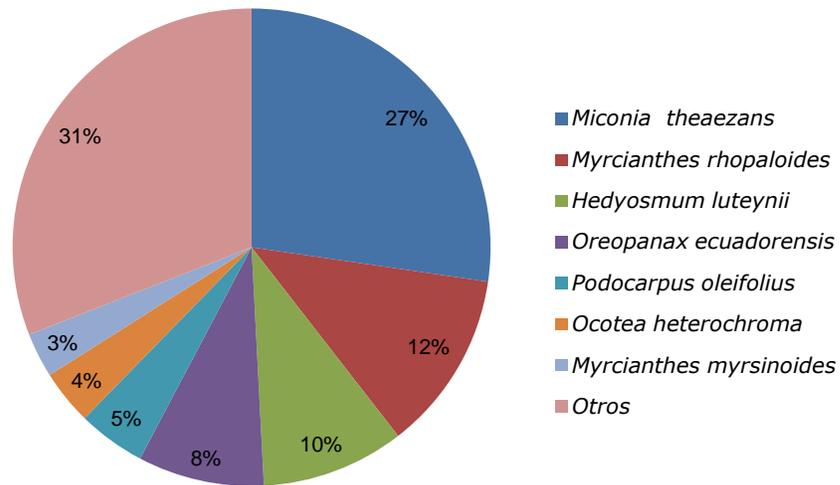
### 2.2.1. Densidad y Área basal

Las especies más abundantes o con mayor número de individuos fueron en orden descendente *Miconia theaezans* (25,3%), *Hedyosmum luteynii* (9,2%), *Myrcianthes rhopaloides* (6,5%), *Piper andreanum* (6,5%) y *Geissanthus pichinchae* (5,2%) que juntas representaron el 52,7% del total de individuos. En el Anexo 3 se encuentra el detalle de los valores de densidad e IVI para todas las especies del estudio.

El área basal total es de 34,9 m<sup>2</sup>/ha con una media de 1,40 m<sup>2</sup> ±0.45 por parcela (400 m<sup>2</sup>). Las familias Melastomataceae (34,6 %), Myrtaceae (15,2%), Chloranthaceae (10,4%), Araliaceae (8,5%) y Podocarpaceae (4,5%) tienen el mayor porcentaje de área basal.

La figura 6 muestra aquellas especies que presentan mayor biomasa. Un caso destacable es el de *Ocotea heterochroma*, que aunque presenta pocos individuos, estos en su mayoría presentan gran porte lo que le permite estar entre las especies con mayor área basal del estudio.

Figura 6. Especies con mayor área basal dentro del remanente



Según el análisis de regresión lineal, el área basal así como la densidad de individuos, no muestran relación significativa con el cambio de altitud ( $p > 0.05$ ), lo que significa que dentro del rango de estudio estos dos parámetros no tienen una tendencia ni creciente ni decreciente con respecto a dicha variable.

Ciertos estudios han establecido una relación entre la abundancia y la altitud (Homeier 2009; Loza *et al* 2010) o entre el área basal con la altitud (Gálvez *et al.* 2003), pero estos patrones sólo pudieron observarse por cuanto dichas investigaciones se condujeron en rangos altitudinales amplios; por lo que a pequeña escala, el gradiente altitudinal al parecer no influye directamente en estas medidas de la población.

### **2.2.2. Interpretación e implicaciones de la composición observada**

Los resultados tanto del muestreo cuantitativo como de la colección general, arrojan que las familias más diversas dentro del remanente son Asteraceae, Orchidaceae, Melastomataceae, Solanaceae y Piperaceae, lo que está en concordancia con lo expuesto por Jørgensen & León-Yáñez (1999) para los bosques de altura.

En cuanto a la flora leñosa, los resultados confirman la observación de que en los bosques montano altos la dominancia generalmente se concentra en una o en pocas especies, tal como lo han expuesto otros trabajos (Gálvez *et al.* 2003). En este caso una especie ejerce gran dominancia en la comunidad: *Miconia theaezans*, aunque son destacables la ubicación de *Myrcianthes rhopaloides* y *Hedyosmum luteynii* como las siguientes especies con mayor abundancia e importancia ecológica.

Por ejemplo *Myrcianthes rhopaloides* es una especie de lento crecimiento y que es un elemento característico de bosques bien conservados (Gentry 1977 citado en Valencia & Jørgensen 1992). Aunque dicha especie tiene amplia distribución, en cambio no ha sido reportada como especie dominante en otros estudios recientes de bosques altoandinos sobre los 2700 m (ver Cerón *et al* 2006; Cerón & Montalvo 2006; Caranqui 2011).

Por otro lado, el estudio de Valencia & Jørgensen (1992) realizado dentro del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa, en un sector ubicado aproximadamente a sólo 1,5 km del remanente, como cabría esperarse registra una composición similar, sin embargo la riqueza de especies y la dominancia si difieren significativamente en ambos casos (tabla 3).

Como se puede observar la dominancia que ejerce *Miconia theaezans* disminuye sustancialmente en nuestra investigación y especies de bosque maduro como *Myrcianthes rhopaloides* y *Hedyosmum luteynii* pasan a ocupar el lugar de especies pioneras como *Piper andreanum*, *Miconia pustulata*, *Miconia corymbiformis* y *Tournefortia fuliginosa*, que son propias de bosques en regeneración, tanto que sólo *Piper andreanum* mantiene un lugar entre las primeras especies más dominantes, pero con una importancia ecológica reducida en más de la mitad.

Este tipo de composición, unido a un mayor valor de área basal y mayor riqueza de especies reflejarían por un lado un mayor grado de madurez estructural, pero también un buen nivel de conservación, donde también pueden crecer especies típicas de bosques maduros como *Podocarpus oleifolius*, *Ocotea heterochroma*, *Ceroxylon parvifrons*, *Prunus huantensis*, *Meliosma cf. arenosa* o *Weinmannia rollottii*, que son especies que definitivamente no se registran en Valencia & Jørgensen (1992).

Tabla 3. Comparación de riqueza, composición y área basal entre una parcela permanente de 1ha dentro del RVSP (Valencia & Jørgensen 1992) y este estudio. En ambos casos el diámetro considerado fue > 5cm.

Indicadores	Valencia & Jørgensen (1992)	Este Estudio
Riqueza de especies	32	44
Especies dominantes (porcentaje de IVI)	<i>Miconia theaezans</i> (28%) <i>Piper andreanum</i> (11%), <i>Miconia pustulata</i> (8,6 %) <i>Miconia corymbiformis</i> (7%) <i>Tournefortia fuliginosa</i> (6%)	<i>Miconia theaezans</i> (20 %), <i>Myrcianthes rophaloides</i> (8,5%), <i>Hedyosmum luteynii</i> (8,3%) <i>Oreopanax ecuadorensis</i> (5,8%) <i>Piper andreanum</i> (4,5 %)
Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	25,7	35

Por otro lado, según Dalling *et al* (2010) las Podocarpaceae en los bosques neotropicales no son componentes dominantes, sin embargo en este estudio *Podocarpus oleifolius* se encuentra entre las 10 primeras especies con mayor valor de IVI (7° lugar), esto sobre todo gracias a sus diámetros grandes, a pesar de que no es de las especies más abundantes. La presencia de esta especie en el remanente parece ser muy importante en comparación con lo que se ha registrado en otros bosques neotropicales; efectivamente, en la *tabla 4* se observa un mayor número de individuos/ha y un porcentaje de área basal que es sólo superado por lo registrado en una Reserva natural de Panamá.

Tabla 4. Densidad de individuos y área basal de *Podocarpus oleifolius* en parcelas neotropicales premontanas y montanas. (a) Volcan Barva; dbh>10cm; 1 ha (b) Quebrada Honda-Reserva La Fortuna dbh >10 cm; 1 ha (c) Quebrada Chorro, Reserva La Fortuna; dbh>10 cm; 1Ha (d) Pico Bolívar, P.N. Sierra Nevada; dbh> 3.2 cm; 0.22 ha. (e) Nangaritza-Cordillera del Cóndor; dbh >10 cm, 1 ha.(f) Reserva Numbala, Palanda-colindante al P.N. *Podocarpus*, dbh>5 cm; 1ha.

	Altitud	AB (m <sup>2</sup> /ha)	Ab(%)	Ind./ha	Densidad(%)
Costa Rica (a)	2300	–	–	20	3,5
Panamá (b)	1240	0,2	0,4	1	0,1
Panamá (c)	1100	2,5	7,8	6	0,6
Venezuela (d)	2600	0,0	0,1	5	0,1
Ecuador (e)	1120	0,3	1,9	4	0,7
Ecuador (f)	2100	0,31	0,66	5	0,46
<b>Este estudio</b>	3000-3400	1,6	4,6	26	2,5

Fuente: (a)-(e) Dalling *et al* 2010; (f) Yaguana *et al* 2012.

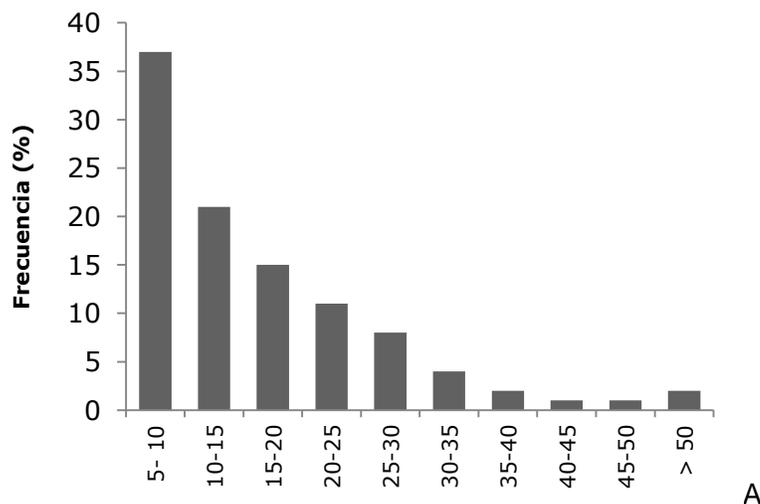
## 2.3. Estructura

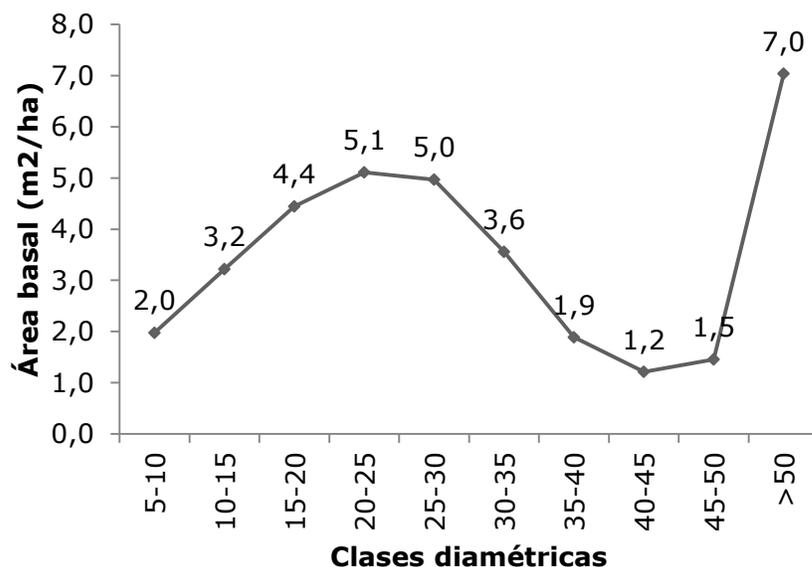
### 2.3.1. Estructura horizontal

La estructura horizontal del bosque adquiere una forma de “J” invertida, que es típica de bosques tropicales, con la mayor proporción de individuos en las clases diamétricas inferiores y una disminución sostenida del número de individuos en las clases superiores.

De la distribución del *gráfico 7.A*, se desprende que el 72 % de individuos no superan los 20 cm de DAP. Por otra parte el *gráfico 7.B*, indica que el área basal en cambio se concentra en las clases diamétricas intermedias, con un máximo en las clases de 20 a 30 cm (que tienen al 18,7 % de los individuos) y a partir de allí nuevamente decrece, aunque luego muestra los valores más altos en las clases superiores (>50 cm DAP). Esto sería indicativo de un bosque maduro (Smith & Smith 2001), donde una menor proporción de individuos y especies acumulan más biomasa en las últimas clases etarias en comparación con las primeras clases, donde en cambio se concentran la mayoría de individuos y especies en edad juvenil; que por otro lado sugiere un adecuado nivel de regeneración, necesario para empujar la dinámica del bosque y por lo tanto su permanencia a través del tiempo.

Figura 7. (A) Porcentaje de individuos por clases diamétricas. (B) Área basal acumulada por cada clase diamétrica.





