



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **EFFECTO DE LOS PATRONES DEL PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE ORQUÍDEAS DE BOSQUES NUBLADOS DEL VALLE DEL CAUCA**

**EDICSON ALFONSO PARRA SÁNCHEZ**

Universidad Nacional de Colombia  
Ciencias, Departamento de Biología  
Bogotá, Colombia

2012



# **EFFECTO DE LOS PATRONES DEL PAISAJE SOBRE LA DIVERSIDAD DE ORQUÍDEAS DE BOSQUES NUBLADOS DEL VALLE DEL CAUCA**

**EDICSON ALFONSO PARRA SÁNCHEZ**

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:

**Maestro en Ciencias Biología**

Directora:

Título Ph.D. Dolors Armenteras Pascual

Línea de Investigación:

Biodiversidad y Conservación

Universidad Nacional de Colombia  
Ciencias, Departamento de Biología  
Bogotá, Colombia

2012



*“Encontré en las orquídeas el gen del amor*

*el mismo que debe despertar el ser humano en su corazón”*

*P. Ortiz*

## **Agradecimientos**

A Dios, por mi vida y la de mis compañeros de viaje

Al pueblo Colombiano, la República de Colombia y La Universidad Nacional de Colombia a quienes pretendo enorgullecer con mi trabajo

Mi esposa y mi Hijo, mis razones para volver siempre a casa, la familia Sánchez y Hanya por estar presentes durante todo el camino

Este documento es producto de la semilla que mi hermano Oscar Pérez y el padre Ortiz Valdivieso sembraron en mí. Gracias Padre.... Gracias Hermano...

Agradezco a los líderes comunitarios Franisned, Marco Tulio, Yemny, de Sevilla, Carlos Sánchez de Roldanillo, Ormero y Alexandra Canizalez de Yotoco, Esperanza de la Iberia, Terry Gonzales González, de Dapa y Esteban de El Arenillo, a Alejandro Castaño promotor de la conservación comunitaria de Tuluá, quienes participaron activamente en la construcción de la investigación

A la dirección académica por el programa de becarios “asistente docente”

Al Dr Javier Retana por su invaluable asistencia en el procesamiento estadístico

## RESUMEN

Las prácticas antrópicas cambian la estructura y composición del paisaje, modificando, alterando y transformando el hábitat natural de las especies (Turner, et al. 1998), causando pérdida en la diversidad y recambio en la estructura y composición de comunidades de varios grupos de organismos (Duelli et al.1990; Yahner 1988). Teniendo un efecto diferencial de acuerdo a la matriz. Se plantea la hipótesis de la reducción en la diversidad y la composición por la Estructura y composición del paisaje de relictos de bosques de niebla, puesto que en relictos fuertemente perturbados se disminuye la calidad del hábitat desde el borde hacia el interior del bosque debido al efecto de borde, este efecto de borde está influenciado por la vertiente y por el tipo de cobertura adyacente a cada relicto.

Con el objetivo de evaluar esta hipótesis en orquídeas de bosques de niebla del Valle del Cauca, se seleccionaron seis reservas comunitarias; tres dispuestas en la Cordillera Occidental COCC y tres la Cordillera Central CCN, relictos de diferente tamaño, entre 9 a 231 Ha, rodeados con dos tipos de cobertura diferente, Regeneración y Pastura tres; en cada uno, se realizaron inventarios durante Enero y Septiembre de 2012 de las orquídeas en parcelas de 200 m<sup>2</sup> (4 x 50 m) subdivididas en 10 parcelas de 5 x 4m perpendiculares al borde, con diez estaciones cada 5 m desde -5 hasta 40 m. Adicionalmente, se evaluaron las variables ambientales como estructura arbórea utilizando el método “Point-centered quarter” y geometría de parche.

Se registró información de 11.127 individuos, 136 especies y 39 morfoespecies distribuidas en 36 géneros, para una densidad de 30.908 plantas/ha. Se reportaron 16 especies endémicas y la *Dracula andreettae* (Luer) Luer como vulnerable (categorizada UICN-VU-D2). En términos de densidad la COCC presento un valor muy superior (4.84 vs 1.3 ind. /m<sup>2</sup>); en la CCN, este valor es mayor en las localidades de Dapa (6.7 ind. /m<sup>2</sup>) y Yotoco (5.3 ind. /m<sup>2</sup>). Las cordilleras comparten el 53% de géneros (19 géneros), siendo exclusivos para la COCC solo el 27.7% (10 géneros).

No se evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en riqueza con las variables ambientales, sin embargo hay una relación positiva local entre la densidad y el área basal con la abundancia. Los patrones de distribución de las especies de orquídeas están relegados a tendencias y variabilidades locales, por tanto se hace difícil relacionar los indicadores de diversidad alfa para la identificación de estos, sin embargo el recambio de especies y la composición permiten caracterizar y definir mejor los patrones.

A pesar de no encontrar diferencias significativas entre los bordes y el interior del bosque, entre el 58 al 100 % de las especies del interior del bosque están restringidas a este hábitat y se evidencian cambios en el tamaño poblacional y en la distribución de la composición, entre las distancias, además fueron negativamente relacionada la abundancia en la cobertura de pasturas frente al interior del bosque a una distancia de 35 m, por lo cual se recomienda realizar estudios que permitan expandir unidad de muestreo y determinar el impacto ecológico en gradiente mayor.

Adicionalmente se reconoce el papel importante que las reservas comunitarias cumplen en la conservación de estos ecosistemas que sustentan esta alta diversidad de especies.

**Palabras clave:** Diversidad beta, Reservas comunitarias, efecto de borde.



## ABSTRACT

Anthropogenic practices change the structure and composition of the landscape, modifying, altering and transforming the natural hábitat of the species, causing loss in diversity and turnover in the structure and composition of communities of various groups of organisms. With a differential effect according to the type of neighbor cover. The hypothesis of this work focuses on the landscape configuration and composition of relicts of cloud forests and the effect on diversity and composition of orchids, influenced by the slope and the type of cover adjacent to each patch.

In order to test this hypothesis in cloud forest orchids of Valle del Cauca, we selected six community reserves located along the Cordilleras, three arranged in the Cordillera Occidental Cordillera COCC and three one in Cordillera Central CCN, relict of different sizes between 9-231 Ha, surrounded with two different types of coverage, Pasture and Regeneration, in each one, inventories were conducted during January and September 2012 for orchids in plots of 200 m<sup>2</sup> (4 x 50 m) subdivided into 10 plots of 5 x 4m perpendicular to the edge, with ten stations every 5 m from -5 to 40 m. Additionally, environmental variables were evaluated as tree structure using the "Point-centered quarter" and patch geometry.

Information was recorded from 11,127 individuals, 136 species and 39 morphospecies distributed in 36 genera, density of 30,908 plants / ha. 16 endemic species were reported and *Dracula andreettae* (Luer) Luer categorized as vulnerable (VU- D2 in IUCN). In terms of density the COCC present a much higher value (4.84 vs 1.3 ind./m<sup>2</sup>) in the CCN, this value is higher in the towns of Dapa (6.7 ind./m<sup>2</sup>) and Yotoco (5.3 ind./m<sup>2</sup>) . Cordilleras shared 53% of genera (19 genera), being exclusive to the COCC only 27.7% (10 genera).

Changes in the abundance and composition of orchids, no statistically significant differences for the environmental variables against richness, however there is a positive relationship between the local density and basal area with abundance. The distribution patterns of species of orchids are relegated to local trends and variabilities, so it is difficult to relate the alpha diversity indicators for the identification of those with, however the species turnover and composition to characterize and define patterns .

Although no significant differences between the edges and the interior of the forest, but 58 to 100% of the forest interior species were restricted to this habitat and show changes in population size and distribution of the composition. Distances were negatively related in pastures, in terms of abundances, face Interior at

distance of 35 m. We recommend make studies that expand the sampling unit and ecological effects in higher gradient.

Additionally it recognizes the important role of Community reserves play in the conservation of this ecosystem that sustain this high species diversity

**Keywords:** beta diversity, community reserves, edge effect.

# Contenido

<b>RESUMEN</b> .....	<b>VII</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>IX</b>
<b>Lista de figuras</b> .....	<b>XIII</b>
<b>Lista de tablas</b> .....	<b>XIV</b>
<b>Lista de Siglas y Abreviaturas</b> .....	<b>XV</b>
<b>INTRODUCCION</b> .....	<b>1</b>
<b>1. MARCO TEORICO</b> .....	<b>4</b>
1.1 Orchidaceae .....	4
1.2 Bosques de niebla .....	5
1.3 Fragmentación .....	6
1.4 Ecología y Patrones del Paisaje .....	8
1.5 Efecto de borde .....	10
1.6 Diversidad alfa y beta .....	11
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	<b>12</b>
<b>3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA</b> .....	<b>14</b>
<b>4. JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>16</b>
<b>5. HIPÓTESIS</b> .....	<b>18</b>
<b>6. ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>20</b>
6.1 Situación .....	20
6.2 Clima .....	21
6.3 Ecosistemas .....	21
6.4 Contexto socio-cultural .....	21
6.5 Uso del suelo .....	22
6.6 Fragmentos de bosque de niebla .....	22
<b>7. MÉTODOS</b> .....	<b>24</b>
7.1 Diversidad y composición de las orquídeas .....	24
7.1.1 Inventario y naturaleza de los muestreos .....	24
7.1.2 Determinación taxonómica .....	25
7.1.3 Análisis de datos .....	25
7.2 Patrones del Paisaje .....	27
7.2.1. Estructura .....	27
7.2.2. Composición del paisaje .....	28
7.3. Efecto de Borde .....	28
<b>8. RESULTADOS</b> .....	<b>30</b>
8.1. Diversidad .....	30
8.1.1. Inventarios .....	30