B

De las 44 especies registradas, sólo 26 especies llegan hasta los 30 cm, 17 especies superan este rango y tan sólo 8 especies, con 19 individuos (1,6% de la población) superan los 50 cm de DAP. Esto demostraría que muchas de las especies tienen ciclos de vida relativamente cortos o que registran gran mortalidad al llegar a cierto tamaño, este sería el caso de especies pioneras como *Llerasia hypoleuca*, *Cleome anómala*, *Dendrophorbium lloense*, *Piper barbatum* o *Duranta triacantha* que son especies heliófitas efímeras (ninguna de estas especies superaron los 15 cm de DAP) y que típicamente aparecen en sectores del bosque donde han existido perturbaciones recientes, su capacidad de regeneración depende de la dinámica del bosque, pues requieren sitios abiertos con buena entrada del luz.

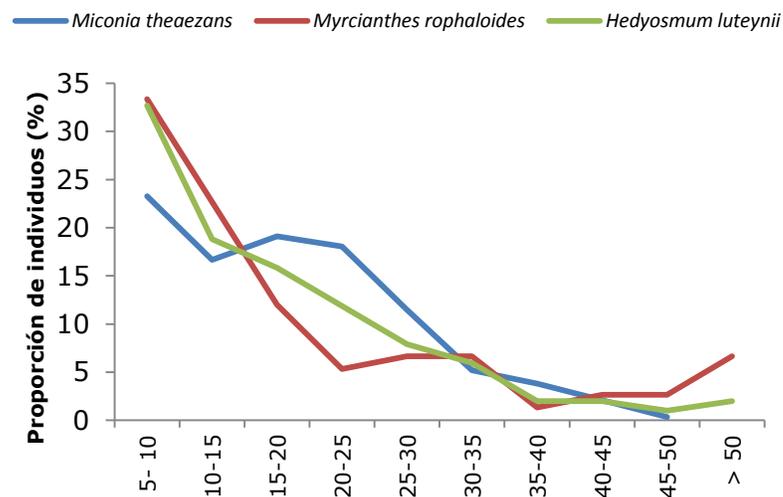
Sin embargo también hay especies esciófitas que pueden crecer en condiciones de poca luz al interior del bosque, tales como *Symplocos sp.*, *Ceroxylon parvifrons*, *Meliosma cf. arenosa* y *Prunus huantensis*, dichas especies llegaron hasta un máximo de 20 a 30 cm de DAP en edad adulta y mostraron plántulas en regeneración en las partes del bosque con dosel más cerrado, por lo que la supervivencia de las poblaciones de estas especies, depende en gran medida de la permanencia del bosque en un buen estado de conservación.

*Miconia theaezans*, *Piper andrenum*, *Geissanthus Pichincae*, *Bohemeria celtidifolia*, *Hedyosmun luteynii*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Cornus peruviana* y *Oreopanax ecuadorensis*

son los elementos más comunes en el sotobosque y en el suelo del remanente como plántulas en regeneración. En el caso de *Piper andreanum*, *Geissanthus Pichincha*, *Bohemeria celtidifolia* y *Cornus peruviana* nunca llegan a diámetros mayores a 30 cm cuando adultos y permanecen en el bosque como árboles pequeños y medianos bajo el dosel, sin embargo de lo cual presentan gran capacidad de regeneración, aunque *Cornus peruviana* al parecer puede alcanzar grandes diámetros, incluso mayores a 1 m de DAP, según lo reportado en otros estudios (Jiménez 2007).

La figura 8 muestra la distribución de las especies más dominantes del bosque. Se desprende que *Myrcianthes rophaloides* presentaría una población en crecimiento a juzgar por la mayor proporción de individuos juveniles que presenta y por su nivel de longevidad (de las tres es la única que supera los 60 cm DAP).

Figura 8. Distribución diamétrica de las especies más abundantes del remanente



La tabla 5 en cambio muestra las especies con árboles de gran porte, que concentran la mayor biomasa dentro del remanente y que por cierto no habían sido documentados en otros estudios cercanos al área (ver Valencia & Jørgensen 1992); la mayoría de los cuales pertenecen a *Myrcianthes rophaloides*, aunque el mayor diámetro encontrado durante el estudio correspondió a un individuo de *Podocarpus oleifolius* que presentó 95 cm de DAP.

Tabla 5. Especies que presentan diámetros >50 cm dentro del remanente.

Especies con DBH>50cm	N° de individuos	DBH máximo
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	6	76 cm
<i>Oreopanax ecuadorensis</i> Seem.	4	89 cm
<i>Ocotea heterochroma</i> Mez & Sodiro	2	87 cm
<i>Aegiphila ferruginea</i> Hayek & Spruce	2	67 cm
<i>Hedyosmum luteynii</i> Todzia	2	55 cm
<i>Podocarpus oleifolius</i> D.Don.	1	95 cm
<i>Myrcianthes myrsinoides</i> (Kunth)Grifo	1	57 cm
<i>Tournefortia fuliginosa</i> H.B.K	1	56 m

### 2.3.2. Estructura vertical

La mayor proporción de individuos (42%) tiene alturas comprendidas entre 5 a 10 metros, hay un segundo grupo de árboles con alturas entre 10 a 15 (31,6%) metros y un grupo integrado por individuos entre 15 a 20 metros (20,9%), que conforman el dosel superior; un pequeño porcentaje de árboles superan este rango y llegan hasta un máximo de 24 metros de altura (3%) *Figura 9*.

Los valores muestran un bosque en general bien estructurado, con individuos que se distribuyen proporcionalmente en cada rango. Las especies más abundantes presentan individuos en todos los rangos de altura, lo que hace que en algunos sectores sea difícil distinguir claramente una estratificación marcada.

El promedio de altura para el conjunto del bosque es de 10,8 metros  $\pm$  4,17. Analizando este dato por rangos altitudinales, vemos que el valor medio de altura no muestra mayores diferencias desde los 3000 hasta los 3300 m (11metros  $\pm$  3,9); aquí el dosel fácilmente puede alcanzar los 20 metros, formado por las especies *Miconia theaezans*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Hedyosmum luteynii* y *Podocarpus oleifolius*; en algunas parcelas incluso hay individuos de *Ocotea heterochroma* que pueden llegar hasta los 24 metros de alto. El segundo grupo o estrato de especies que puede llegar a los 15 a 16 metros y está

conformado por especies como *Saurauia bullosa*, *Bohemeria celtidifolia*, *Ilex myricoides*, *Geissanthus pichincha*, *Piper andreanum*, *Miconia corymbiformis* y *Miconia pustulata*.

Sobre los 3400 m, en cambio, la altura promedio disminuye ( $9 \pm 2,8$ ), el dosel tiene alturas entre 10 a 15 metros y está conformado por individuos de las especies *Oreopanax ecuadorensis*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Axinaea macrophylla*, *Piper andreanum*, *Miconia bracteolata*, *Myrsine andina* y *Vallea stipularis*.

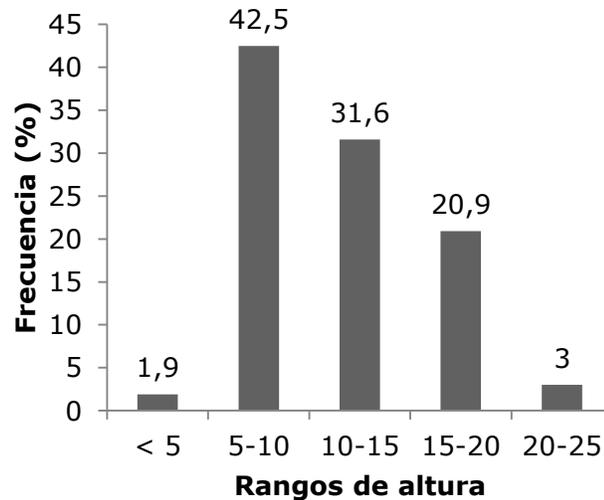
El sotobosque se compone principalmente de plántulas o juveniles de las especies de dosel y algunos arbustos como *Notopleura bryophila*, *Palicourea lineata*, *Solanum barbulatum*, *Solanum oblongifolium* y *Disterigma acuminatum*.

Los árboles más grandes generalmente sirven de apoyo para arbustos trepadores como *Macleania loeseneriana*, *Munnozia jussieui*, *Mikania multinervia*, *Pentacalia floribunda*, *Oligactris coriácea*, *Oligactris pichinchensis* y *Alloplectus peruvianus* y para lianas venosas como *Ericentrodea corazonensis* y *Jungia mitis*.

La especie *Chusquea scandens* es un componente común del sotobosque, aunque su densidad depende del estado del bosque; así en zonas con muestras de perturbación a gran escala, ocasionada por deslizamientos de tierra, esta especie llega a cubrir el área rápidamente de manera tan abundante que en ocasiones se hace difícil caminar, en cambio en zonas donde el bosque no muestra perturbación, esta especie aunque puede estar presente no llega a ser dominante.

El suelo se encuentra cubierto casi en su totalidad por diversas especies de helechos como *Polypodium remotum*, *Polypodium* sp., *Thelypteris* sp., *Polystichum* sp., *Asplenium sessilifolium*, *Asplenium cuspidatum*, *Pteris muricata* y por herbáceas como *Uncinia hamata* y *Rhynchospora macrochaeta*; ocasionalmente aparece también *Anthurium* sp. En los rangos de 3 300-3 400 m la densidad de musgos sobre el suelo aumenta visiblemente en algunos sectores.

Figura 9. Frecuencia de individuos por rangos de altura



Los troncos de los árboles albergan una gran diversidad de plantas epífitas, son especialmente abundantes los musgos, que forman capas verdaderamente gruesas. Se encontraron 15 especies diferentes de orquídeas creciendo en ramas y troncos, la mayoría de los géneros *Epidendrum*, *Lepanthes* y *Stelis*; también 4 especies distintas de *Peperomia* y helechos de los géneros *Campyloneurom*, *Elaphoglossum* y *Adiantum*. Adicionalmente bromelias del género *Tillandsia* y algunas especies de Urticaceae (*Pilea filipes*) y *Solanum* sp. completan la mayoría de la flora epífita.

#### 2.4. Alfa-diversidad

Se pudo determinar que los estimadores menos sesgados y por lo tanto más exactos para predecir el número real de especies en el bosque estudiado son ACE, Bootstrap y Chao 1. Los estimadores Chao 2, Jackknife 1 y 2 producen una gran sobreestimación del valor de riqueza real, por lo que son poco fiables para el caso de bosques altimontanos (Tabla 6). Este sesgo se puede producir en dichos estimadores cuando el porcentaje de especies “raras” es alto o cuando la comunidad presenta una distribución agregada de las especies (Petersen & Meier, 2003) y este patrón de distribución es algo típico en bosques montanos (ver López & Duque 2009).

Nuestro resultado concuerda con lo expuesto por Antezana & Chapi (2012), quienes analizaron el comportamiento de estimadores no paramétricos en un bosque montano pluvial de Bolivia y encontraron que los estimadores Bootstrap, ACE y Chao 1 presentaban menor sesgo y mayor exactitud, mientras que estimadores como Jackknife y Chao 2 tendían a sobreestimar la riqueza.

Con estos antecedentes, se puede establecer que el remanente tendría una riqueza esperada de 49 a 53 especies en total. Como se mencionó en otro apartado lo que quedaría por registrar corresponde a especies localmente raras, poco frecuentes o con una distribución muy restringida dentro del bosque. La *tabla 7* resume los indicadores de alfa-diversidad del remanente.

*Tabla 6. Riqueza esperada (S estimada) mediante estimadores no paramétricos y su nivel de sesgo con respecto a la riqueza verdadera predicha por el modelo de Clench (S verdadera)*

		<b>Bootstrap</b>	<b>ACE</b>	<b>Chao1</b>	<b>Jack 1</b>	<b>Jack 2</b>	<b>Chao 2</b>
<b>S “verdadero” (Clench)</b>	50	-	-	-	-	-	-
<b>S estimada</b>		49	51	53	56	67	81
<b>Sesgo</b>		-0,02	0,02	0,06	0,12	0,34	0,62

*Tabla 7. Resumen de valores de alfa-diversidad para el remanente de bosque alti-montano*

Riqueza de <i>sp.</i> registrada	44
Riqueza de <i>sp.</i> esperada (Clench)	50
Riqueza de <i>sp.</i> esperada (Bootstrap)	49
Riqueza de <i>sp.</i> esperada (ACE)	51
Riqueza de <i>sp.</i> esperada (Chao1)	53
N° especies por parcela (400m <sup>2</sup> )	11,3 ± 2,6
N° familias por parcela (400m <sup>2</sup> )	9 ± 2,2
N° individuos por parcela (400m <sup>2</sup> )	41 ± 8.8
Especies “raras” (1 a 2 individuos)	12 (27%)
Índice de Shannon	2.9
Alfa de Fisher	9.3

Al relacionar el valor del índice de Shannon con el logaritmo natural del número de especies encontradas (2,9 vs 3,8) se puede hablar de una diversidad media para el remanente.

A nivel de patrones de riqueza, se confirma la tendencia ampliamente conocida de que existe una disminución marcada en la diversidad de plantas leñosas en bosques altimontanos en comparación con los bosques de menor altitud (tabla 8)

Tabla 8. Riqueza promedio de especies en parcelas de 400 m<sup>2</sup> en distintas localidades del país y diferentes niveles altitudinales. (\*) Reserva de la biósfera Sumaco.

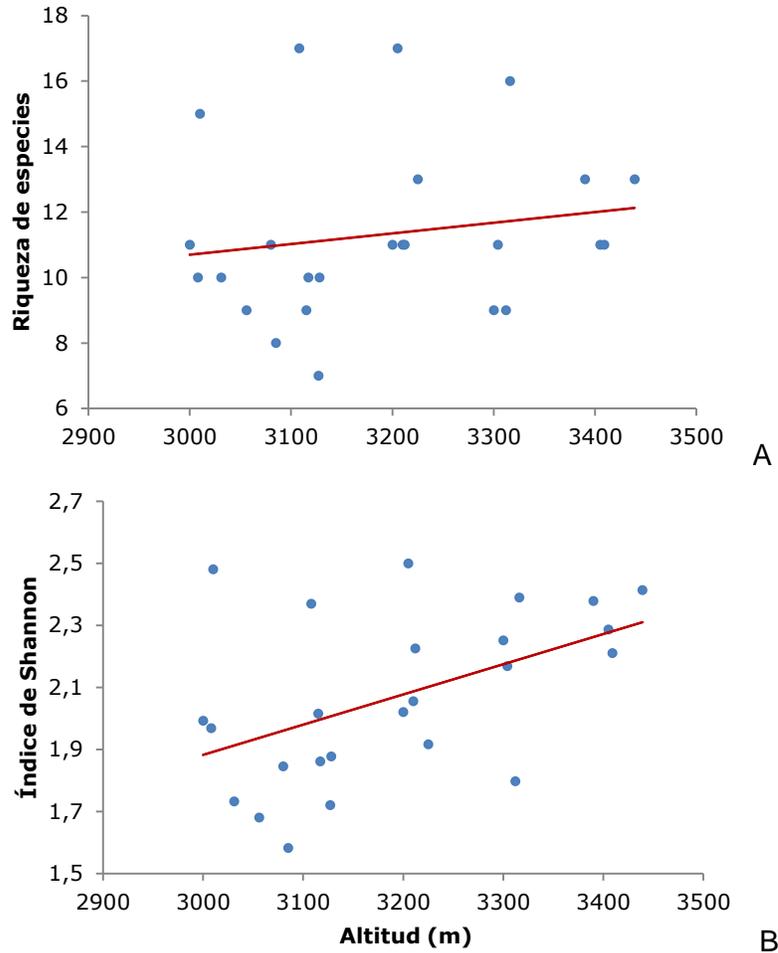
Localidad	DAP mínimo	Altitud	Riqueza promedio (400 m <sup>2</sup> )	Referencia
Volcán Sumaco (*)	≥ 5 cm	1500	26	Homeier 2009
Cocodrilos (*)	≥ 5 cm	1500	28	
Cordillera Galeras (*)	≥ 5 cm	1500	38	
Yanayacu (*)	≥ 5 cm	2000	19	Homeier 2009
Volcán Sumaco (*)	≥ 5 cm	2000	23	
Cordillera Guacamayos (*)	≥ 5 cm	2000	30	Homeier 2008(b)
Reserva Biológica San Francisco	≥ 10 cm	1850-2200	33 a 37	
Loma Canajalo, sector Pasochoa	≥ 5 cm	3000 -3400	11	Este estudio

Por otro lado el *alfa de Fisher* permite comparar este estudio con otros realizados a nivel regional en bosques altimontanos, como el de López & Duque (2009), de donde se concluye que el bosque en estudio es 1,26 veces menos diverso que un bosque altimontano de los Andes centrales colombianos ubicado a 2900 m, en la región de Belmira donde se registra un valor *alfa* de Fisher de 11,8 por ha.

#### 2.4.1. Relación entre la diversidad alfa y la elevación

El índice de diversidad de Shannon muestra una relación positiva con la variable altitudinal, se aprecia un incremento de este índice a medida que aumenta la altitud, este incremento aunque pequeño, es significativo estadísticamente (Figura 10.B). La riqueza de especies en cambio no se correlaciona con la elevación (Figura 10.A)

Figura 10. (A) Regresión lineal entre la riqueza de especies y la altitud ( $r^2=0.03$ ;  $p= 0.42$ ); (B) Regresión lineal entre el índice de Shannon y el cambio en altitud ( $r^2=0.24$ ;  $p= 0.01$ ).



Este resultado es opuesto al encontrado por Loza *et al* (2010) en un bosque montano de Madidi-Bolivia en un rango de 1000 a 1600 m, donde la riqueza mostró una correlación positiva con el aumento de elevación, pero en cambio la diversidad no mostró relación alguna con dicha variable.

Nuestro resultado se comprende al revisar el concepto que subyace al índice de *Shannon Wiener*, pues este índice lo que mide es el grado de equidad en la estructura de la comunidad. Entonces cuando el índice aumenta con la altitud, está indicando que lo que aumenta es la equidad. Efectivamente se comprueba como en el rango de 3000 a 3200 m existe una gran dominancia de ciertas especies, especialmente de *Miconia theaezans* y

*Hedyosmum luteynii*, pero a medida que sube la altitud dichas especies disminuyen su abundancia proporcional y por tanto el resto de componentes de la comunidad tienen posibilidad de distribuirse más equitativamente, lo que se refleja en mayores valores de *Shannon* a pesar de que la riqueza en sí misma no aumente ni disminuya.

Al parecer en bosques montano-bajos o zonas de transición con tierras bajas, otras variables son las que controlan en mayor medida la distribución de abundancias entre las especies (y por lo tanto el grado de dominancia/equidad), mientras que en los bosques altimontanos el gradiente altitudinal (que tiene que ver con el gradiente térmico) adquiere mayor influencia en el ensamblaje de las comunidades vegetales; aunque también es cierto que el débil valor del coeficiente de determinación lineal ( $r^2=0,24$  ó 24%) demuestra que existen otros factores o variables, además del altitudinal, que están influenciando en los cambios de estructura observados al interior del bosque.

## 2.5. Recambio florístico (beta-diversidad)

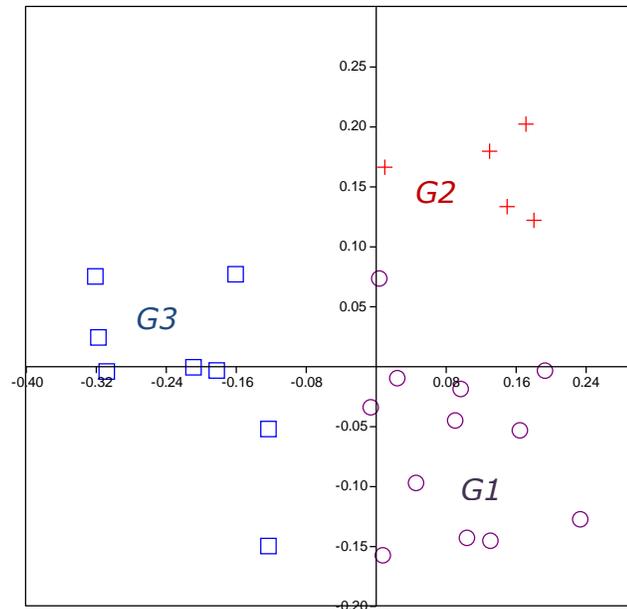
### 2.5.1. Ordenamiento

El análisis NMS realizado con la matriz de presencia/ausencia muestra la formación de 3 agrupaciones (Figura 11): el grupo *G1* conformado por las parcelas con rango altitudinal de 3000 a 3227 m; el *G2* con parcelas con similar rango de altitud pero que se separan notablemente del grupo anterior a través del eje *Y*, y por último el *G3* formado por los cuadrantes del rango 3300 a 3439 m (Tabla 9)

Tabla 9. Grupos de parcelas formados a partir del análisis NMS

Grupo	Cuadrantes	Rango altitudinal	Eje que lo define
<b>G1</b>	1,2,3,4,5,6,7,8,9,11,12,13	3 000 a 3 227 m	Eje X
<b>G2</b>	20,22,23,24,25	3 031 a 3 225 m	Eje Y
<b>G3</b>	10,14,15,16,17,18,19,21	3 300 a 3 439 m	Eje X

Figura 11. Análisis NMS a partir de una matriz de presencia/ausencia y con el índice de Sorensen como medida de similitud. G1(parcelas 1,2,3,4,5,6,7,8,9,11,12,13) en la parte derecha-inferior del gráfico; G2 (20,22,23,24,25) en la esquina superior-derecha y G3 (10,14,15,16,17,18,19,21) en la esquina superior-izquierda. El ordenamiento muestra 19% de estrés final con un diagrama de dos ejes que en total explican el 73,3% de la variación de los datos



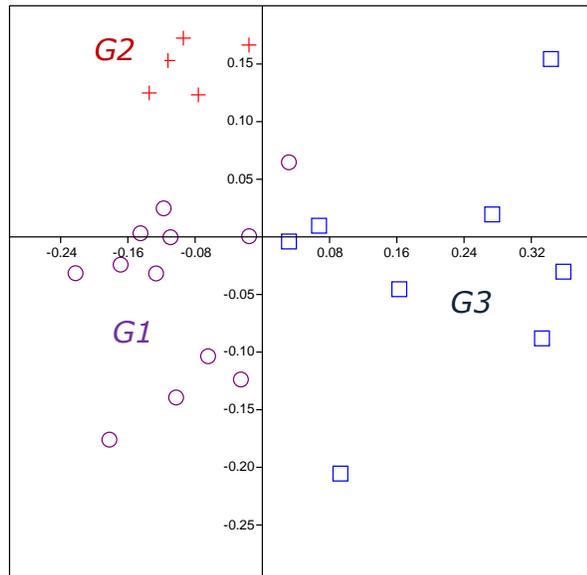
El análisis de significancia ANOSIM para la agrupación obtenida del NMS muestra que efectivamente existe una disimilitud entre los grupos de la *Tabla 9* ( $R= 0.87$ ;  $p= 0.001$  con 9999 permutaciones) lo que nos permite aceptar la hipótesis de que hay un cambio en la composición florística a través del gradiente altitudinal considerado (3000 a 3439 msnm).

Por otra parte el resultado del test de Mantel indica que existe una correlación entre las matrices de composición de especies y de distancia altitudinal ( $R= 0.70$ ;  $p= 0.002$ ), por lo que se confirma que los cambios observados en la composición florística se explican significativamente por el cambio en altitud.

El NMS realizado con los datos de IVI (índice de valor de importancia), demuestra también un ordenamiento de tipo gradual a lo largo del eje principal (eje X), que a su vez se asocia a la gradiente altitudinal (Figura 12)

Dentro del grupo de parcelas G1 y G3 se ve una gran dispersión mediada por el segundo eje, lo que estarían demostrando pequeñas diferencias a nivel estructural o de dominancia al interior de los grupos. Esto nos indica que otros factores ambientales, además del altitudinal, actúan para ocasionar los pequeños cambio estructurales observados.

*Figura 12. Análisis NMS a partir de una matriz de IVI por especie y con Bray curtis como índice de similitud. Se distinguen los grupos G1, G2, G3. El ordenamiento muestra 14,9% de estrés final con un diagrama de dos ejes que en total explican el 81,4% de la variación de los datos*

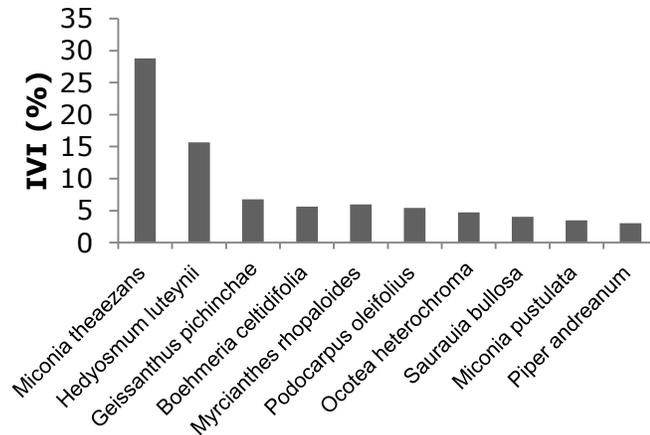


### **2.5.2. Descripción de la variación florística a través del gradiente**

a. **Grupo 1(G1):** rango de 3 000 a 3 227 msnm

Dentro del remanente, el grupo de parcelas G1 se ubican en la zona de la pendiente más cercana a la rivera del río Sambache; con inclinaciones fuertes que van desde los 40 a 80 % y entre las coordenadas UTM 777663/9951112; 778557/9950179 (ver mapa de figura 2).