---

8.1.2. Composición y representatividad general .....	31
8.1.3. Diversidad y Composición entre cordilleras .....	32
8.1.4. Análisis de agrupamiento -Cluster .....	35
8.1.5. Análisis de componentes des-normalizado DCA .....	35
8.1.6. Análisis de agrupamiento –Twispan .....	36
8.2. Endemismos .....	37
8.3. Patrones del paisaje .....	39
8.3.1. Estructura del paisaje.....	39
8.3.2. Composición del Paisaje.....	41
8.4. Efecto de Borde .....	44
8.4.1. Magnitud.....	44
8.4.2. Extensión.....	46
<b>9. DISCUSIÓN.....</b>	<b>51</b>
9.1. Diversidad .....	51
9.2. Patrones del paisaje .....	54
9.3. Efecto de borde.....	56
<b>10. CONCLUSIONES .....</b>	<b>58</b>
<b>11. IMPACTO .....</b>	<b>59</b>
11.1. Social-Comunitario .....	59
11.2. Académico.....	60
<b>12. IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN.....</b>	<b>61</b>
<b>13. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>63</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>73</b>
Anexo A.Orquideas de los Bosques de niebla del Valle del Cauca .....	73
Zonas de estudio .....	79
Trabajo con comunidades .....	81
Anexo B. Caracterización de la geometría del parche. ....	82
Anexo C.Resultados del Analisis de Varianza ANOVA .....	83

## Lista de figuras

Figura 1. Curva de acumulación de especies para el área de estudio..	30
Figura 2. Riqueza de especies por género para el área de estudio general. ....	32
Figura 3. Diagrama de los géneros más representativos de acuerdo a la riqueza de especies entre las COCC y CCN. ....	33
Figura 4. Análisis de componentes des-normalizado de los IVI's de las especies por localidades. ....	36
Figura 5. Análisis de agrupamiento cluster de los IVI's de las especies por localidades ....	35
Figura 6 . Agrupamiento de las localidades por las características de la estructura de parche. ....	39
Figura 7 . Análisis de componentes principales de las localidades,.....	41
Figura 8 . Contribución de especies por UM en cada localidad .....	42
Figura 9 . Índice de Sorensen y Sorensen cuantitativo entre las UM de cada localidad. ....	43
Figura 10. Relación de la pérdida entre las UM de cada localidad a partir del Índice de Sorensen. ....	45
Figura 11 . Diagrama de comparación de valores medios de Riqueza en diferentes distancias en metros. ....	44
Figura 12 . Similitud de la riqueza de especies de orquídeas en las UMB en términos de distancia al borde.....	47
Figura 13 . Similitud de la abundancia de especies de orquídeas en las UMB en términos de distancia al borde.....	47
Figura 14 . RTEI de la relación entre las UM Pastura y el referente interior. ....	48
Figura 15 . RTEI de la relación entre las UM Pastura y el referente interior. ....	49

## Lista de tablas

Tabla 1. Área, perímetro y situación geográfica de los relictos de BN de estudio.	23
Tabla 2. Índices de Diversidad alfa por localidades .	34
Tabla 3. Número de especies endémicas, referencia y distribución.....	38
Tabla 4. Índices de diversidad de las UM de cada localidad.....	42
Tabla 5. Análisis Simple Permutations of species. ....	46

## Lista de Siglas y Abreviaturas

- BN: Bosques de niebla
- COCC: Cordillera Occidental;
- CCN: Cordillera Central;
- Vr: vertiente;
- Or: Oriental;
- VC: Valle del Cauca.
- UM: unidades de muestreo
- EA: estructura arborea
- PCQ: Point-CenteredQuarter
- DAP: diametro a la altura del pecho
- MP: metricas de parches
- ACP: Análisis De Componentes Principales
- DCA: Análisis de componentes des-normalizado
- IVle: valor de importancia ecológica
- ANOVA: análisis de varianza
- RTEI: Randomization Tests for assessing Edge Influence
- DEI: distancia de la influencia del borde
- SIMPER: análisis de porcentajes similares
- CA: , TE:borde
- ED: densidad de borde
- MPFD: media de la dimensión fractal
- R: riqueza
- A:abundancia
- MSI:Indice de forma
- DN: densidad
- I: Interior
- R: regenerado
- P: pastura
- IUCN





# INTRODUCCION

Las orquídeas ocupan el reglon más importante en diversidad de especies del mundo, además presenta una capacidad adaptativa muy alta a condiciones naturales, llegando a casi todos biomas del mundo, colonizando continentes, islas y parajes cercanos a la Antártida y cerca al círculo polar ártico. Dada su funcionalidad ecológica y múltiples relaciones inter-específicas, además del carisma que despierta en la comunidad (Pillon y Chase, 2006), son especies clave para la conservación de ecosistemas.

Colombia se posiciona como el primer país en diversidad orquideológica con el 16.4% del total mundial, además de un alto endemismo 38% del total. Esta cifra aumenta año tras año debido a los múltiples hallazgos corológicos y novedades taxonómicas por cuenta de la exploración de nuevas áreas y el nivel de especiación que ha alcanzado este grupo en los Andes, aumento y disponibilidad de literatura especializada, la facilidad en la comunicación con especialistas de todo el mundo y el aumento de la experticia de los investigadores nacionales.

La familia Orchidaceae presenta gran endemismo y especiación en los Andes Colombianos, significando el 87.2% del total reportado para el país (Sarmiento, 2007); sin embargo actualmente se estima que un 10,5 % de las orquídeas del país (ca 420 especies) presentan algún nivel de riesgo de extinción, debido a la destrucción de los bosques (Calderón, 2007), transformado hasta un 70% del paisaje original en los últimos 70 años (Rangel, 2005).

Las orquídeas son plantas altamente sensibles a estos cambios puesto que muchas especies presentan poblaciones bajas, de áreal restringida y en muchos casos distribuidos en remanentes pequeños y aislados, que preservan las complejas interrelaciones específicas con micorrizas, polinizadores, forófitos y la dependencia a factores microambientales intrínsecos a su nivel de especiación, por esto se hacen potencialmente más susceptibles a fenómenos de extinción local específica.

Entre los sistemas biológicos más representativos de la diversidad orquideológica, están los Bosques Andinos de niebla, sistemas de baja evaporación, alta humedad

y neblina constante (<70% del día), en estos ecosistemas se han reportado muchas especies nuevas, otras en peligro de extinción, siendo muchas endémicas o de distribución restringida (Parra et al en preparación; Pérez et al., 2012, Orejuela 2011, Hagsater et al., 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012). Sin embargo de este ecosistema no se tienen registros regionales que permitan conocer la riqueza, diversidad y estatus de conservación de ningún grupo biológico.

A pesar de la importancia ecológica, biológica y ecosistémica, los sistemas alto andinos en Colombia se han visto fuertemente reducidos por la deforestación; los bosques de niebla no han escapado a esta práctica, se ha estimado que el 90% de los bosques de niebla de los Andes del Norte han sido convertidos principalmente a pastos y cultivos agrícolas (Domeño et al. 1995), por cuenta de la deforestación acumulada en las zonas de montaña entre el 73 y el 90%(Chaves y Arango, 1998).

Los boques de niebla han sido fuertemente devastados por la maquinaria agrícola, ganadera y la parcelación de propiedades privadas de recreación, produciendo la simplificación y fragmentación del paisaje, originando aislamiento de parches de hábitats, cambios en las relaciones funcionales e incremento de bordes, aumentando las barreras de dispersión, impactando tanto en la dinámica de las comunidades locales como en la diversidad intraespecífica, estos sucesos ponen en peligro la persistencia de las especies y comunidades, tamaños poblacionales y pool genético, entre otros. Esta pérdida de biodiversidad se constituye no sólo en un problema para el equilibrio de los ecosistemas naturales, sino que también afecta a las comunidades humanas que dependen de ella.

El departamento del Valle del Cauca se constituye como uno de los departamentos más diversos del país en orquídeas, con cerca de 572 especies (Kolanowska, 2012), debido a la gran variedad de ecosistemas que alberga en sus diferentes gradientes altitudinales. La cobertura de ecosistemas altoandinos húmedos y bosques nublados representan el 6.6% del área total (Bolívar et al., 2004), con alta diversidad de especies y endemismos, zonas de distribución y nuevos registros corológicos (Ortiz et al., 2010) y novedades taxonómicas (Hágsater et al., 2010).

En la actualidad existen pocos estudios sobre la respuesta de grupos biológicos a los patrones del paisaje, y hasta donde conocemos, no hay trabajos que relacionen los patrones del paisaje a escala local con la diversidad orquideológica. Así pues esta investigación aporta conocimiento sobre el efecto de la composición del paisaje actual sobre la diversidad y composición de especies de la familia

Orchidaceae y describe el panorama de amenaza y presiones al que se encuentran sometidos los bosques de niebla pudiendo condicionar y/o modificar la diversidad de orquídeas en relictos de Bosques de niebla.

El documento está compuesto por tres partes: en la primera, se presenta la introducción, problemática, justificación, hipótesis, preguntas de investigación y descripción del área de estudio.

La segunda parte, está compuesta por el cuerpo de la investigación, donde se dan respuesta a las preguntas de investigación.

En la tercera se realiza la discusión y conclusiones generales, los impactos sociales, académicos y científicos de la investigación, se presentan algunas consideraciones de las implicaciones de este estudio para la conservación y por último un resumen ejecutivo de las propuesta investigativas desencadenadas de esta tesis.

# 1. MARCO TEORICO

## 1.1 Orchidaceae

La familia Orchidaceae Juss. es la familia botánica más diversa y compleja a nivel específico en el mundo, con cerca de 24.629 especies en 950 géneros (Hassler, 2001), presenta una amplia distribución desde las zonas continentales, pasando por las islas insulares y floreciendo a escasos 1600 km de la Antártida y cerca al círculo polar ártico (Jones, 1988; Luer 1975). Con especial especiación en el neotrópico, superando en número de especies a las familias Asteraceae y Rubiaceae en proporción de 1:2.5 y 1:2.9 spp, respectivamente (Jørgensen et al., 2011).

A nivel mundial, Colombia se constituye como el país más rico en diversidad de especies de la familia Orchidaceae, Sarmiento (2007) reporta para Colombia 4010 especies silvestres en 260 géneros, representando el 16.4% del total mundial, de las cuales el 38% son endémicas de Colombia, concentrados en la región Andina (87.2%). Además los múltiples hallazgos corológicos y novedades taxonómicas incrementan el inventario colombiano (Calderón, 2007), por cuenta de la exploración de nuevas áreas y el nivel de especiación que ha alcanzado este grupo en los Andes, aumento y disponibilidad de literatura especializada, la facilidad en la comunicación con especialistas de todo el mundo y el aumento de la experticia de los investigadores nacionales.