Figura 13. Especies con mayor IVI dentro del rango 3000 a 3227 msnm (G1)



Fisonómicamente es un área de bosque maduro, alto y denso que presenta numerosas zonas de derrumbe en distintas etapas de sucesión, lo que interrumpe su continuidad. En estas zonas el “suro” *Chusquea scandens* coloniza rápidamente el hábitat perturbado y a veces forma manchones casi impenetrables; otras especies colonizadoras son *Phenax rugosus*, *Oligactris pichinchensis*, *Oligactris coriacea*, *Liabum* sp. y *Munnozia jussieui*.

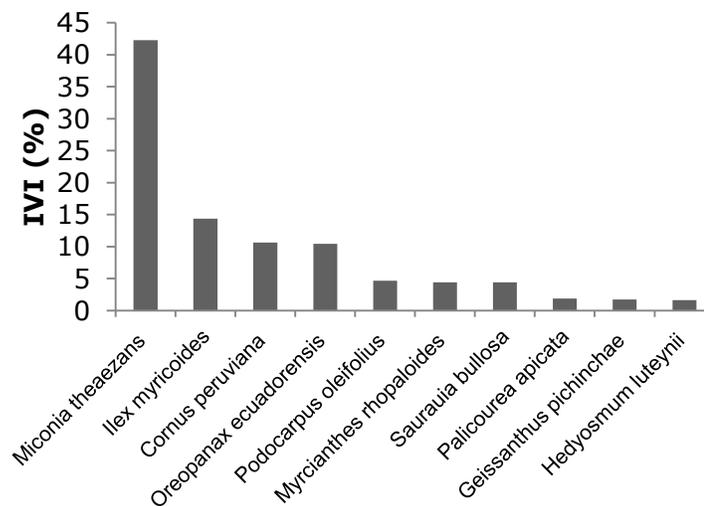
En las áreas no disturbadas, el dosel alcanza los 20 m de alto, con algunos individuos dispersos de *Ocotea heterochroma* que pueden llegar hasta los 24 metros de alto. La mayor dominancia se concentra en las especies *Miconia theaezans* y *Hedyosmum luteynii* (Figura 13), que también están entre los individuos más altos y con mayor diámetro; otras especies frecuentes son *Geissanthus pichincha*, *Boehmeria celtidifolia*, *Myrcianthes rhopaloides*, *Podocarpus oleifolius*, *Saurauia bullosa*, *Piper andreanum*, *Miconia pustulata* y *Tournefortia fuliginosa*. Especies poco frecuentes, pero que diferencian florísticamente este grupo son *Symplocos* sp., *Casearia mexiae*, *Ceroxylon parvifrons*, *Prunus huantensis*, *Meliosma* sp.

Esta zona de bosque presenta pequeñas y numerosas quebradas que descienden hacia el río Sambache y que contribuyen en la formación de un ambiente altamente húmedo, condición que favorece la proliferación de una gruesa capa de musgos y epífitas vasculares en los troncos de los árboles (Tobón 2009)

b. **Grupo 2 (G2):** rango de 3 031 a 3 225 msnm

Aunque este grupo tiene similar rango altitudinal que el anterior, el análisis NMS lo separa significativamente en otra asociación florística. Estos cuadrantes se ubican en la zona inicial y más baja de la loma que contiene al bosque. Las pendientes aquí son más suaves y van de los 24 % en la cresta hasta los 56% en la pendiente; entre las coordenadas UTM: 777300/9951416;777503/9950822 (ver mapa de figura 2).

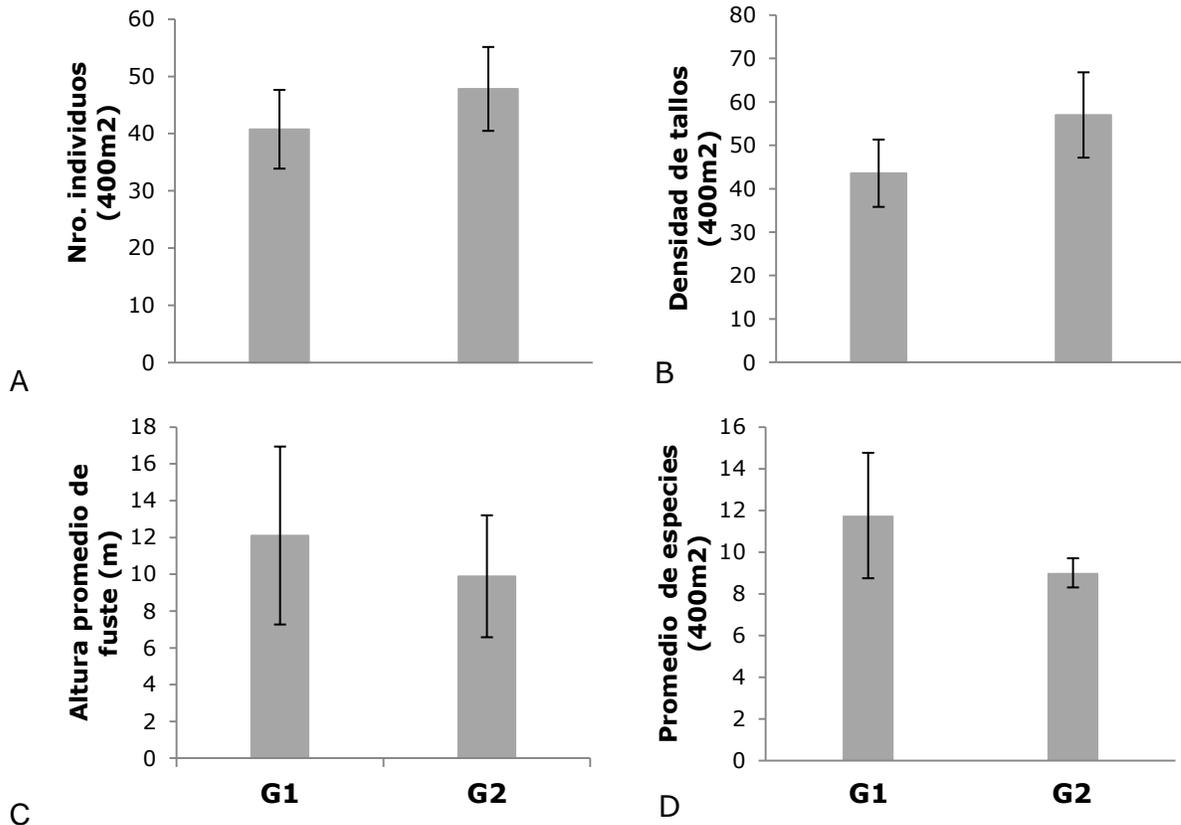
Figura 14. Especies con mayor IVI dentro del grupo G2, con rango de altitud 3031 a 3225 m.



Como se observa en la figura 14 la mayor dominancia se concentra fuertemente en *Miconia theaezans*, que presenta en este sector los valores más altos de todo el estudio (38% de abundancia relativa y 42 % del IVI). Las especies *Ilex myricoides*, *Cornus peruviana* y *Oreopanax ecuadorensis* son abundantes en este sector y contribuyen a diferenciar florísticamente este grupo del anterior. Especies como *Geissanthus pichincha* y *Hedyosmum luteynii*, aunque se pueden encontrar, son mucho menos importantes ecológicamente que en el grupo G1. También hay especies como *Palicourea apicata*, *Morella pubescens* y *Cedrela montana* (ésta última se registró sólo como plántulas en regeneración) que sólo aparecieron en este sector.

La figura 15. A-D muestra algunos parámetros estructurales que diferencian a este grupo del anterior. Hay diferencias significativas en el número de individuos con brotes o tallos múltiples, en la altura promedio del dosel y en la riqueza promedio de especies ( $p < 0.05$ ).

Figura 15. Comparación de algunos parámetros estructurales entre G1 y G2. (A) N° de individuos (B) Densidad promedio de tallos incluyendo brotes y bifurcaciones de los individuos. (C) Altura media del fuste (D) Promedio de especies por parcela de 400 m<sup>2</sup>. La significación se midió con la prueba no paramétrica U de Mann Whitney; los ítems B,C,D resultaron significativos (<0.05).



Mientras la altura del dosel y la riqueza de especies es menor en este grupo, la densidad de individuos no es significativamente diferente, aunque si hay un mayor número de árboles que presentan más cantidad de brotes y tallos múltiples. Se sabe que la altura media de la población disminuye como resultado del aumento en la perturbación (Hölscher 2008), este dato junto a la presencia de especies que requieren de sitios con algún grado de disturbio para establecerse y crecer como *Cedrela montana* (Guzmán 2001) mostrarían un ambiente más expuesto a estos factores. De hecho esta parte del remanente está más directamente afectada por vientos fuertes y está más cercano a los pastizales.

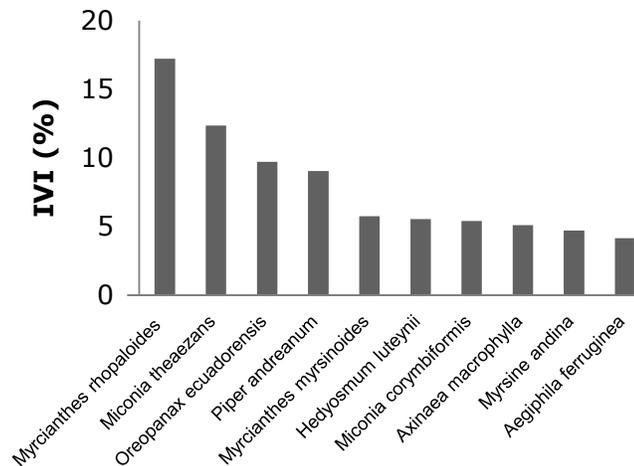
Estos resultados también podrían explicarse por variaciones topográficas (hidrología, condiciones del suelo, exposición de la pendiente) pues investigaciones como la de Homeier

(2008 b) comprueban que en los bosques montanos la topografía es un factor importante que produce diferencias en composición o estructura que se pueden dar dentro del mismo tipo de bosque. Lo que en definitiva confirma que la altitud no es el único factor que influye en el ensamblaje de las comunidades arbóreas al interior de este tipo de ecosistemas.

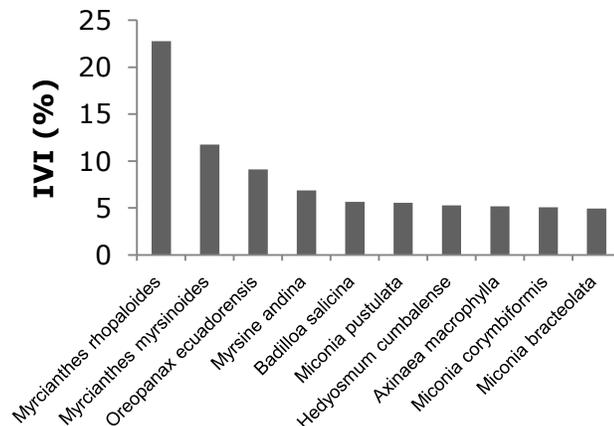
c. **Grupo 3 (G3)** :rango de 3 300 a 3440 msnm

Este grupo de parcelas se ubica en el extremo superior del rango de estudio, cerca del límite donde empieza el páramo, con pendientes entre 44 y 65%. Entre las coordenadas UTM: 778376/9950070; 778390/9949883 (ver mapa de la figura 2).

Figura 16. (A) Especies con mayor IVI dentro del grupo G3 con rango de altura de 3300-3439 m. (B) Especies con mayor valor de importancia en el ecotono bosque- páramo dentro del grupo G3 a 3 400-3439 m.



A



B

La fisonomía del bosque cambia conforme se aproxima al ecotono bosque/páramo, de un bosque denso, alto y abierto se pasa rápidamente a un pequeño bosque enmarañado dominado por arbustos escandentes como *Macleania loeseneriana*, *Pentacalia floribunda*, y *Llerasia* sp. y donde se empiezan a encontrar especies típicas de páramo como *Baccharis macrantha*, *Gynoxys* sp. y *Brachyotum* sp. El suelo presenta mayor cantidad de musgo que el nivel altitudinal anterior.

A esta altitud la dominancia se reparte más equitativamente entre las especies y *Myrcianthes rhopaloides* pasa a ser la especie ecológicamente más importante (su importancia ecológica sube un 64% comparativamente), seguido por *Miconia theaezans* (que disminuye su valor de importancia un 58%), *Oreopanax ecuadorensis* y *Piper andreanum*. Especies como *Myrsine andina*, *Myrcianthes myrsinoides*, *Miconia corimbiformis*, *Axinaea macrophylla* y *Aegiphila ferruginea* toman mayor relevancia, mientras que *Hedyosmum luteynii* disminuye su densidad en relación al rango de altitud más bajo (Figura 16.A). Así mismo especies como *Badilloa salicina*, *Vallea stipularis* o *Escallonia myrtilloides* empiezan a registrarse en este sector altitudinal.

La figura 16.B evidencia también que en el borde o ecotono con el páramo (de 3400 a 3439 m) ocurren ciertos recambios marcados, así por ejemplo *Miconia theaezans* prácticamente deja de aparecer y cede su lugar a otras especies dentro del género, como *Miconia bracteolata*, *Miconia corymbiformis* y *Miconia pustulata* que eran especies opacadas en rangos de altitud inferiores, por la gran dominancia que ejercía *Miconia theaezans*.

Algo parecido sucede con *Hedyosmum luteynii*, que sobre los 3400 m casi no se registró pasando a ser una especie “rara” o poco abundante y dejando su puesto a *Hedyosmum cumbalense* que pasó a estar entre las especies más importantes ecológicamente. Otro recambio destacable se produce entre *Geissanthus pichincae* y *Myrsine andina*, ambos pertenecientes a la familia Primulaceae; en este caso *Geissanthus pichincae* se distribuye en el rango bajo de altitud, mientras que *Myrsine andina* prefiere el ecotono o zona más alta.

### **2.5.3. Nivel de recambio a través del gradiente**

La tabla 10 confirma que existe un recambio de tipo gradual, de manera que conforme aumenta la altitud la similitud baja de forma paulatina. A pesar de existir un recambio de

especies, los valores de los índices son relativamente altos hasta los 3400 msnm, donde se da un recambio marcado de hasta el 70% de las especies, llegando a ser del 92% en el extremo más alto a 3440 msnm, lo que guarda relación con su ubicación más próxima a la zona de transición con el páramo. Este resultado confirma el supuesto de que sólo cuando existen discontinuidades abióticas se presentan límites acentuados en la vegetación (Kessler 2000; Hemp 2002; Tuomisto *et al.* 2003 citado en Bach 2007).

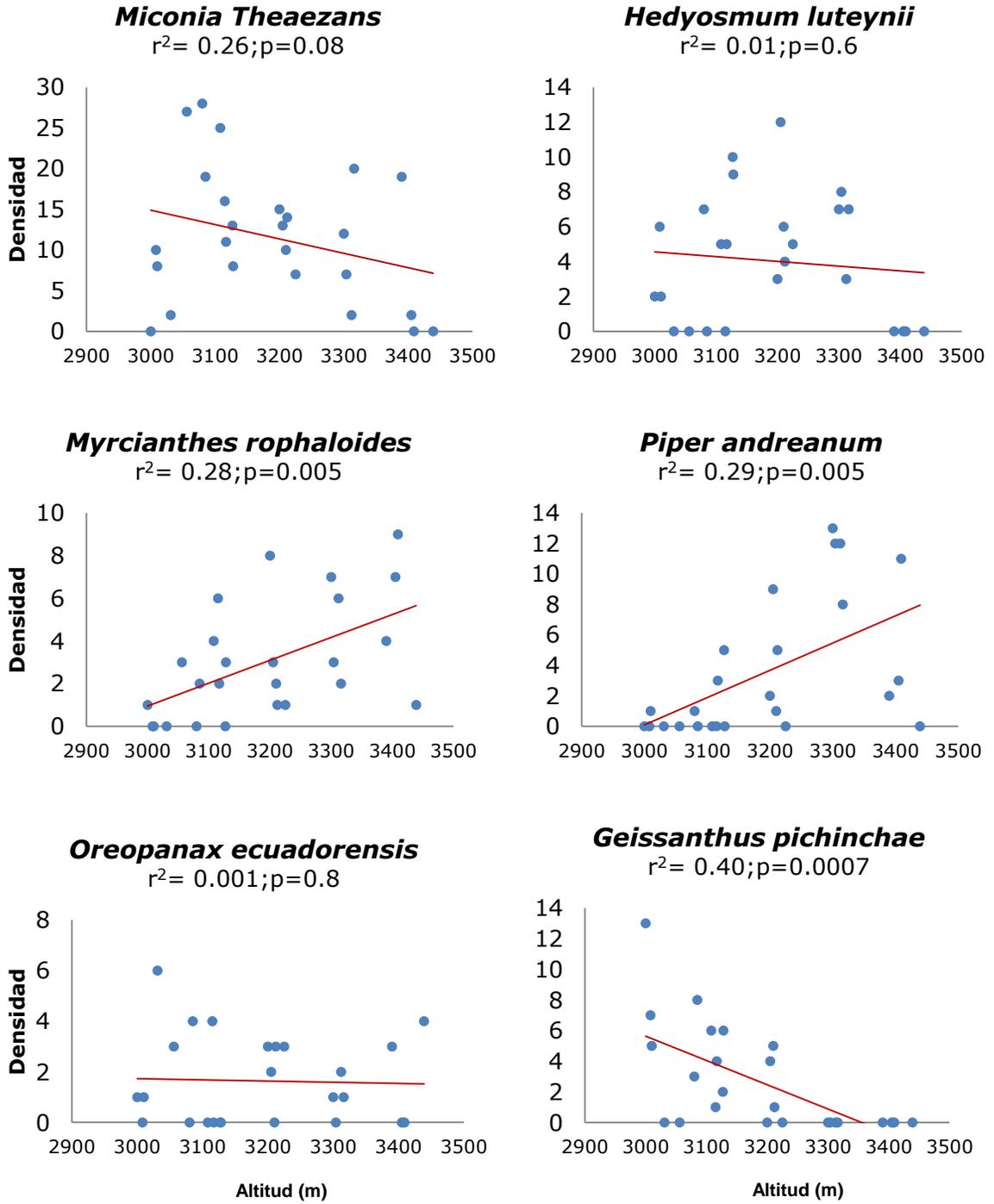
Tabla 10. Grado de similitud a través del gradiente altitudinal medido con el índice de Sorensen (sobre la diagonal) y con el índice de Braycurtis (bajo la diagonal). El cuadro se construyó reuniendo todas las especies que se encontraban en cada rango altitudinal (cada 100 m).

	<b>3000-3100</b>	<b>3100-3200</b>	<b>3200-3300</b>	<b>3000-3400</b>	<b>3400-3500</b>
<b>3000-3100</b>	1	0.80	0.67	0.43	0.32
<b>3100-3200</b>	0.67	1	0.80	0.55	0.41
<b>3200-3300</b>	0.55	0.67	1	0.70	0.60
<b>3000-3400</b>	0.30	0.46	0.60	1	0.63
<b>3400-3500</b>	0.09	0.23	0.35	0.49	1

Por otro lado la *Figura 17* muestra que las seis especies más frecuentes del estudio distribuyen de diferente manera su abundancia a través del gradiente. Mientras *Miconia theaezans* sigue una tendencia clara a disminuir su presencia hacia la parte más alta del transecto; *Myrcianthes rophaloides* y *Piper andreanum* al contrario tienden a subir su abundancia e importancia ecológica en la parte superior. Otras especies como *Oreopanax ecuadorensis* y *Hedyosmum luteynii* parecen no verse influenciadas en su distribución por el cambio de altitud, mientras que *Geissanthus pichincae* se restringe casi totalmente a la parte más baja del transecto.

Estos patrones en los niveles de abundancia y dominancia, estarían reflejando la respuesta individual de estas especies a pequeñas diferencias ambientales al interior de remanente ocasionadas por el factor altitudinal, que a su vez está relacionado con la temperatura. Los resultados muestran la adaptabilidad diferencial de las especies a las presiones ecológicas, lo que se traduce en variaciones de dominancia y rangos de distribución al interior del bosque; y esto a su vez significa una alta heterogeneidad estructural.

Figura 17. Patrones de abundancia de las especies más frecuentes a lo largo del gradiente altitudinal. Se indica el valor del coeficiente de correlación lineal ( $r^2$ ) y la significancia.



## 2.6. Análisis de Endemismo y conservación

De las 124 especies colectadas a lo largo de todo el estudio, se encontró un total de 16 especies endémicas (13 %) con diferente categoría de amenaza. Cerón *et al* (2004) y Lozano *et al* (2007) reportaron similar proporción de endemismo (14%) en investigaciones realizadas en remanentes de bosque altoandino de la provincia de Carchi y en el P.N. Podocarpus respectivamente. Si sólo consideramos especies arbóreas el porcentaje de endemismo es del 11%, que es mucho mayor que el 1,5% de endemismo reportado para el P.N. Yasuní por Romero *et al* (2001). De esta manera se comprueba que a pesar de la menor riqueza florística encontrada en bosques de altura, el alto nivel endemismo que presentan los convierte en hábitats altamente importantes para la conservación.

La mayoría de especies endémicas corresponden a orquídeas y al grupo de las Asteraceae (4 especies cada una). En el caso de *Geissanthus pichincha*, *Aegiphila ferruginea* y *Oreopanax ecuadorensis* presentan poblaciones relativamente abundantes; por el contrario especies con mayor amenaza como *Casearia mexiae* y *Grosvenoria rimbachii* registran pocos individuos restringidos a ciertos microhábitats (tabla 11).

*Passiflora andina* se registró una sola vez durante todo el muestreo, por lo que se podría considerar una especie “rara” dentro del remanente; de esta especie sólo se conocían 4 localidades de distribución: la antigua carretera Quito -Santo Domingo, la vía Lloa –Mindo, una localidad en Sigchos y una colección en el cerro el Corazón (León Yáñez *et al* 2011), por lo que este sería un nuevo e importante reporte, más aún tomando en cuenta que esta especie hasta ahora no se encuentra protegida dentro del SNAP.

Como muestra la *Tabla 11*, el remanente es hogar de varias especies con algún grado de amenaza. De este grupo 11 especies presentan el mayor riesgo según el UICN (3 son EN, 3 son VU y 5 son NT). Las familias Orquidaceae y Asteraceae registran el mayor número de especies amenazadas.

Una especie vulnerable como *Cedrela montana* solo fue registrada como plántulas en regeneración al interior del sotobosque, por lo que se confirma que el remanente es un refugio para el repoblamiento de este tipo de especies.

Tabla 11. Lista de especies endémicas y con algún grado de amenaza, con el rango de distribución donde fueron observadas. EN (en peligro: muy alto riesgo de extinción) VU (vulnerable: alto riesgo de extinción); NT (casi amenazado: cerca de estar amenazado en un futuro próximo); LC (preocupación menor)

Especies	Endémica	Amenaza	Distribución en el remanente
<i>Casearia mexiae</i> Sandwith	X	EN	3 000 -3 200 m
<i>Epidendrum oblongialpicolum</i> Hágsater & Dodson	X	EN	3 000 – 3200 m
<i>Passiflora</i> cf. <i>andina</i> Killip	X	EN	3 000 m
<i>Cedrela Montana</i> Moritz ex Turcz.	-----	VU	3000-3200
<i>Epidendrum fruticetorum</i> Schltr.	X	VU	3 000 -3 100 m
<i>Pentacalia floribunda</i> Cuatrec.	X	VU	3 000 – 3 439 m
<i>Geissanthus pichinchae</i> Mez	X	NT	3 000-3 200 m
<i>Grosvenoria rimbachii</i> (B.L. Rob.) R.M. King & H. Rob.	X	NT	3 300
<i>Jungia mitis</i> Benoist	X	NT	3 160- 3200 m
<i>Lepanthes elegantula</i> Schltr.	X	NT	3 000-3 200 m
<i>Notopleura bryophila</i> C.M. Taylor	X	NT	3 000 m
<i>Aegiphila ferruginea</i> Hayek & Spruce	X	LC	3 000 – 3 439 m
<i>Epidendrum brevivenium</i> Lindl.	X	LC	3 200 m
<i>Fuchsia loxensis</i> Kunth	X	LC	3 000 – 3 200 m
<i>Gynoxis</i> cf. <i>acostae</i> Cuatrec.	X	LC	>3300 m
<i>Macleania loeseneriana</i> Hoerold	X	LC	3000-3439
<i>Oreopanax ecuadorensis</i> Seem.	X	LC	3000-3439
<i>Cranichis ciliata</i> (Kunth) Kunth	-----	CITES apéndice II	2900-3200
<i>Cyrtochilum angustatum</i> (Lindl.) Dalström	-----	CITES apéndice II	2900-3200

Fuente: León Yáñez *et al* 2011; www.tropicos. org

El patrón de distribución altitudinal de ciertas especies, comprobado a lo largo del estudio, tiene importantes implicaciones para la conservación; por ejemplo *Geissanthus pichincha* con una distribución delimitada a pocas provincias (León Yáñez *et al* 2011), en el bosque estudiado es una especie relativamente abundante, pero con una distribución que casi se restringe a la parte baja (3000 a 3200 m aproximadamente), que es donde forma poblaciones viables, por lo que un trastorno a esta parte repercutiría notablemente en su conservación.