Las orquídeas colombianas han sido objeto de numerosos trabajos florísticos o taxonómicos, entre ellos se destacan los de Schlechter (1920 y 1924), Schweinfurt y Fernández Pérez (1963, 1969), Fernández y Sarmiento (1971), Fernández Pérez y Schweinfurt (1985, 1995), Escobar (1990-1998) y Ortiz (1995, 2000a, 2000c); mientras que a nivel regional se destacan los trabajos de De Wilde (1995) y Misas (2005).

Bernal et al. (2007) estiman que cerca 1/3 de las 25000 spp. de angiospermas de Colombia son endémicas, de las cuales la mitad de estas son orquídeas epífitas.

Cerca del 80% de las especies colombianas son epífitas (Ortiz com. pers.), se estima que un 10,5 % de las orquídeas del país (ca 420 especies) presentan algún nivel de riesgo de extinción, siendo todas epífitas.

Las orquídeas epífitas incluyen muchas especies poco frecuentes o con poblaciones reducidas, muchas de distribución restringida y en remanentes pequeños y aislados, haciéndolas potencialmente más susceptibles y propensas a cambios ecosistémicos (Swarts y Dixon, 2008; Calderón, 2007; Smith, 2006; Clements, 1988). Por ello han sido empleadas como bioindicadoras de la salud ecosistémica (Sydes, 1994), ya que presentan una respuesta medible a disturbios ambientales (Bergman et. al., 2006; Kull y Hutchings, 2006; Granados-Sánchez et al., 2004; Wotavova et. al., 2004) y climáticos (Rumpff et. al., 2008). Son particularmente sensibles a la deforestación, perdiéndose hasta un 90% de spp. de un sistema original a uno transformado (Gradstein, 2010); preocupante también porque la recuperación de la diversidad de estas epífitas después de la deforestación puede ser muy lento (Holz y Gradstein 2005; Krömer y Gradstein 2004, Acebey et al. 2003; Zotz 1995), y que la alteración prolongada y severa del hábitat puede resultar en la reducción de la riqueza de especies de epífitas (Barthlott 2009; Noske et al. 2008; Lobo 2005)

Dada su funcionalidad ecológica y múltiples relaciones interespecíficas, sumado al carisma que despierta en la comunidad (Pillon y Chase, 2006), se convierten en especies clave para la conservación de ecosistemas locales y regionales, puesto que cada región y país presenta una flora orquideológica propia y la variedad que presenta en tamaños, colores y formas de sus flores, hace que se conviertan en plantas de especial atracción por muchos cultivadores, turistas e investigadores (Rosero y Pino, 2010).

## **1.2 Bosques de niebla**

Los bosques de niebla (BN), son ecosistemas frecuentemente cubiertos por nubes, baja evaporación, alta condensación de agua por la vegetación (Young et al, 2011; Statdmüller, 1987) y dosel cerrado densamente cargado de epífitas (Josse et al. 2009). Estos ecosistemas han sido reconocidos como uno de los principales centros de especiación del mundo y una de las regiones más diversas del planeta (Gentry, 1991; Churchill, 1991).

Los BN representan un ecosistema único y estratégico, de gran valor e influencia para el bienestar humano, por su esencial papel como reguladores del ciclo

hídrico, mantenimiento de las fuentes de agua y estabilidad climática (Bonell y Bruijnzeel, 2005; Bruijnzeel 2000; Bruijnzeel y Proctor 1995), sumideros para el secuestro de carbono (Higuera y Martínez, 2006; Chadwick y Matson, 2001), proveedor de especies útiles y promisorias (Bubb et al. 2004; Wolf y Konings, 2001; Romero, 1999), y como fuente de ingresos alternativos para las poblaciones locales (Armenteras et al. 2007; Carriazo et al. 2003; Rivera y Córdoba, 1998).

Bubb et al. (2004) y Bubb y Das (2005) estimaron el área mundial de BN en 215.000 km<sup>2</sup> (0.26% de la superficie total de la tierra, 0.5% de la superficie continental en el trópico), ubicados en Asia (43%), América (41 %) y África (16%). Representan en promedio el 6.6 % del área de bosques tropicales del mundo (Bruijnzeel et al. 2011). Mulligan y Burke (2005) registraron los relictos de BN presentan escasa cobertura continua, y de la restringida distribución los hacen muy susceptibles al aislamiento debido a los procesos de deforestación al cual ha estado sometido este sistema, desde los años 1990's se categorizó a los BN entre los ecosistemas terrestres más amenazados (Bruijnzeel et al. 2011), con una tasa de deforestación durante el periodo 1981–1990 muy superior a la de los bosques de tierras bajas (1.1% anual vs. 0.8% anual, respectivamente; Domeque et al., 1995), significando una reducción de la cobertura original en un 19.3% (Mulligan y Burke, 2005)

En Colombia se estiman 34.261 km<sup>2</sup> de BN (Éter, 1998), representando solo el 4% del territorio continental. Estos bosques se encuentran en zonas altamente heterogéneas y fragmentadas, con pocas áreas de cobertura continua (Armenteras et al. 2007). Domeque et al. (1995) estiman que el 90% de los bosques de niebla de los Andes colombianos del Norte han sido convertidos principalmente a pastos y cultivos agrícolas. Mulligan y Burke (2005) ubican a Colombia en el sexto lugar en términos de área original de bosque de niebla deforestada, con una pérdida de un 24% de su cobertura original por deforestación.

### **1.3 Fragmentación**

La destrucción de bosques es la principal causa de extinción de especies en el mundo (Pim y Raven, 2000), entre muchos efectos de la deforestación esta la fragmentación, la cual es definida por Wilcove et al. (1986) como “un proceso en el cual una amplia extensión de hábitat es transformado en un número de pequeños parches con una área total menor, aislado de otro parche por una matriz de hábitats diferentes al original”; lo cual genera y aumenta el aislamiento entre

parches y la proporción de borde en el paisaje se incrementa, éstos bordes pueden influenciar una variedad de procesos en las poblaciones y las comunidades, como dispersión e interacción de especies y cambios en estructura, composición, y diversidad (Fisher y Lindenmayer 2007; Caldenasso y Picket 2001; Saunders et al. 1991; Soulé y Kohm 1989).

La fragmentación de los bosques se ha identificado como uno de los procesos más generalizados y perjudiciales que se producen actualmente en los trópicos (Gascon et al, 2000; Murcia, 1995; Skole y Tucker, 1993), el cual puede afectar fuertemente los ecosistemas, poblaciones y especies (Young, Boyle, y Brown, 1996; Young y Clarke, 2000).

En Colombia recientemente el Instituto De Estudios Ambientales IDEAM calculó para el periodo de 1994 a 2001 una tasa promedio de deforestación de cerca de 101.303 ha/año (IDEAM, 2004), lo que equivale a una reducción anual de un 0,18% de la cobertura forestal nacional. Sin embargo, esta tasa nacional no refleja las variaciones anuales regionales, donde los ecosistemas de la región andina han sufrido una reducción que varía desde el -0,02% hasta el -8,45% de su cobertura forestal muy superior a la región amazónica donde se ha reducido de -0,01% a -3,74% (IDEAM, 2004), la transformación del paisaje por cuenta de la deforestación con fines agrícolas alcanza cifras muy altas (600 Ha. anuales, Márquez 1997).

Los efectos negativos de la fragmentación de los bosques incluyen el aumento de la susceptibilidad de las especies al borde (Alencar et al, 2004; Cochrane y Laurance, 2002; Cochrane et al, 2002.), aumento de mortalidad de los árboles jóvenes, cambios en la composición de especies de plantas y animales (Tabanez y Viana, 2000; Barlow et al, 2006; Cushman, 2006), la dispersión de semillas (Rodríguez-Cabal et al, 2007; Cramer et al, 2007), aumento de la depredación (Herrerías-Diego et al, 2008), por otro lado facilita el acceso al interior de los bosques por la comunidad, aumentando la caza y la extracción de recursos (Peres, 2001) o la conversión a agropaisajes (Kaimowitz y Angelsen, 1998).

Los tipos de coberturas juegan un rol importante y un efecto diferencial sobre la diversidad adyacente a los relictos, generando consecuencias en la composición de la comunidad de plantas pudiéndose aminorar o aumentar como resultado del tipo de vegetación adyacente (Didham y Lawton, 1999; Mesquita et al., 1999). Presentándose alto contraste entre el fragmento y la matriz adyacente, los cuales pueden tener diferencias estructurales y funcionales (Laurance et al., 2001; Strayer et al., 2003; Cadenasso et al., 2004; Ries et al., 2004), afectándose procesos como dispersión y colonización (Strayer et al., 2003; Cadenasso et al.,

2004). Así pues el efecto de las coberturas vecinas sobre las comunidades puede aumentar o disminuir otros efectos como el efecto de borde y su intensidad.

Dong et al. (2009) y Song et al. (2009) indicaron que los patrones espaciales de uso y cobertura del suelo son una manifestación de los procesos humanos y ecológicos subyacentes. El uso y la cobertura del suelo afecta significativamente las funciones ecológicas clave y críticas en el cambio ambiental global (Dong et al., 2009; De Chazal and Rounsevell, 2009).

## **1.4 Ecología y Patrones del Paisaje**

La ecología del paisaje está fundamentada en varias teorías (ej teoría de biogeografía de islas, metapoblaciones, etc) y modelos entre los cuales está el paradigma de parche-corredor-matriz, en el cual los paisajes son conceptualizados y analizados como mosaicos de parches discretos, pertenecientes a un tipo de cobertura o de ecosistema (Forman 1995; Turner et al. 2001), resaltando el rol de la heterogeneidad entre estos parches y su expresión en la biodiversidad dentro de un paisaje. La ecología el paisaje se enfoca en la cuantificación de la heterogeneidad y la investigación de sus causas y consecuencias ecológicas a través de rangos de escala tanto espaciales como temporales (Turner 2005).