## **2.7. Consideraciones finales**

La presente investigación buscó establecer si la composición y la estructura florística a nivel local se veía influenciada por la altitud. A lo largo del estudio se comprobó que efectivamente existe un recambio de especies de tipo gradual al interior del bosque, aunque también es cierto que se mantiene una alta similitud florística debido a la presencia de varias especies comunes y dominantes.

Se han establecido varias hipótesis para explicar los patrones observados. En general la diversidad beta o el recambio florístico ha sido asociado a la variación climática, topográfica, edáfica y a la limitación en la dispersión; aunque no existe consenso en cuál de ellos es el factor más relevante, ni la escala espacial en la que son más influyentes (ver López & Duque 2010). Ciertos estudios han determinado que a escala local la dispersión parece ser más crucial para determinar la composición, abundancia y distribución de las especies; mientras que a escala regional y bajo la presión de fuertes gradientes ecológicos, la variación climática y edáfica tomaría mayor realce (ver Kessler & Kluge 2008).

La limitación en dispersión es una hipótesis basada en la teoría de la deriva ecológica, según la cual las especies en una comunidad florística coexisten como resultado de las similitudes en sus requerimientos y tolerancias, y que además muestran una coevolución muy débil entre ellas. Este modelo está muy relacionado con el concepto de denso-independencia, que postula que las poblaciones dentro de este tipo de comunidades están reguladas en su abundancia (y distribución) por efecto de determinantes climáticas, que representan a todos aquellos factores externos a la población y que son percibidos como perturbaciones estocásticas al sistema (Lima 1995).

Esta teoría predice la ausencia de asíntota en la curva de acumulación de especies; debido a que siempre aparecerán especies “raras” y especies con rangos restringidos como resultado de la diferente capacidad de dispersión de las especies y a procesos de colonización y extinción, lo que garantiza que la curva de acumulación continúe creciendo en el espacio geográfico (Condit *et al.* 1996).

Nuevos enfoques a este modelo sugieren además que las especies más competitivas (mayor tasa de fecundidad) tienden a tener mayor abundancia; en esta hipótesis las especies muestran distintas habilidades competitivas reflejadas en su nivel de fecundidad “per capita”, por lo que coexisten en la comunidad no “debido” sino “a pesar” de sus diferencias ecológicas (Palma 2010).

Nuestros resultados muestran en efecto una ausencia de asíntota y un valor final de  $z=0.25$ , que es similar al reportado en otros estudios de curvas especie-área (Preston 1962 citado en López & Duque 2009), lo que sería una corroboración del modelo de la deriva ecológica como la explicación de los patrones observados, por lo que las especies fluctuarían en su abundancia debido a factores que tienen que ver con su capacidad competitiva, la dispersión en un contexto regional y al distinto grado de respuesta a las limitantes ambientales producidas por el cambio de altitud (que tiene que ver con el gradiente térmico) al interior del bosque.

En este tipo de comunidades ciertas especies con mejor respuesta a las condiciones ambientales y mayor habilidad competitiva para ocupar nuevos nichos llegarían a ser altamente dominantes, aún cuando las restricciones microclimáticas (altitud, topografía, perturbación o exposición al viento y nubes) limitarían en mayor o menor medida su rango potencial de distribución; ocasionando los pequeños cambios estructurales observados y el tipo de comunidad florística registrada, donde conviven especies abundantes y especies “raras” o poco frecuentes que aparecen de vez en cuando en microhábitats restringidos.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La riqueza registrada fue de 44 especies, 37 géneros y 28 familias, mientras que la riqueza esperada (estadísticamente) se estableció en 49 a 53 especies. El remanente mostró un nivel de diversidad media. *Miconia theaezans* fue la especie con mayor dominancia ecológica, seguido luego por *Myrcianthes rhopaloides*, *Hedyosmum luteynii*, *Oreopanax ecuadorensis* y *Piper andreanum*. Se comprobó la estructura típica de bosques alti-montanos, con pocas especies concentrando la importancia ecológica de la comunidad. Por otro lado se confirma el patrón observado de reducción de riqueza de especies leñosas en bosques alti-montanos.
- El análisis de la estructura demostró un bosque maduro, que concentra la mayor biomasa en los individuos con diámetros medianos y grandes. Además de un adecuado nivel de regeneración al concentrar la mayoría de individuos y especies en las primeras clases etarias.
- Se demostró la existencia de pequeños cambios de tipo gradual en la composición y estructura florística producidos por la variable altitudinal; con varias especies comunes a todo el gradiente y otras especies restringidas a ciertos rangos, por lo que aparecen y desaparecen conforme aumenta la altitud. Solamente en el último rango, en el ecotono con el páramo (sobre los 3400 m) se encontró evidencias de un recambio más acentuado. Los patrones de abundancia de las especies más comunes también se ven influenciados por la altitud y reflejan la respuesta individual de las especies frente a las condiciones ambientales.
- A escala local, otros factores ambientales además del altitudinal, influyen en la estructura de la comunidad, dichos factores estarían relacionados con pequeñas diferencias topográficas dentro del remanente (hidrología, condiciones del suelo, exposición al viento) y con la propia dinámica del bosque, determinada especialmente por los deslizamientos de tierra característicos de zonas escarpadas como esta.
- Se encontró un alto nivel de endemismo dentro del remanente; siendo un refugio para especies amenazadas como *Casearia mexiae*, *Epidendrum oblongialpicoulm*, *Passiflora*

*andina*, *Epidendrum fruticetorum*, *Geissanthus pichincha* o *Grosvenoria rimbachii*; además con varias especies importantes ecológicamente como *Podocarpus oleifolius*, *Ocotea heterochroma*, *Ceroxylon parvifrons*, *Prunus huantensis*, *Meliosma* cf. *arenosa* y *Weinmannia rollottii*.

- Por los resultados aquí expuestos sería altamente recomendable que el remanente pase a formar parte del área protegida adyacente, es decir del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa (RVSP), por cuanto se comprueba que el área mantiene una flora rica en especies endémicas y al mismo tiempo es un refugio para la recuperación poblacional de especies que presentan algún grado de amenaza. Esto es algo altamente prioritario, más aún tomando en cuenta que el bosque está siempre potencialmente amenazado al estar rodeado de una matriz de pastizales, sobre todo en las partes más accesibles.
- También se recomienda ampliar la investigación hacia otros tópicos, como por ejemplo el funcionamiento ecológico del bosque, procesos de regeneración y conocimiento sobre propagación de las especies presentes en el remanente, con miras a posibles usos en reforestación de las zonas adyacentes o en Agroforestería. También sería necesario completar un estudio florístico del área de páramo que también existe en el lote del Estado donde se realizó este estudio.

## BIBLIOGRAFÍA

- Antezana A. & M. Chapi. 2012. Inferencia de la riqueza florística basada en estimadores no-paramétricos en dos sitios de bosques montanos de Apolobamba, Bolivia. Poster. II Congreso Boliviano de Botánica, La Paz, 11 - 13 octubre de 2012. En: [www.mobot.org/MOBOT/.../Antezana2012EstimacionDiversidad.pdf](http://www.mobot.org/MOBOT/.../Antezana2012EstimacionDiversidad.pdf)
- Bach, K. & Gradstein, S. R. 2007. Cambio hipsométrico de la vegetación en un bosque nublado de los Yungas de Bolivia: metodología y cinturones altitudinales. *Ecología en Bolivia*. [online] vol.42, no.2 [consultado 17 marzo 2013], p.83-101. Disponible: [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1605-25282007000800002&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1605-25282007000800002&lng=es&nrm=iso)
- Baquero E., Sierra R., L. Ordoñez, M. Tiján, L. Espinoza, M. B. Rivera y P. Soria. 2004. La Vegetación de los Andes del Ecuador. Memoria explicativa de los mapas de vegetación: potencial y remanente a escala 1:250.000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras. EcoCiencia/CESLA/Corporación EcoPar/MAG SIGAGRO/CDC- Jatun Sacha/División Geográfica - IGM. Quito.
- Beltrán K., S. Salgado, F. Cuesta., S. León-Yáñez, K. Romoleroux, E. Ortiz, A. Cárdenas & A. Velasteguí. 2009. Distribución Espacial, Sistemas Ecológicos y Caracterización Florística de los Páramos en el Ecuador. EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA. Quito.
- Caranqui J. 2011. Estudios botánicos de bosques montanos en el centro del Ecuador. Editorial Académica Española.
- Cerón C.E., C. Reyes & N. Gallo. 2006. Remanentes de bosque altoandino en la cuenca del río Apaqui, Carchi-Ecuador. *Revista Cinchonía*, Vol.7(1):28-35. Quito.
- Cerón C.E. & C. Montalvo. 2006. Aspectos florísticos, diversidad y ecología del Parque Nacional Sangay, Ecuador, *Revista Cinchonía*, Vol.7(1):40-52. Quito
- Coloma-Santos A. 2007. "Refugio de Vida Silvestre Pasochoa", En: ECOLAP y MAE. Guía del Patrimonio de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador. ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM. Quito.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.0. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Condit R., S.P. Hubbell, J.V. Lafrankie, R. Sukumar, N. Manokaran, R.B. Foster & P.S. Ashton. 1996. Species-Area and species-individual relationships for tropical trees: A comparison of three 50-ha plots. *Journal of Ecology*, 84: 549-562.

Cuesta F., M. Peralvo & N. Valarezo. 2009. Los Bosques Montanos de los Andes Tropicales. Una Evaluación Regional de su Estado de Conservación y de su Vulnerabilidad a Efectos del Cambio Climático. Serie Investigación y Sistematización Nro 5. Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERACION. Quito

Dalling J., P. Barkan, P.J.Bellingham, J.R. Healey & E. Tanner. 2010. Ecology and distribution of neotropical Podocarpaceae. *Smithsonian Contributions to Botany* 95:43-56.

Gálvez J., O.R. Ordoñez, R.W. Bussmann. 2003. Estructura del bosque montano perturbado y no perturbado en el sur de Ecuador. *Lyonia* 3(1): 83-89. Consultado en línea 13-04-2013, disponible en [http://www.academia.edu/2857813/Estructura\\_del\\_bosque\\_montano\\_perturbado\\_y\\_noperturbado\\_en\\_el\\_Sur\\_de\\_Ecuador\\_Structure\\_of\\_disturbed\\_and\\_undisturbed\\_mountain\\_forests\\_in\\_Southern\\_Ecuador](http://www.academia.edu/2857813/Estructura_del_bosque_montano_perturbado_y_noperturbado_en_el_Sur_de_Ecuador_Structure_of_disturbed_and_undisturbed_mountain_forests_in_Southern_Ecuador)

Gentry A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann.Missouri Bot. Gard.* 75(1):1-34.

Giménez Valverde A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Rev. Ibérica de Aracnología*.Vol.8: 151-161. Zaragoza-España. Disponible en: <http://entomologia.rediris.es/sea/publicaciones/ria/index.htm>

González–Oreja J. A., A.A. De la Fuente–Díaz–Ordaz, L. Hernández–Santín, D. Buzo–Franco & C. Bonache– Regidor. 2010. Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33.1: 31–45. Disponible en: [www.raco.cat/index.php/ABC/article/download/195834/262616](http://www.raco.cat/index.php/ABC/article/download/195834/262616)

Grijalva J., X. Checa, R. Ramos, P. Barrera, R. Limongi. 2012. Situación de los Recursos Genéticos Forestales – *Informe País Ecuador*. Preparado por el Programa Nacional de Forestería del INIAP con aval del INIAP/FAO/MAE/MAGAP/MMRREE. Documento sometido a la Comisión Forestal de la FAO-Roma, para preparación del *Primer Informe sobre el Estado de los Recursos Genéticos Forestales en el Mundo*. 95 p.