El paisaje existe como un mosaico de diferentes elementos: parches (definidos por Forman y Godron (1986) como regiones que son más o menos homogéneos respecto a una variable medida), corredores (para Hilty et al. (2006) son rutas que facilitan el movimiento de organismos entre fragmentos de habitat), bordes (en la visión de Harper (2001) son zonas de transición entre dos elementos) inmersos en un mosaico.

La ordenación espacial y la diversidad de estos elementos pueden afectar la composición florística y las preferencias ecológicas de las especies asociadas a ellos (Hill y Curran 2003; Ross et al., 2002). Desde esta perspectiva, la caracterización cuantitativa, los patrones físicos del paisaje y los procesos ecológicos son importantes para el conocimiento de la dinámica del mismo y como herramienta en la implementación de estrategias de manejo y conservación de las poblaciones (Turner y Ruscher 1988; Donovan y Welden 2002), porque el patrón del paisaje requiere el entendimiento de la compleja influencia que cada parche adyacente tiene sobre un parche focal (Ries et al., 2004).



El patrón del paisaje esta determinado por la composición y estructura de todos los elementos que constituyen un paisaje (O'Neill et al. 1988, citado por Urban 2003) La composición se refiere a la diversidad y abundancia de los tipos de fragmentos en un paisaje; en tanto que la Estructura, hace referencia a la organización espacial de los fragmentos en el paisaje y a las relaciones espaciales entre los mismos (Turner et al. 2001); y su cuantificación es uno de los requisitos básicos en el análisis de correlación entre la heterogeneidad del paisaje y los procesos ecológicos.

La cuantificación de la Estructura y composición del paisaje permite medir el efecto del paisaje, comparar diferentes paisajes, identificar cambios significativos a través del tiempo y relacionar los patrones del paisaje con funciones ecológicas (Gustafson 1998; Wu 2004), la cuantificación más empleada se realiza con las métricas del paisaje, que representan estadísticamente el paisaje y las propiedades de un tipo de parche y son herramientas estandarizadas para analizar preguntas de la composición y estructura del paisajes y la dinámica de parches (Cardille y Turner 2002; McGarigal et al. 2002; Turner et al. 2001)

El estudio de estos componentes en la ecología a través de la dinámica de parches se ha convertido en una herramienta útil y practica para estudiar los efectos sobre los relictos de interes, calculando la afinidad potencial que existe entre ellas, la presencia de barreras antropogénicas y las áreas ecológicas funcionales (Mallarach, 2004; Dramstand et al. 1996). Los parches son analizados por su tamaño, número y localización, estos parches pueden ser tan grandes como un parque nacional o pequeños como un árbol, estos pueden afectar negativa o positivamente la diversidad de ciertos ecosistemas, ya que pueden ser corredores biológicos o centros aislados (Dramstad et al., 1996).

Las características de los relictos de bosque como el tamaño y la forma, afectan el impacto que el efecto de borde genera en estos hábitats (Laurance y Yensen 1991). En líneas generales se considera que las formas compactas facilitan la conservación de los valores naturales, las formas irregulares facilitan los intercambios con su entorno (Forman, 1995), mientras la reducción de la biodiversidad con el tamaño de las isla conocido como efecto de área, teóricamente establece una disminución de la mitad de las especies a partir de una reducción de diez veces la superficie (McArthur y Wilson, 1963; 1967). Por tanto se espera que fragmentos con mayor tamaño y formas que se acerque más a la circular tengan proporcionalmente menor área de borde, considerado por la interferencia entre una sección arbolado y no arbolado de composición y estructura contrastante afectada (Harper et al., 2005) y más hábitat adecuado para

el desarrollo y establecimiento de especies de interior de bosque, estos factores deben ser tenidos en cuenta cuando se valora estos hábitats para la conservación de la vida silvestre (Laurance 1991).

## **1.5 Efecto de borde**

El efecto de borde según Lidicker y Peterson (1999) se define como el cambio en la distribución de una variable en la transición entre hábitats; estos mismos autores propusieron dos tipos generales de efecto de borde: el efecto de matriz y el efecto de ecotono. El efecto de matriz se refiere al cambio abrupto que ocurre en la zona de borde, mientras el efecto de ecotono describe todas las posibles respuestas que se podrían presentar en la distribución de una variable y que podrían identificar al borde como un ambiente diferente. También existe la posibilidad de que no se genere ningún cambio en el borde y la variable tenga los mismos valores en los dos hábitats (Duelli, 1990).

Estos bordes pueden influenciar una variedad de procesos en las poblaciones y las comunidades, como dispersión e interacción de especies y cambios en estructura, composición y diversidad (Fisher y Lindenmayer 2007; Cadenasso y Pickett 2001; Saunders et al. 1991; Soulé y Kohm 1989). Frecuentemente los bordes entre parches de hábitat son ecológicamente distintos al interior; entender cómo cambian los patrones ecológicos cerca de los bordes es clave para comprender las dinámicas a escala de paisaje del impacto de la fragmentación (Ries, et, al. 2004).

La influencia del borde genera gradientes ambientales complejos con cambios en disponibilidad de luz, temperatura, humedad, velocidad del viento y humedad del suelo (Meiners y Pickett 1999, Harper et al. 2005). Algunas especies sensibles a las nuevas condiciones que genera el borde, lo evitan y restringen su movimiento, convirtiendo los fragmentos de bosque en islas dentro de una matriz inadecuada para su dispersión y supervivencia (Golden y Crist 2000). Esto ocasiona cambios en el ámbito biogeográfico (Saunders et al. 1991), en el comportamiento (Meiners y Pickett 1999), la distribución y en las relaciones ecológicas de estos organismos (Meiners y Pickett, 1999; Yahner 1988 y Duelli et al. 1990). Estas especies sensibles podrían reflejar la sensibilidad o vulnerabilidad de un sistema a una perturbación, ya que al disminuir la proporción de hábitat preferido, caen fuera de su propio nicho climático, pudiendo significarles la extinción (Bellard et al., 2012).

## 1.6 Diversidad alfa y beta

Para monitorear el efecto de los cambios de ecosistemas sobre la diversidad es necesario contar con información de la diversidad biológica en comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta) y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local. Es por esto que la separación de los componentes alfa y beta (Whittaker, 1972) pueden ser de gran utilidad, para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas (Halffter, 1998). La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular y puede explicar las particularidades de una localidad la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje.

Esta forma de analizar la biodiversidad resulta muy conveniente en el contexto actual de la acelerada transformación de los ecosistemas naturales, ya que la diversidad alfa para un región brinda un panorama parcial y sin embargo aunado a la diversidad beta permitirá conocer la respuesta de las especies de la comunidad ante variables espaciales y ambientales (Legendre, 2005; Moreno, 2001).

## 2. ANTECEDENTES

En el Valle del Cauca son varios los inventarios realizados sobre las orquídeas silvestres en la zona plana, bosques andinos y generales (Orejuela, 2011; Reina et al. 2011; Kolanowska, 2011). Sin embargo la mayor diversidad esta en el rango altitudinal de los bosques de niebla, como los reportados recientemente por Orejuela (2012) con 342 spp. Kolanowska (2011) reportó 285 spp., Misas (2005) con 357 spp., y Perez y Parra (en prep.) con 120 spp. de las cuales destacan 18 sp. como nuevas para la ciencia y 3 reportes corológicos departamentales y regionales (Hagsater et al. 2012), en el presente estudio se presentan 136 spp. situación que hace de los Bosques de niebla uno de los ecosistemas más ricos del mundo en diversidad orquideológica.

Ya desde 1936 Pérez Arbeláez había advertido que en Colombia muchas orquídeas estaban amenazadas por la destrucción de los bosques, y posteriormente Fernández Pérez (1977) comenzo a indagar de manera sistemática sobre el riesgo de extinción al cual se encontraba expuesto. Pero fue hasta 1998 y posteriormente en 2007 que Calderón clasifico 307 especies spp. en las categorías de la IUCN de especies amenazadas, de las cuales reportó 207 spp. en las categorías de riesgo, así: Vulnerable (137 spp.), En peligro (64 spp.) y en Peligro Critico (6). Si se considera que este estudio abarco solamente el 7.6% del total nacional, el numero de especies amenazadas podría aumentar sustancialmente.

Aunque son numerosos los trabajos que evalúan la diversidad y composición de las orquídeas en sistemas tropicales, historia natural de la taxones, distribución geográfica, filogenia, cladística y biogeografía (Dodson, 1999; Pridgeon y Chase, 2001; Hagsater et al. 2001, Hagsater, 2005, Salazar y Soto, 1996) la respuesta de la composición y diversidad producidos por la actividad antrópica son escasos, entre los cuales destacan, Turner et al. (1994) quienes identificaron que las orquídeas son particularmente más susceptibles a la fragmentación del bosque; Williams-Linera et al. (1995) reportaron la reducción considerable de las

---

poblaciones de orquídeas después de un evento de deforestación. Mientras otros investigadores han evaluado la respuesta de las orquídeas a las diferentes condiciones del bosque y disturbios adyacente mostrando una respuesta cuantificable a disturbios ambientales (Bergman et. al. 2006; Kull y Hutchings, 2006, Granados-Sánchez et al., 2004; Wotavova et. al., 2004; Sydes 1994).

En estudios de caso destacan las investigaciones de Díaz-Toribio (2009) quien encontró la preferencia de orquídeas terrestres por ambientes menos perturbados de acuerdo a condiciones edáficas, además pocas orquídeas parecen tener tendencias de especies pioneras; Newman (2009) encontró relaciones entre la presencia y abundancia, crecimiento y presencia de simbiontes en orquídeas que pueden ser usados como indicadores de la salud de un ecosistema contiguos a zonas urbanas. Jacquemyn et al. (2005) encontró que las orquídeas que producen néctar tiene una dependencia muy alta de sus polinizadores para lograr un éxito reproductivo, y esto las hace más susceptibles al proceso de fragmentación.

Sin embargo hasta el momento no se encontraron registros del efecto del paisaje sobre las orquídeas, a pesar de ser ampliamente referenciadas como elementos sensibles a las perturbaciones del ambiente.

### **3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

Las orquídeas son consideradas como la familia botánica más compleja y diversa del planeta, Colombia se posiciona como uno de los principales centros de diversidad del mundo ya que posee ca 15% de las especies (Calderon, 2007). Uno de los centros de especiación y diversificación orquideológica más reconocidos y poco explorados son los bosques de niebla, albergando alta diversidad de especies de orquídeas silvestre del país (Orejuela, 2010). Sin embargo la deforestación a partir de fenómenos como el cambio en el uso del suelo, fragmentación del paisaje, aumento de la frontera agrícola y cultivos de uso ilícito, están llevando a los bosques tropicales de niebla a una pérdida en la funcionalidad ecosistémica, poniendo en riesgo de desaparición a muchas especies y sus poblaciones (Mulligan y Burke, 2005; Jarvis, 2009, Armenteras et al., 2007).

La fragmentación del bosque producto de la deforestación, aumenta el aislamiento entre hábitats y especies, y la proporción de borde en los relictos aumenta, afectando así el patrón natural del paisaje, los ciclos hídricos y regímenes climáticos a escala regional y local pudiendo condicionar y/o modificar la diversidad de las especies epifitas principalmente por su dependencia directa a parámetros microclimáticos de temperatura, radiación y humedad relativa.

Las especies de la familia Orchidaceae destacan de entre los demás grupos taxonómicos por tener mayor número de especies raras y muchas de estas poseen poblaciones bajas, de distribución restringida y en varios casos en remanentes pequeños y aislados, haciéndolas potencialmente más susceptibles y propensos a alteraciones en el ecosistema debido a sus complejas interrelaciones ecológicas. Además han sido empleadas en procesos de conservación de ecosistemas y áreas de conservación, debido al carisma y sensibilidad que despiertan en la población, siendo de especial atracción por muchos cultivadores, turistas e investigadores (Pillon y Chase, 2006; Rosero y Pino, 2010).

En el departamento del Valle del Cauca la proporción de bosques altoandinos y de niebla es muy escasa (Bolívar, 2004), debido a que la transformación del paisaje

ha sido una práctica muy intensiva principalmente por el cambio del uso el suelo para fines agrícolas y responde en gran medida al contexto socio-económico y topográfico de cada zona, generando una gran reducción de hábitat por la fragmentación haciéndola más susceptibles de desaparición a las especies silvestres de orquideas debido a sus elevados niveles de endemismo e interrelaciones específicas con muchos grupos biológicos.

## 4. JUSTIFICACIÓN

Colombia es el país más rico a nivel mundial en especies de orquídeas, siendo ampliamente reconocidas por investigadores, cultivadores y entidades ambientales a nivel mundial, a pesar de esto las orquídeas ocupan el poco honroso primer lugar en el número de especies amenazadas de extinción de Colombia (Calderón, 2007).

Calderón (2007) clasificó 307 especies spp. en las categorías de la IUCN de especies amenazadas, estando Vulnerables 137 spp., en peligro 64 spp. y en Peligro Crítico 6 spp. Si se considera que este estudio abarca solamente el 7.6% del total nacional, y que constantemente se están descubriendo especies en nuestro país, el número de especies amenazadas podría aumentar alarmantemente.

Estos números no son alentadores y su preocupante proyección son un indicativo de la problemática generalizada del recurso orquídeológico colombiano ya que la mayoría (87.2% spp.) se encuentran en los devastados sistemas andinos (Orejuela, 2010) ya que solo del 18% al 25% del bosque andino original se conserva en la actualidad (Etter, 1998), debido a la intervención antrópica reflejada en la deforestación y fragmentación.

Las especies de los bosques de niebla del país presentan un acrecentado riesgo debido a sus niveles elevados de endemismo y las altas tasas de conversión de sus ecosistemas a usos como la agricultura y la ganadería (Dixon y Phillips, 2007). Además los escenarios de cambio climático en los Bosques de niebla (Jarvis, 2009), agravará el actual estado de las orquídeas silvestres.

La connotación de especie altamente amenazada ha sido recogida en el Convenio de Diversidad Biológica, y tratados de la Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre CITES, al cual esta suscrito el gobierno colombiano reconocidos por la Constitución Política (artículo 95, Ley 2811/1974, artículo 196 ibídem, Resolución 383/2010), a esto se suma el



---

reconocimiento nacional de veda de todas las especies por parte del ministerio de ambiente bajo la Resolución 0213 de 1977 (INDERENA). Bajo este marco legal se registran todas las especies silvestres de la familia con restricción para la comercialización y se reconoce oficialmente la protección de las orquídeas dentro los deberes políticos del estado colombiano.

Esta investigación se enmarcó en las estrategias del país de generación y transferencia de conocimiento (Política Nacional de Fomento a la investigación y la innovación, documento CONPES 3582), incrementando la capacidad para generar y usar conocimiento científico, tecnológico en la academia y ser transferido directamente a la comunidad a través de talleres y trabajo comunitario, puesto que integró participativamente a las 6 asociaciones comunitarias en todo el proceso de investigación, además se articularon los procesos investigativos locales a procesos administrativos de las asociaciones comunitarias.

Además para conservar el recurso orquideológico en el departamento y el país, promover su conservación y plantear alternativas de aprovechamiento sustentable es necesario conocer el estado actual de su riqueza, estado de conservación y respuesta a disturbios que pueden modificar y/o condicionar la diversidad de orquídeas.

## 5. HIPÓTESIS

Las prácticas antrópicas cambian la estructura y composición del paisaje, modificando, alterando y transformando el hábitat natural de las especies (Turner, et al. 1998), causando pérdida en la diversidad y recambio en la estructura y composición de comunidades de varios grupos de organismos (Duelli et al. 1990; Yahner 1988). Frecuentemente los bordes de los parches de hábitat son ecológicamente distintos al interior, entender cómo cambian los patrones ecológicos cerca a los bordes es clave para comprender las dinámicas del impacto de la fragmentación (Ries, et, al. 2004), la existencia de un borde genera un gradiente hacia el interior del bosque, conocido como efecto de borde, debido principalmente a cambios microclimáticos (Baker et al. 2007; Lövei et al., 2006; Rodríguez et al. 1998). La hipótesis de este trabajo se centra en que la Estructura y composición del paisaje de relictos de bosques de niebla afectan la diversidad y composición de orquídeas puesto que disminuye la calidad del hábitat desde el borde hacia el interior del bosque debido al efecto de borde, este efecto de borde está influenciado por la vertiente y por el tipo de cobertura adyacente a cada relicto.

En esta tesis se describe la diversidad de especies de la familia Orchidaceae, en términos de diversidad alfa y beta, y su respuesta al efecto del paisaje en relación a la estructura y composición del paisaje mediante el análisis del efecto de borde y la influencia de las coberturas adyacentes a relictos de bosque nublado del Valle del Cauca.

Para determinar el efecto de los patrones del paisaje sobre la diversidad de orquídeas en bosques nublados del Valle del Cauca se enmarcó la Estructura del paisaje evaluando la geometría de cada relicto debido a que el tamaño, forma y extensión responden al contexto del paisaje, especialmente a la disponibilidad de hábitats seminaturales que pueden afectar negativa o positivamente la diversidad (Heard et al., 2007; Tschardtke *et al.* 2005). Mientras la composición se tomó como “las unidades de cobertura que limitan con los relictos de estudio”

De este modo se plantearon cuatro preguntas de investigación así:

¿Existe y cuál es la diferencia de diversidad y composición de las orquídeas en bosques de niebla entre las cordilleras Central y Occidental del Valle del Cauca? para ello caracterizó la Diversidad Alfa y beta de orquídeas en bosques de niebla del Valle del Cauca y las analizaron y discutieron las diferencias a escala local y regional.

El patrón del paisaje su efecto en orquídeas de bosques de niebla del Valle del Cauca se dividió en dos preguntas: Evaluando la configuración del paisaje ¿La estructura del parche influencia la diversidad de orquídeas epífitas en remanentes de bosque nublados? y desde la perspectiva de la composición del paisaje ¿Las coberturas contiguas de bosques de niebla afectan la riqueza y abundancia de orquídeas y estructura arbórea en los remanentes de estos sistemas? Empleando la geometría del parche, la estructura arbórea y cobertura vecina como factores explicativos del efecto de los patrones de paisaje de las orquídeas. Lo anterior se relaciona con la idea de que los relictos con geometría más irregular, parámetros estructurales de árboles como menor densidad o menor área basal presentan menor proporción de hábitat adecuado para la sostenibilidad de las orquídeas y esta es diferencial entre zonas cercanas a coberturas pastoreo y amortiguamiento frente al interior.

La composición y estructura del paisaje condicionan y modifican la influencia del borde sobre la diversidad, así pues se evaluó el efecto de borde partir de la siguiente pregunta ¿Existe y cómo es el efecto de borde sobre la diversidad y composición de las orquídeas en fragmentos de bosque de niebla? Se desarrolló comparando la diversidad y composición de orquídeas presentes a diferentes distancias del borde al interior del bosque, en tres unidades de muestreo pasturas, regenerado e interior, definidas así por la cobertura cercana al borde, esperando que el borde de pasturas presente una menor riqueza, abundancia y diversidad en comparación con la zona de regeneración y el interior, a una menor distancia al borde.

## 6. ÁREA DE ESTUDIO

### 6.1 Situación

El departamento del Valle del Cauca posee un área de 22.140 Km<sup>2</sup> (2'214.000 ha) que corresponde al 1.94% de territorio nacional, esta situado al suroccidente del país, limita por el norte con los departamentos del Chocó, Risaralda y Quindío; por el este con los departamentos Quindío y Tolima; por el sur con el departamento del Cauca, y por el oeste con el océano Pacífico y el departamento del Chocó. El departamento se ubica en la zona intertropical de bajas latitudes, entre los 3°03' y 5°01' de latitud norte y los 75°42' y 77°33' de longitud oeste, y por ello permanece la mayor parte del año expuesto a los rayos perpendiculares del sol; El 38% aprox. (841.320 ha) pertenece a la región del Pacífico y el 62% (1.372.680 ha) a la región andina.