Guzmán Gutierrez R. 2001. Clasificación de especies forestales en gremios ecológicos en el Bosque seco de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. En: *“Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia”* Mostacedo B. & T.S. Fredericksen (Eds.).pp: 77-83. Bolivia.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

- Hidalgo Nistri F. 1998. Los Antiguos Paisajes Forestales del Ecuador, una reconstrucción de sus primitivos ecosistemas. ABYA YALA. Quito-Ecuador
- Hölscher D. 2008. Hydrology of natural and anthropogenically altered tropical montane rainforests with special reference to rainfall interception. *Biodiversity and Ecology Series 2*: 129-136. *The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*. S.R. Gradstein, J. Homeier and D. Gansert (eds.). Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology.
- Homeier J., F.A. Werner, S.R. Gradstein, S.W. Breckle, M. Richter. 2008(a). Potential Vegetation and Floristic Composition of Andean Forests. In: *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador*, E. Beck *et al.* (eds.). Ecological Studies 198. Berlin.
- Homeier J. 2008(b). The influence of topography on forest structure and regeneration dynamics in an Ecuadorian montane forest. *Biodiversity and Ecology Series 2*: 97-107. *The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*. S.R. Gradstein, J. Homeier & D. Gansert (eds.). Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology.
- Homeier J. 2009. Informe final del proyecto: Diversidad de plantas vasculares en relación con la dinámica y las condiciones ambientales del bosque tropical en el Ecuador.
- Jijón C. & X. Pazmiño. 1990. Plan de manejo del Bosque Protector Pasochoa. Fundación Natura. Quito.
- Jiménez E. 2007. Composición y estructura de una hectárea de bosque en la cordillera de Paso Alto, San José de Minas, Pichincha-Ecuador. *Cinchonia* 8(1):107-119.
- Jørgensen P. M. & S. León-Yáñez. 1999. Catálogo de Plantas Vasculares del Ecuador. St. Louis: Missouri Botanical Garden Press.
- Josse C. Cuesta F., Navarro G., Barrena V., Cabrera E., Chacón-Moreno E., Ferreira W., Peralvo M., Saito J. & Tovar A. 2008. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centrales. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima.
- Kessler M. & J. Kluge. 2008. Diversity and endemism in Tropical Montane Forests – from patterns to processes. *Biodiversity and Ecology Series 2*: 35-50. *The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*, S.R. Gradstein, J. Homeier and D. Gansert (eds.). Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology.

Legendre P. 1999. Comparison of permutation methods for the partial correlation and partial Mantel tests. *J. Statist. Comput. Simul.*, 2000, Vol. 67, pp. 37 – 73. En: [http://biol09.biol.umontreal.ca/numecol/Reprints/Partial\\_Mantel\\_paper.pdf](http://biol09.biol.umontreal.ca/numecol/Reprints/Partial_Mantel_paper.pdf).

León-Yáñez S., R. Valencia, N. Pitman, L. Endara, C. Ulloa Ulloa y H. Navarrete. (eds.). 2011. Libro Rojo de Plantas Endémicas del Ecuador, 2da edición. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.

Lima M. 1995. Regulación poblacional, densa dependencia y métodos para su detección en series de tiempo. *Revista Chilena de Historia Natural* 68:251-269.

López-Gomez A.M & G. Williams. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Rev. Boletín de la Sociedad botánica de México*. 78:7-15. México. En: <http://redalyc.uaemex.mx>.

Lopez W. & A. Duque. 2009. Patrones de diversidad alfa en tres fragmentos de bosques montanos en la región norte de los Andes, Colombia, En: *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 58(1): 483-498.

Lopez W. & A. Duque. 2010. Tasas de recambio florístico de géneros en Bosques montanos del neotrópico. *Caldasia* 32(1):175-189. Disponible en: [www.unal.edu.co/icn/publicaciones/caldasia.htm](http://www.unal.edu.co/icn/publicaciones/caldasia.htm)

Loza I., M. Moraes & P. M. Jørgensen. 2010. Variación de la diversidad y composición florística en relación a la elevación en un bosque montano boliviano (PNANMI Madidi). *Ecología en Bolivia* 45(2): 87-100.

Lozano P., R. Bussmann & M. Küppers. 2007. Diversidad florística del bosque montano y su influencia en la flora pionera en deslizamientos naturales. *Revista UDO Agrícola* 7 (1): 142-159.

Melo Cruz O. & R. Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad de Tolima, CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORTOLIMA. Ibagué-Colombia.

Moreno C.E. 2001. Métodos para Medir la Biodiversidad. CYTED, ORCYT/UNESCO y SEA. Zaragoza.

Mostacedo B. & T. Fredericksen . 2000. Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal. Proyecto de manejo Forestal Sostenible BOLFOR Santa Cruz –Bolivia.

Palacios W. & N. Jaramillo. 2004. Gremios ecológicos forestales del noroccidente del Ecuador: implicaciones en el manejo del bosque nativo. *Lyonia*, 6(2):55-75.

- Palma A. 2010. ¿Nicho, teoría neutral, o una alternativa emergente? *Ecol. Austral* 20(1):63-69. Disponible: <[http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1667-782X2010000100007&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2010000100007&lng=es&nrm=iso)>. ISSN 1667-782X
- Quintana Medina C. 1998. Tesis. Ecología de herbáceas terrestres en un bosque altoandino del Ecuador. PUCE. Quito.
- Richter M. 2008. Tropical mountain forests, distribution and general features. In : *Biodiversity and Ecology Series 2: 7-24. The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot*, edited by S.R. Gradstein, J. Homeier and D. Gansert Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology.
- Romero H. R. Valencia & M.J. Macía, 2001. Patrones de diversidad, distribución rareza de plantas leñosas en el Parque Nacional Yasuní y la Reserva Étnica Huaorani, Amazonía ecuatoriana. En: *Evaluación de recursos vegetales no maderables en la Amazonía Noroccidental*. Duivenvoorden J., H. Balslev, J. Cavellier, C. Grandez, H. Tuomisto & R. Valencia (eds). IBED. Universiteit van Amsterdam.
- Sánchez J. 2011. Introducción al análisis multivariado y estadística no paramétrica. Pontificia Universidad Católica del Ecuador (PUCE). Quito.
- Smith R. & T. Smith. 2001. *Ecología*, 4ª edición. Pearson Educación S.A. Madrid.
- Tobón C. 2009. Los Bosques Andinos y el Agua. Serie Investigación y Sistematización No. 4. Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERATION, CONDESAN. Quito.
- Valencia & Jørgensen 1992. Composition and structure of a humid montane forest on the Pasochoa volcano, Ecuador. *Nord. J. Bot.* 12: 239-247, Copenhagen.
- Yaguana C., D. Lozano, D. Neill, M. Asanza. 2012. Diversidad florística y estructura del bosque nublado del Río Numbala, Zamora-Chinchipe, Ecuador: El “bosque gigante” de Podocarpaceae adyacente al Parque Nacional Podocarpus. *Revista Amazónica: Ciencia y Tecnología* 1(3): 226-247.

## ANEXOS

Anexo 1. Tabla con los datos de coordenadas, altitud y pendiente de las parcelas temporales de 400 m<sup>2</sup> para el muestreo de vegetación dentro del remanente ubicado en el cantón Mejía, provincia de Pichincha.

Parcela	Coordenadas (UTM)		Altura (m)	Pendiente (%)
	X	Y		
P1	778233	9950432	3080	40
P2	778208	9950399	3128	47
P3	778148	9950245	3212	44
P4	778325	9950380	3108	38
P5	778371	9950379	3117	73
P6	778401	9950372	3127	65
P7	778333	9950265	3227	62
P8	778276	9950262	3210	69
P9	778557	9950179	3200	74
P10	778557	9950001	3312	65
P11	777663	9951112	3000	32
P12	777608	9951110	3010	51
P13	777573	9951125	3008	79
P14	778482	9950095	3316	54
P15	778455	9950104	3304	60
P16	778411	9949953	3390	48
P17	778390	9949883	3439	44
P18	778408	9949917	3409	49
P19	778366	9949927	3405	62
P20	777317	9951416	3031	54
P21	778376	9950071	3300	48
P22	777275	9951257	3115	24
P23	777503	9950822	3225	30
P24	777315	9951366	3056	55
P25	777316	9951309	3085	40

Anexo 2. Tabla con los valores de IVI para el total de familias reportadas en el remanente a través del muestreo cuantitativo (DR= densidad relativa; DMR=dominancia relativa; dR=diversidad relativa; IVI=índice de valor de importancia por familia; IVIF= proporción del IVI con respecto al total en porcentaje)

Familia	DR	DMR	dR	IVI	IVIF %
MELASTOMATACEAE	34,37	34,66	11,36	80,40	26,80
MYRTACEAE	9,35	15,21	4,55	29,10	9,70
CHLORANTHACEAE	9,93	10,47	4,55	24,94	8,31
ASTERACEAE	3,60	2,00	15,91	21,51	7,17
PRIMULACEAE	6,52	3,65	4,55	14,72	4,91
ARALIACEAE	3,70	8,55	2,27	14,52	4,84
PIPERACEAE	6,72	1,86	4,55	13,13	4,38
PODOCARPACEAE	2,53	4,58	2,27	9,39	3,13
CORNACEAE	4,09	2,20	2,27	8,56	2,85
AQUIFOLIACEAE	3,60	2,58	2,27	8,45	2,82
ACTINIDIACEAE	3,51	2,23	2,27	8,01	2,67
URTICACEAE	4,19	1,29	2,27	7,75	2,58
BORAGINACEAE	1,07	2,02	4,55	7,64	2,55
LAURACEAE	0,88	3,71	2,27	6,86	2,29
LAMIACEAE	0,78	2,78	2,27	5,83	1,94
SOLANACEAE	0,29	0,08	4,55	4,91	1,64
ELAEOCARPACEAE	1,36	0,46	2,27	4,10	1,37
SABIACEAE	0,58	0,42	2,27	3,27	1,09
SYMPLOCACEAE	0,49	0,33	2,27	3,09	1,03
RUBIACEAE	0,58	0,23	2,27	3,08	1,03
SALICACEAE	0,49	0,11	2,27	2,86	0,95
ARECACEAE	0,39	0,20	2,27	2,86	0,95
ROSACEAE	0,39	0,16	2,27	2,82	0,94
ESCALLONIACEAE	0,19	0,05	2,27	2,52	0,84
MYRICACEAE	0,10	0,08	2,27	2,45	0,82
CUNONIACEAE	0,10	0,07	2,27	2,44	0,81
VERBENACEAE	0,10	0,02	2,27	2,39	0,80
CLEOMACEAE	0,10	0,01	2,27	2,38	0,79
<b>Total general</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>

**Anexo 3. Tabla con los valores de densidad, área basal e IVI de las 44 especies >5 DAP registradas a través de muestreo cuantitativo (DR=densidad relativa; DMR=dominancia relativa; FR= frecuencia relativa; IVI= índice de valor de importancia)**

Nombre científico	Densidad	AB (m2)	DR	DMR	FR	IVI	% IVI
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.)Cogn.	260	9,52	25,32	27,3	7,77	60,39	20,13
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	67	4,25	6,52	12,19	7,07	25,78	8,59
<i>Hedyosmum luteynii</i> Todzia	95	3,38	9,25	9,69	6,01	24,94	8,31
<i>Oreopanax ecuadorensis</i> Seem.	38	2,98	3,7	8,55	5,3	17,55	5,85
<i>Piper andreanum</i> C.DC.	67	0,63	6,52	1,81	5,3	13,63	4,54
<i>Geissanthus pichinchae</i> Mez	54	0,68	5,26	1,94	4,59	11,79	3,93
<i>Podocarpus oleifolius</i> D.Don.	26	1,6	2,53	4,58	3,89	11	3,67
<i>Saurauia bullosa</i> Wawra	36	0,78	3,51	2,23	4,59	10,33	3,44
<i>Miconia pustulata</i> Naud.	33	0,85	3,21	2,44	4,59	10,25	3,42
<i>Cornus peruviana</i> J.F. Macbr.	42	0,77	4,09	2,2	3,89	10,17	3,39
<i>Boehmeria celtidifolia</i> Kunth	43	0,45	4,19	1,29	3,89	9,37	3,12
<i>Myrcianthes myrsinoides</i> (Kunth)Grifo	29	1,05	2,82	3,02	3,18	9,03	3,01
<i>Miconia corymbiformis</i> Cogn.	28	0,71	2,73	2,05	4,24	9,01	3
<i>Ilex myricoides</i> Kunth	37	0,9	3,6	2,58	1,77	7,95	2,65
<i>Ocotea heterochroma</i> Mez & Sodiro	9	1,3	0,88	3,71	2,47	7,06	2,35
<i>Axinaea macrophylla</i> (Naudin)Triana	19	0,6	1,85	1,72	2,47	6,04	2,01
<i>Aegiphila ferruginea</i> Hayek & Spruce	8	0,97	0,78	2,78	1,77	5,33	1,78
<i>Tournefortia fuliginosa</i> H.B.K	10	0,68	0,97	1,95	2,12	5,05	1,68
<i>Miconia bracteolata</i> (Bonpl.) DC.	13	0,4	1,27	1,16	2,47	4,89	1,63
<i>Verbesina arborea</i> Kunth	12	0,27	1,17	0,76	2,83	4,76	1,59
<i>Myrsine andina</i> (Mez) Pipoly	13	0,6	1,27	1,71	1,77	4,75	1,58
<i>Vallea stipularis</i> L.f.	14	0,16	1,36	0,46	1,77	3,59	1,2
<i>Badilloa salicina</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob.	11	0,21	1,07	0,59	1,77	3,43	1,14
<i>Hedyosmum cumbalense</i> H. Karst.	7	0,27	0,68	0,78	1,06	2,52	0,84
<i>Meliosma cf. arenosa</i> Idrobo & Cuatrec.	6	0,15	0,58	0,42	1,41	2,41	0,8
<i>Symplocos</i> sp.	5	0,11	0,49	0,33	1,41	2,23	0,74
<i>Casearia mexiae</i> Sandwith	5	0,04	0,49	0,11	1,41	2,01	0,67
<i>Ceroxylon parvifrons</i> (Engel)H.Wendl.	4	0,07	0,39	0,2	1,41	2	0,67
<i>Prunus huantensis</i> Pilg.	4	0,05	0,39	0,16	1,41	1,96	0,65
<i>Palicourea apicata</i> Kunth	6	0,08	0,58	0,23	1,06	1,87	0,62
<i>Grosvenoria rimbachii</i> (B.L. Rob.) R.M. King & H. Rob.	4	0,18	0,39	0,51	0,35	1,26	0,42