La cordillera Occidental se extiende por el departamento en dirección sureste - norte desde los cerros de El Naya (2.500 m) hasta el cerro Tatamá (3.950 m), con alturas hasta de 4.200 m, desde las cuales se abren dos vertientes: la del Pacífico y la del Valle del Cauca. La primera conformada por rocas de origen metamórfico de suelos superficiales limitados por rocas, bosques heterogéneos y relieve abrupto; y la segunda, sobre rocas volcánicas del cretáceo, de suelos profundos y bien drenados, aptos para agricultura intensiva (Bolívar et al., 2004). Los principales accidentes orográficos son los farallones de Cali (4.200 m, máx.); la Serranía de los Paraguas, y las cuchillas Aguacatal, Buenos Aires, Calima, Garrapatas y Dapa.

La parte occidental de la cordillera Central comprende la vertiente del valle del río Cauca, el macizo central y áreas de páramos y bosques en relieves escarpados. En el macizo central y en el límite con el departamento del Tolima sobresalen los páramos de Chinche, Las Hermosas, Miraflores y Barragán (Bolívar et al., 2004).

## 6.2 Clima

El área montañosa de ladera tiene periodos más amplios y de mayores lluvias que van de marzo a junio y de septiembre a diciembre. En las áreas frías y de páramo las lluvias son ligeramente superiores a los 1.500 mm; por encima de los 3.500 m disminuyen hasta alrededor de 1.000 mm. Sus tierras están comprendidas en los pisos térmicos: cálido, 47%, templado 34%, frío 14% y en el piso de páramo 5% (CVC, 2012).

## 6.3 Ecosistemas

El departamento del Valle del Cauca se constituye como una de las zonas geográficas más biodiversas del país debido a la gran variedad de ecosistemas que alberga en sus diferentes gradientes altitudinales, presentando la mayoría de los tipos de deformaciones vegetales propuestos por Cuatrecasas (1958). En el departamento se encuentran ocho tipos principales de ecosistemas: páramos, selvas o bosques subandinos y andinos, bosques secos y muy secos tropicales (o subxerofíticos), humedales, selvas pluviales tropicales y selvas bajas inundables del Pacífico (Bolívar et al., 2004).

Los ecosistemas naturales más representativos por su extensión, a esta escala, son los bosques húmedos subandinos (7.6% del área de la CVC), altoandinos húmedos y de niebla (6.6%) y húmedos andinos (5.8%) en su orden (CVC, 2000), estos bosques han sido fragmentados y reducidos para dar paso al desarrollo agropecuario y a pesar de que dicha fragmentación causa altos niveles de extinción, sus remanentes constituyen importantes refugios y reservorios de diversidad biológica y cumplen además un papel importante en el engranaje regulador del agua (Bolívar et al., 2004).

## 6.4 Contexto socio-cultural

El departamento de Valle del Cauca, está dividido en Zona Andina y del Pacífico, muy cerca de Cali la tercera mayor ciudad del país (aproximadamente 2.300.000 habitantes), ha sido objeto de amplia degradación de su cobertura vegetal original, principalmente para la producción de caña de azúcar y la ganadería (Sander, 2005). Esto debido en gran parte a la tendencia intensa de tierra, movilidad y migración de población que se mantuvo a lo largo del siglo XX (DANE, 1993), y que es posible se acentúe debido a la situación de orden público de los últimos años (Gobernación del Valle, 2000), por la rapidez en su desplazamiento y colonización de zonas del piedemonte andino.

## 6.5 Uso del suelo

Bolivar et al. (2004) realizaron una comparación entre el uso potencial forestal del Valle con el uso actual, sus resultados mostraron que hay un déficit en cobertura boscosa del orden de las 296.004 ha, debido principalmente al uso inadecuado del suelo con fines agropecuarios, especialmente ganadería extensiva, en áreas donde sólo deben existir bosques, generando procesos de erosión y desaparición de corrientes de agua en zonas de ladera y por lo tanto el aumento de desastres.

## 6.6 Fragmentos de bosque de niebla

Las áreas para el estudio se seleccionaron de zonas previamente muestreadas desde 2008 hasta la presente, en base a los siguientes criterios:

1. Presencia frecuente y persistente de nubes (Grubb, 1977).
2. Orientación y exposición a los vientos húmedos de las montañas (Stadtmüller 1987, Bruijnzeel y Hamilton 2001). Para esto se usó el modelo más reciente de distribución potencial de bosques de niebla Mulligan y Burke (2005) en la plataforma Google Earth ®.
3. Presencia de géneros de orquídeas con preferencia de humedad alta, que presentan areal restringido y endémismos (Orejuela 2012; Parra y Pérez en prep.; Farfan et al., 2009; Calderón 2007; Hagsater y Soto (1996), Hagsater et al. 2000 – 2012)
4. Posicionados enfrente del Valle geográfico del río Cauca
5. Bordes definidos por cualquier tipo de cobertura
6. Pertenecientes a asociaciones rurales comunitarias.

De este proceso se obtuvieron seis sitios de bosque de niebla, tres en la vertiente oriental de la cordillera occidental: corregimiento de Dapa, Hato viejo y Roldanillo, y tres en la vertiente occidental de la cordillera central los corregimientos de Arenillo (Palmira), la Iberia (Tulua) y San Antonio (Sevilla) (Tabla 1). Los sitios pertenecen a reservas comunitarias asociadas de AsoBolo, Chagüarí y Fundación Ambiental Dapaviva.

Tabla 1. Área, perímetro y situación geográfica de los relictos de BN de estudio; COCC: Cordillera Occidental; CCN: Cordillera Central; Vr: vertiente; Or: Oriental; y VC: Valle del Cauca.

<b>Localidad</b>	<b>Coordenadas</b>	<b>Situación geográfica</b>	<b>Área (has)</b>	<b>Perímetro (m)</b>
<b>Sevilla</b>	4°12'23',37''N- 75°55'03.27''O	Vr. Occ CCN	255,021	8093,712
<b>Roldanillo</b>	4°25'56.46'' N - 76°12'35.24'' O	Vr. Or, COCC	19,306	2604,841
<b>Iberia</b>	4°04'06.73'' N - 76°05'18.39'' O	Vr. Occ CCN	12,301	1568,384
<b>Yotoco</b>	3°49'25.32'' N - 76°25'59.03'' O	Vr. Or, COCC	14,856	1838,389
<b>Arenillo</b>	3°29'31.88'' N- 76°09'55.44'' O	Vr. Occ CCN	98,482	4344,580
<b>Dapa</b>	3°32'51.89'' N- 76°35'12.29'' O	Vr. Or, COCC	9,229	1313,529

# 7.MÉTODOS

## 7.1 Diversidad y composición de las orquídeas

### 7.1.1 Inventario y naturaleza de los muestreos

Los inventarios se realizaron en unidades de muestreo –UM- rectangulares, este diseño permite reducir la varianza en las presencia de especies debida a la heterogeneidad del área de estudio y permite captar en su interior una mayor variabilidad (Matteucci y Colma, 1982), se captura el máximo del efecto del borde y tomando representatividad de la distribución del organismo en un área heterogénea (Badii et al., 2012), adecuados cuando el patrón de distribución es agregada y la vegetación es dispersa, como es el caso de las orquídeas.

Se emplearon tres UM, una en el interior de cada relicto y dos perpendiculares al borde del relicto en distanciadas entre 200 y 500 m entre estas, para capturar información de la heterogeneidad de los relictos. Cada UM comprende una extensión de 50 m, con una intensidad de muestreo de 8 horas/día, frecuencia de 2 veces en 8 meses entre Enero a Septiembre de 2012, para coleccionar material en estado fértil. Se inventariaron las orquídeas en parcelas de 200 m<sup>2</sup> (4 x 50 m) subdivididas en 10 parcelas de 5x4m tomando registro del número de especies e individuos, y así calcular abundancia, frecuencia y densidad.

Durante los recorridos se coleccionaron individuos en estado infértil y fueron depositados bajo custodia las asociaciones comunitarias, con el ánimo de esperar los eventos de floración para su determinación taxonómica. Además se preservó en frascos de plástico 1, 2 ó 3 flores, en solución: glicerina 5%, agua destilada 25% y alcohol de 70%.



## 7.1.2 Determinación taxonómica

La determinación fue realizada con la colaboración de Eric Hágsater, Luis Sánchez-Saldaña, Elizabeth Santiago-Ayala (Herbario AMO), Oscar Pérez y Carlyle Luer, especialistas en la sistemática de las Subtribus Epidendroideae y Pleurothallidanae; en los laboratorios del departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia. Los ejemplares botánicos están en proceso de herborización en el herbario VALLE de la Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, bajo la serie de colección del autor, con colecciones duplicados en los herbarios COL y TULV.

Adicionalmente, se revisó literatura especializada para la determinación taxonómica de las especies encontradas en el área de estudio, siguiendo los trabajos de Rutkowski et al (2008) y Dueñas y Fernandez-Alonso (2007 y 2009) para Spiranthoidae; Carlyle Luer (2004, 2009), Luer y Thorerle (2010) para la subtribu Pleurothallidinae; Hagsater et al. (1990-2010) para el género Epidendrum y el trabajo del Ortiz y Uribe (2007) de Orquideas de Colombia de manera general. Las categorías de amenaza fueron tomadas del libro rojo de plantas de Colombia Vol. 6 Orquideas (Calderón, 2007).

En este estudio se siguió el concepto morfológico de especie, con base en las consideraciones citadas por Giraldo-Cañas (2010) realizadas por de Crisci (1994), McDade (1995), Wiens y Servedio (2000) y Uribe Meléndez (2008), esto es, *una especie se define como un conjunto de individuos que presenta un espectro continuo de variación fenotípica y separado de otros conjuntos por discontinuidades morfológicas; en otras palabras, las especies son hipótesis acerca de la discontinuidad de la naturaleza.*

## 7.1.3 Análisis de datos

Con el objetivo de determinar la representatividad del muestreo se calcularon la curva de abundancia y los estimadores Chao2, jackknife1 y jackknife2, recomendados cuando se cuenta con datos de abundancias (Villarreal et al. 2004).

Siguiendo a Magurran (1998) y Moreno (2001), se seleccionaron los índices para medir la diversidad alfa ( $\alpha$ ) de Riqueza y abundancia de especies, Índice de Dominancia de Simpson, Índice de Shannon-Wiener y Equidad de Pielou. Adicionalmente, se calculó el índice de valor de importancia ecológica (IVle) para cada especie, puesto que es un parámetro que estima el aporte ecológico de

cada especie en la comunidad y dominio florístico sobre las demás especies presentes (Curtis y McIntosh, 1951; Matteucci y Colma, 1982); para las epífitas se obtuvo de la operación aditiva de la abundancia y la frecuencia IVle. Este es un método ampliamente usado en estudios de epífitas en sistemas tropicales similares (Bogh, 1992; Catling y Lefkovitch, 1989; Sugden y Robins 1979).

Se realizaron cálculos de la diversidad Beta con los Índices de Sorensen, Jacqard y Sorensen para datos cuantitativos de las localidades, estos métodos de similitud expresan el grado en que las muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, siendo una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Moreno, 2001; Magurran, 1988).

Para la caracterización ecológica de las localidades y establecer relaciones entre levantamientos o entre especies o entre ambos, se emplearon los métodos de Análisis de componentes des-normalizado DCA, Twispán y Cluster, ya que permiten estudiar los factores ambientales responsables del cambio en la estructura y distribución de la vegetación (Palmer, 2003; Sardinero, 2000; Austin, 1987), en términos de la similitud, clasificación y ordenación de la composición específica.

Como técnica de ordenación se utilizó el Análisis de Correspondencia Rectificado (DCA, Hill 1979) por ser una técnica de ordenación indirecta en la que los gradientes ambientales son inferidos a partir de los datos de las especies (Ludwig y Reynolds, 1988). En el programa PC-ORD 4 (McCune y Mefford, 1999).

Los parámetros utilizados para el Twispán fueron los valores de abundancia de las especies identificadas en cada uno de las UM, se empleó la abundancia por la denotada importancia que tiene en el grupo de las epífitas (Gradstein, 2008; Krömer y Gradstein 2003; Barthlott et al., 2001). Empleando el programa Past ® se realizó la distribución de frecuencia por histograma, con el objetivo de capturar la mayor información posible de los valores bajos, ya que la mayoría de los datos de abundancia de las especies están más representados en las clases inferiores. Por lo tanto, se usaron valores bajos de corte o valores de pseudoespecies (0, 25, 50, 100, 200 y 800) obtenidos a partir de la distribución de frecuencias en PAST ®. Se describieron las asociaciones o grupos más representativos resultantes, mediante consulta de literatura y de especialistas.

El método Cluster utilizó el arreglo de Bray-Curtis, tipo de agrupamiento de los vecinos más cercanos y los resultados se presentan en un dendrograma en el que la medida de distancia es expresada como porcentaje de información remanente.

Adicionalmente se realiza una reseña descriptiva y bibliográfica de las especies endémicas del área de estudio.

## 7.2. Patrones del Paisaje

Los patrones del paisaje fueron estudiados a partir de la Estructura y composición; el efecto de la Estructura se estudio evaluando la relación entre la diversidad alfa y beta con las características estructurales del parche y la estructura arborea. Mientras el efecto de la composición fue analizado de la relación entre las coberturas aledañas a cada relicto y la respuesta de la diversidad y composición.

### 7.2.1. Estructura

#### Geometría de parche

La caracterización del paisaje se realizó calculando métricas de la estructura de los parches MP a tres niveles: forma, borde y área núcleo. Estas métricas describen en forma general la geometría del parche:

- **Métricas de forma:** índice de forma, dimensión fractal del parche, dimensión fractal por tipo de cobertura vecina. Mientras más elevados son los índices de forma los parches son más diferentes de la forma circular, y mientras mayor es la dimensión fractal, mayor es la irregularidad del parche.
- **Métricas de borde:** borde total y densidad de borde (borde por unidad de área).

Se tomaron los datos de los relictos en campo usando la función track del GPS-Garmin GCSX60MAP, posteriormente se digitalizaron las áreas en el programa ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), la cuantificación del paisaje se realizó calculando métricas de la geometría del parche, empleando la extensión Patch-Analysis 5 (Rempel et al., 2012).

#### Estructura arbórea

El inventario de la estructura arborea (EA) se llevó a cabo empleando el método de "Point-CenteredQuarter" PCQ, que permite la comparación cuantitativa para establecer tendencias y variaciones entre diferentes comunidades (Cottam y Curtis 1956; Mitchell, 2007). Se muestrearon individuos con una circunferencia a la altura del pecho CAP >5 cm, para darle buena representación a los árboles pequeños con algún grado de soporte de epífitas y comprender el estado ecológico de los

disturbios en cada UM, de acuerdo a Zotz (2007). Para todos los individuos se registraron los datos de abundancia, altura (por cálculo visual, en metros), diámetro a la altura del pecho DAP (en cm) y cobertura en porcentaje, empleando un densiometro fabricado de acuerdo a Globe.ee (online). Se colecto material representativo de cada UM para herborización.

Para la EA se calcularon los parámetros de Densidad, Área basal, Distribución de las Alturas y la Distribución Diamétrica, usando los métodos modificados de Rangel (1990), y Mitchell (2007) para inventarios de PCQ.

### **Análisis**

*Correlaciones:* usando una matriz de correlación con base en el coeficiente de Spearman, se evaluarón las diferencias estadísticas entre las métricas. A continuación se probaron las combinaciones, MP y EA vs diversidad, riqueza y Abundancia.

*Análisis De Componentes Principales -ACP:* Para establecer la asociación entre los indicadores biológicos e indicadores de métrica del parche, parámetros de la estructura arbórea, riqueza y abundancia, IVI y H'. Este análisis se empleó para conocer las diferencias significativas en diversidad específica entre y dentro de las UM y parches. Por ser un método estadístico de síntesis de la información, o reducción de la dimensión empleado donde no se conozca con certeza su posible relación (Salvador 2003).

### **7.2.2. Composición del paisaje**

Posteriormente se evaluaron los posibles efectos de la composición del paisaje en la composición y diversidad de orquideas Alfa.

La diversidad Beta con los Indices de Sorensen, Jacqard y Sorensen para datos cuantitativos, estos métodos de similitud expresan el grado en que las muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, siendo una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Moreno, 2001; Magurran, 1988).

### **7.3. Efecto de Borde**

Para este estudio se realizó un análisis de varianza ANOVA, para cada estación de muestreo se tomaron como variables dependientes: el número de individuos,

número de especies, valores de diversidad de Shannon. Se realizó para cada variable dependiente, un análisis de varianza con un diseño en bloques al azar, con arreglo factorial. Se utilizó Tukey como prueba de comparación de medias.

En cada análisis de varianza ANOVA de una vía y la prueba Tukey, los datos se transformaron logaritmo y raíz cuadrada, y se seleccionó la que proporcionó el mejor ajuste de los residuales a la distribución normal y homogeneidad de varianzas, supuestos necesarios para la realización de este análisis con el fin de evaluar las diferencias y significancia estadísticamente SAS 9.3 (SAS, 2002).

La magnitud se calculó como la pérdida de especies entre las UM ubicadas en las diferentes coberturas de cada relicto frente al interior de manera directa y porcentual. Adicionalmente se empleó el análisis de porcentajes similares SIMPER (Clarke, 1993), para identificar las especies discriminantes de cada UM, a partir del promedio de disimilitud de Bray-Curtis entre los IVle de todas las especies.

Para medir la extensión se emplearon los métodos de cluster desarrollado por Harper y McDonald (2002) Randomization Tests for assessing Edge Influence – RTEI, método aleatorio para medir la influencia del efecto de borde, capaz de dimensionar la respuesta de dos tipos de bordes en el mismo espectro. A partir de la distancia de la influencia del borde (DEI), que se define como la distancia desde el borde hacia el interior del bosque sobre el que se encuentra una variable determinada a ser significativamente diferente desde el interior del bosque

## 8. RESULTADOS

### 8.1. Diversidad

#### 8.1.1. Inventarios

Inicialmente se probó la representatividad del muestreo (figura 1) a través de la curva de acumulación de especies para toda el área de muestreo, el cual es muy útil para estimar la representatividad y precisión de los muestreos (Soberón y Llorente, 1993).

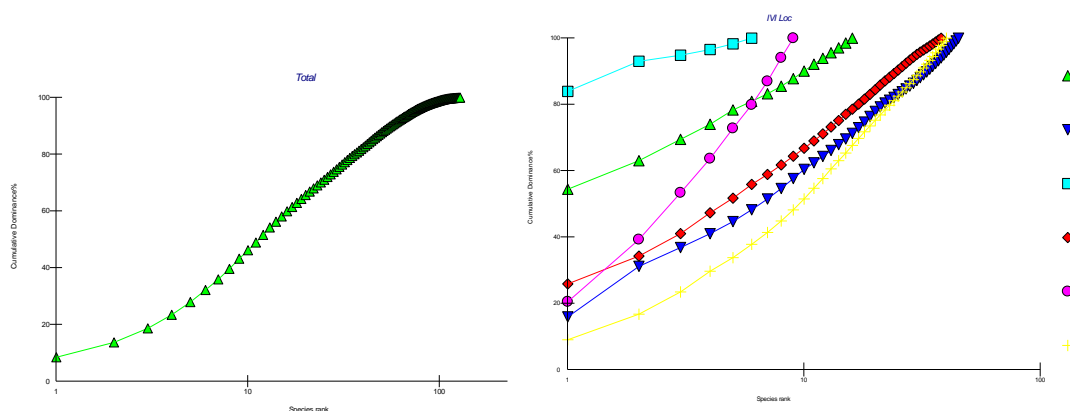


Figura 1. Curva de acumulación de especies para el área de estudio. A) curva de acumulación ponderada y B) curva de acumulación por localidad; Verde: Arenillo; Azul oscuro: Dapa; Azul claro: Roldanillo; Rojo: Sevilla; Fucsia: Iberia y Amarillo: Yotoco.

La estimación de especies de los índices de Chao2, Jackknife 1 y Jackknife 2 (tabla 2) se comparó con estudios previos de la zona (Pérez y Parra, en prep.; Pérez et al., 2009) y observaciones personales y se consideró que el más ajustado para el caso de las zonas más diversas (Dapa con 114 spp. y Yotoco con 81 spp.) fue Chao2, mientras las zonas con menor riqueza y abundancia sería más adecuado emplear Bootstrap, así pues Roldanillo (20 spp.), Arenillo (62 spp.), La Iberia (22 spp.) y Sevilla (41 spp.).