<i>Dendrophorbium</i> cf. <i>iloense</i> (Hieron.)	7	0,03	0,68	0,1	0,35	1,13	0,38
<i>Escallonia myrtilloides</i> L. f.	2	0,02	0,19	0,05	0,71	0,95	0,32
<i>Piper barbatum</i> Kunth	2	0,02	0,19	0,05	0,35	0,6	0,2
<i>Sessea vestita</i> (Hook. f.) Miers	2	0,02	0,19	0,05	0,35	0,6	0,2
<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	1	0,03	0,1	0,08	0,35	0,53	0,18
<i>Tournefortia scabrida</i> Kunth	1	0,02	0,1	0,07	0,35	0,52	0,17
<i>Weinmannia rollottii</i> Killip	1	0,03	0,1	0,07	0,35	0,52	0,17
<i>Duranta triacantha</i> Juss.	1	0,01	0,1	0,02	0,35	0,48	0,16
<i>Gynoxis</i> cf. <i>acostae</i> Cuatrec.	1	0,01	0,1	0,03	0,35	0,48	0,16
<i>Solanum</i> sp.	1	0,01	0,1	0,02	0,35	0,48	0,16
<i>Cleome anomala</i> Kunth	1	0	0,1	0,01	0,35	0,46	0,15
<i>Critoniopsis</i> sp.	1	0	0,1	0,01	0,35	0,46	0,15
<i>Llerasia hypoleuca</i> (Turcz.) Cuatrec.	1	0	0,1	0,01	0,35	0,46	0,15
<b>Total general</b>	<b>1027</b>	<b>34,89</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>300</b>	<b>100</b>

**Anexo 4. Tabla con el listado de especies registradas mediante la colección general dentro del remanente de bosque alti-montano ubicado en el catón Mejía, provincia de Pichincha**

<b>FAMILIA</b>	<b>Género y especie</b>
ARACEAE	<i>Anthurium</i> sp.
ASPLENIACEAE	<i>Asplenium cuspidatum</i> Lam.
ASPLENIACEAE	<i>Asplenium sessilifolium</i> Desv.
ASTERACEAE	<i>Baccharis genistelloides</i> (Lam.) Pers.
ASTERACEAE	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.
ASTERACEAE	<i>Baccharis macrantha</i> Kunth
ASTERACEAE	<i>Ericentrodea corazonensis</i> (Hieron.) S.F. Blake & Sherff
ASTERACEAE	<i>Jungia mitis</i> Benoist
ASTERACEAE	<i>Liabum</i> sp.
ASTERACEAE	<i>Mikania multinervia</i> Turcz.
ASTERACEAE	<i>Munnozia jussieui</i> (Cass.) H. Rob. & Brettell
ASTERACEAE	<i>Mutisia grandiflora</i> Bonpl.
ASTERACEAE	<i>Oligactis</i> cf. <i>pichinchensis</i> (Hieron.) H. Rob. & Brettell
ASTERACEAE	<i>Oligactris coriaceae</i> (Hieron.) H. Rob. & Brettell
ASTERACEAE	<i>Pentacalia floribunda</i> Cuatrec.
BROMELIACEAE	<i>Tillandsia</i> sp.
CYPERACEAE	<i>Rhynchospora macrochaeta</i> Steud. ex Boeckeler
CYPERACEAE	<i>Uncinia hamata</i> (Sw.) Urb.

---

DIOSCOREACEAE	<i>Dioscorea cf. coriacea</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.
DRYOPTERIDACEAE	<i>Elaphoglossum latifolium</i> (Sw.) J. Sm.
DRYOPTERIDACEAE	<i>Elaphoglossum mathewsii</i> (Fée) T. Moore
DRYOPTERIDACEAE	<i>Elaphoglossum</i> sp.
ERICACEAE	<i>Cavendishia bracteata</i> (Ruiz & Pav. ex J. St.-Hil.) Hoerold
ERICACEAE	<i>Disterigma acuminatum</i> (Kunth) Nied.
ERICACEAE	<i>Macleania loeseneriana</i> Hoerold
GESNERIACEAE	<i>Alloplectus peruvianus</i> (Zahlbr.) L.P. Kvist & L.E. Skog
GESNERIACEAE	<i>Heppiella ulmifolia</i> (Kunth) Hanst.
MELASTOMATAACEAE	<i>Brachyotum ledifolium</i> (Desr.) Triana
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia crocea</i> (Desr.) Naudin
MELIACEAE	<i>Cedrela montana</i> Moritz ex Turcz.
ONAGRACEAE	<i>Fuchsia loxensis</i> Kunth
ORCHIDACEAE	<i>Cranichis antioquiensis</i> Schltr.
ORCHIDACEAE	<i>Cranichis ciliata</i> (Kunth) Kunth
ORCHIDACEAE	<i>Cyrtochilum angustatum</i> (Lindl.) Dalström
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum brevivenium</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum fruticetorum</i> Schltr.
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum lloense</i> (Lindl.) Hágsater & Dodson
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum oblongialpicolum</i> Hágsater & Dodson
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum porphyreum</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Lepanthes elegantula</i> Schltr.
ORCHIDACEAE	<i>Lepanthes</i> sp1
ORCHIDACEAE	<i>Lepanthes</i> sp2
ORCHIDACEAE	<i>Malaxis lobulata</i> L.O. Williams
ORCHIDACEAE	<i>Pleurothallis bivalvis</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Pleurothallis cf. sicaria</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Restrepia antennifera</i> Kunth
ORCHIDACEAE	<i>Stelis cf. bicornis</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Stelis flexuosa</i> Lindl.
ORCHIDACEAE	<i>Stelis pusilla</i> Kunth
PASSIFLORACEAE	<i>Passiflora cf. andina</i> Killip
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca aff. rugosa</i> A. Braun & C.D. Bouché
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca bogotensis</i> Kunth
PIPERACEAE	<i>Peperomia fruticetorum</i> C.DC.
PIPERACEAE	<i>Peperomia hartwegiana</i> Miq.
PIPERACEAE	<i>Peperomia microphylla</i> Kunth
PIPERACEAE	<i>Peperomia peltigera</i> C.DC.
PIPERACEAE	<i>Peperomia rotundata</i> Kunth
POACEAE	<i>Chusquea scandens</i> Kunth

---

---

POLYGONACEAE	<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i> (Kunth) Meisn.
POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum amphostenon</i> (Kunze ex Klotzsch) Fée
POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum angustifolium</i> (Sw.) Fée
POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum</i> sp.
POLYPODIACEAE	<i>Polypodium remotum</i> Desv.
PTERIDACEAE	<i>Adiantum poiretii</i> Wikstr.
PTERIDACEAE	<i>Pteris</i> cf. <i>muricata</i> Hook.
RUBIACEAE	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb.
RUBIACEAE	<i>Notopleura bryophila</i> C.M. Taylor
RUBIACEAE	<i>Palicourea lineata</i> Benth.
SABIACEAE	<i>Meliosma arenosa</i> Idrobo & Cuatrec.
SOLANACEAE	<i>Jaltomata sinuosa</i> (Miers) Mione
SOLANACEAE	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav.
SOLANACEAE	<i>Solanum barbulatum</i> Zahlbr.
SOLANACEAE	<i>Solanum brevifolium</i> Dunal
SOLANACEAE	<i>Solanum oblongifolium</i> Dunal
SOLANACEAE	<i>Solanum</i> sp.
THELYPTERIDACEAE	<i>Thelypteris</i> sp.
TROPAEOLACEAE	<i>Tropeolum pubescens</i> Kunth
URTICACEAE	<i>Phenax rugosus</i> (Poir.) Wedd.
URTICACEAE	<i>Pilea filipes</i> Rusby

---

## ANEXO FOTOGRÁFICO



Foto 1. Vista del remanente de bosque andino ubicado en la loma Canajalo-rumiladera. En la esquina superior izquierda se observa la cumbre del volcán Pasochoa.



Foto 2. Vista del remanente donde se puede observar el ecotono entre bosque montano alto y páramo herbáceo.



Foto 3. ARECACEAE: *Cerroxylon parvifrons*



Foto 4. ASPLENIACEAE: *Asplenium cuspidatum*



Foto 5. ASPLENIACEAE: *Asplenium sessilifolium*



Foto 6. ASTERACEAE: *Baccharis macrantha*



Foto 7. ASTERACEAE: *Ericentrodea corazonensis*



Foto 8. ASTERACEAE: *Jungia mitis*



Foto 9. BROMELIACEAE: *Tillandsia* sp.



Foto 10. CHLORANTHACEAE: *Hedyosmum luteynii*



Foto 11: CORNACEAE: *Cornus peruviana*



Foto 12: DIOSCOREACEAE: *Dioscorea coriacea*



Foto 13: LAURACEAE: *Ocotea heterochroma*



Foto 14: MELASTOMATACEAE: *Miconia theaezans*



Foto 15: ONAGRACEAE: *Fuchsia loxensis*



Foto 16: ORCHIDACEAE: *Cyrtorchilum angustatum*



Foto 17: ORCHIDACEAE: *Epidendrum brevivenium*



Foto 18. ORCHIDACEAE: *Epidendrum fruticetorum*



Foto 19. ORCHIDACEAE: *Epidendrum lloense*

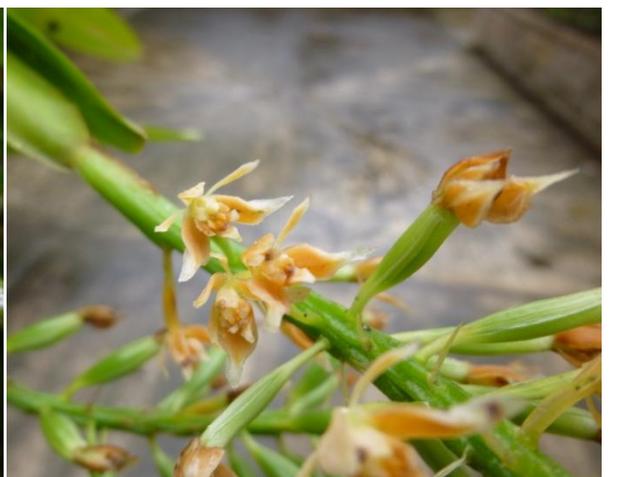


Foto 20. ORCHIDACEAE: *Epidendrum oblongialpicolum*



Foto 21. ORCHIDACEAE: *Epidendrum porphyreum*



Foto 22. ORCHIDACEAE: *Lepanthes elegantula*



Foto 23. ORCHIDACEAE. *Lepanthes* sp.



Foto 24. ORCHIDACEAE: *Malaxis lobulata*



Foto 25. ORCHIDACEAE: *Pleurothallis bivalvis*



Foto 26. ORCHIDACEAE: *Pleurothallis* cf. *sicaria*



Foto 27. ORCHIDACEAE: *Restrepia antennifera*



Foto 28. ORCHIDACEAE: *Stelis* cf. *bicornis*



Foto 29. ORCHIDACEAE: *Stelis flexuosa*



Foto 30. PIPERACEAE: *Peperomia rotundata*



Foto 31. PODOCARPACEAE: *Podocarpus oleifolius*



Foto 32. PRIMULACEAE: *Geissanthus pichincha*



Foto 33. RUBIACEAE: *Notopleura bryophila*



Fot 34. RUBIACEAE: *Palicourea lineata*



Foto 35. SABIACEAE: *Meliosma arenosa*



Foto 36. SALICACEAE: *Casearia mexiae*



Foto 37. SOLANACEAE: *Solanum asperolanatum*



Foto 38. SOLANACEAE: *Solanum brevifolium*