En este sentido los inventarios llevados a cabo en el presente estudio representaron entre el 52 y el 65% de la cantidad de especie esperada, con un esfuerzo de muestreo de 32 hrs efectivas por localidad. El cual junto a la curva de acumulación de especies son indicadores del satisfactorio método de muestreo seleccionado y la experticia del colector.

### **8.1.2. Composición y representatividad general**

Todas las especies fueron posicionadas en la categoría de género y el 73.5% de las especies en categorías de especie y subgenéricas, el tratamiento taxonómico de 6 spp. consideradas como de especial interés, las cuales se analizarán en documentos posteriores, por lo pronto estas especies se colocan en la especie raíz del grupo, tomando el concepto de especie *sensu lato*.

Se registró información de 11.127 individuos, de 136 especies y 39 morfoespecies en 36 géneros (Figura 2). Los géneros con mayor riqueza específica fueron *Epidendrum* L. (21 spp.), *Stelis* Sw. (14 spp.) *Maxillaria* Ruiz & Pav. (12 spp.) y *Lepanthes* Sw. (11 spp.) (Figura 2). Por otro lado, los géneros menos ricos en número de especies alcanzaron el 36.1% (13 géneros) del total, con apenas 1 sp.

La expresión de abundancia absoluta represento el genero *Epidendrum* (1843 ind.) destaco en todo el muestreo, seguido por *Stelis* (1411 ind.) y *Dichaea* Lindl. (998 ind.). Mientras *Trizeuxis* Lindl. (2 ind.), *Muscarella* (11 ind.) y *Xylobium* Lindl. (22 ind.) fueron los menos abundantes.

En términos de densidad global se inventariaron 11.127 individuos en 3600 m<sup>2</sup>, dando una densidad de 30.908 plantas/ha. Los géneros *Muscarella*, *Trizeuxis* y *Xylobium* fueron exclusivos para las localidades de Sevilla y la Iberia. Los géneros mejor distribuidos fueron *Epidendrum*, *Stelis* y *Dichaea*. Estos géneros presentan una plasticidad ecológica muy amplia, tal como lo documentan Hagsater et al., (2010, 2009, 2008) y Ortiz (com. Pers), lo que les favorece en la colonización de un espectro ambiental más grande. Algunos de estos géneros han sido registrados como los de mayor riqueza específica en diferentes inventarios (Reina et al., 2010; Pérez et al., 2009; Misas, 2005)

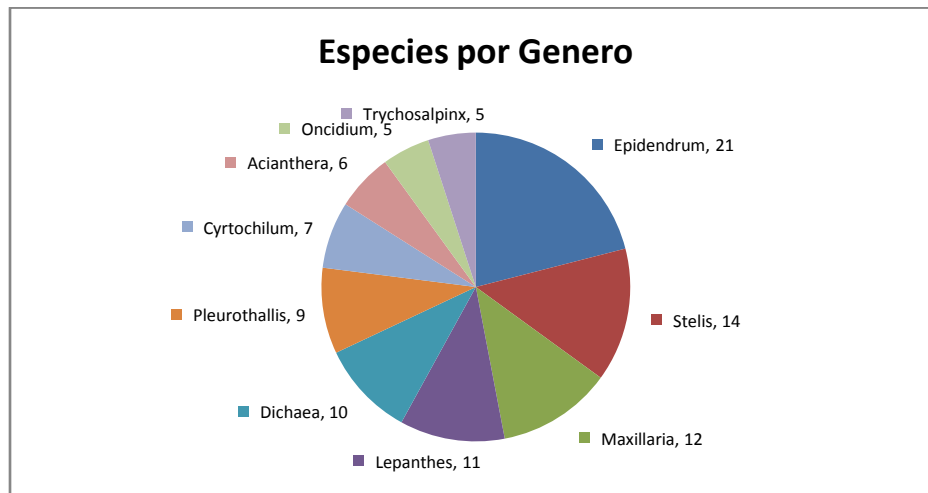


Figura 2. Riqueza de especies por género para el área de estudio general.

La especie más abundante fue *Epidendrum nora-mesae* Hágsater & O.Pérez con 946 individuos de la localidad de Dapa, seguida por *Microchilus* sp. (1.551 ind.) en Sevilla, *Dichaea pendula* (Aubl.) Cogn. (549 ind. ampliamente distribuidos) y *Epidendrum* EPS945 (497) en la localidad del Arenillo. Por otro lado, las especies *Trizeuxis falcata* (2 ind.), *Xylobium leontoglossum* Rchb. f. (2 spp.) y *Muscarella cestrochila* (Garay) Luer (11 spp.), fueron las especies más restringidas en términos de abundancia, todas localizadas en los relictos de la cordillera central.

El hábito de crecimiento predominante a nivel de géneros fue el epífito 80.54 % (29 géneros); los más representativos fueron *Epidendrum*, *Dichaea* y *Stelis*. Entre las terrestres (19.46%) sobresalieron los géneros *Microchilus* C. Presl., *Erythrodes* Blume, *Psilochilus* Schltr. y el poco referenciado *Cybebus* Garay género monotípico.

A pesar de la representativa abundancia presentada por las especies del género *Epidendrum*, es de acotar que estas especies están restringidas localmente, de tal manera que las spp. del interior no se presentan en las UM de los bordes, así como para *Cybebus grandis*, y *Psilochilus vallecaucanus* Kolan. & Szlach. (2012: 352), indicando un alto grado de endemismo local.

### 8.1.3. Diversidad y Composición entre cordilleras

Esta diversidad no se presenta de forma equitativa a lo largo de las cordilleras, las localidades de la COCC mostraron mayor diversidad en términos de riqueza y abundancia acumulados frente a los exhibidos por las localidades de la CCN. En términos de densidad la COCC presentó un valor muy superior de 4.84 ind./m<sup>2</sup> (vs. 1.3 ind./m<sup>2</sup>), en CCN esta es mayor en las localidades de Dapa (6.7 ind./m<sup>2</sup>) y



Yotoco (5.3 ind./m<sup>2</sup>). La mayor densidad de la CCN se presentó en la localidad de Sevilla (2.48 ind./m<sup>2</sup>).

Con una riqueza de 101 spp. en 29 géneros, la cordillera occidental sobresale de las localidades de la cordillera central (55 spp. y 25 géneros) existiendo en proporción 1.8:1 spp. en la cordillera occidental frente a la cordillera central. La composición también se vio fuertemente influenciada por la cordillera. Los géneros más representativos para la COCC fueron *Epidendrum* (14 spp.), seguido por *Lepanthes* (11 spp.) y *Stelis* (14 spp.), mientras que en la CCN, *Epidendrum* continúa liderando la riqueza (7 spp.), seguido por *Dichaea* (6 spp.) y *Cyrtorchilum* (4 spp.) fueron los géneros más representativos en términos de riqueza (Figura 3).

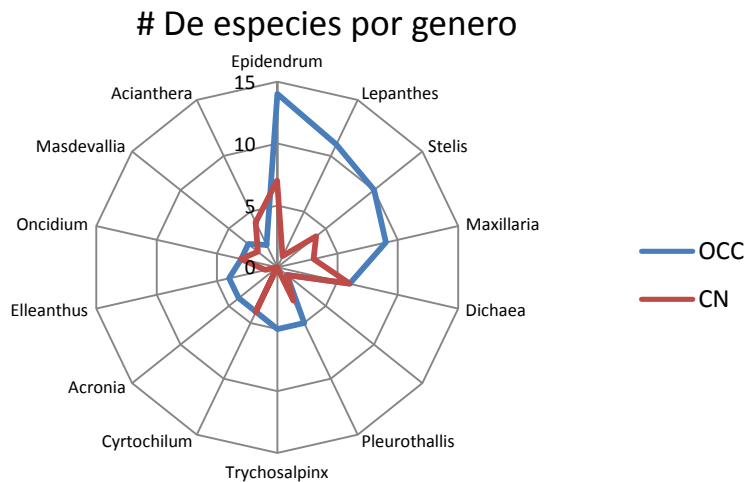


Figura 3. Diagrama de los géneros más representativos de acuerdo a la riqueza de especies entre las COCC y CCN.

Al comparar los índices de diversidad de Shannon–Wiener entre las localidades se puede observar que la localidad más diversa es Yotoco (3.01), en comparación su vecina al sur, Dapa (2.89), a pesar de tener menor cantidad de especies y número de individuos. Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra; el Índice de Dominancia que hay en relación con especie/abundancia, teniendo que la diversidad en Dapa está dominada por pocas especies, caso contrario en Yotoco. Las localidades de Arenillo y la Iberia resultaron ser las menos diversas, (1.31 y 1.93, respectivamente), pero con un índice de Dominancia bastante alto (0.49 y 0.18, respectivamente). Esto es influenciado por la escasa cantidad de especies comparado con las localidades de Dapa y Yotoco. A su vez, las localidades que están en latitudes similares como Sevilla y Roldanillo, expresaron muy pocas diferencia entre sí (2.47 y 2.29 respectivamente)(Tabla 2).

Tabla 1. Diversidad de las localidades de D: Dapa, Y: Yotoco, y R: Roldanillo, de la cordillera Occidental, resaltado en gris; A: Arenillo, I: la Iberia y S: Sevilla, de la Cordillera Central.

Índices	D	Y	R	A	I	S
Taxa_S	52	44	19	16	10	34
Individuos	4030	3500	1195	721	193	1488
Shannon_H	2,89	3,01	2,29	1,31	1,93	2,47
Dominancia_D	0,10	0,07	0,16	0,49	0,18	0,17
Equitability_J	0,73	0,80	0,78	0,47	0,84	0,70
Chao 2:	114	82,2	60	90,24	27	59,2
Jackknife 1:	25,333	65,3	16,667	73,3333	26	50
Jackknife 2:	30	74	20	82	28	56,3
Bootstrap:	20,148	53,9	12,963	61,9259	22	41,5

En términos de diversidad beta se compararon las diferencias en generos, de lo cual resulto que las cordilleras comparten el 53% de géneros (19 géneros), siendo exclusivos para la COCC solo el 27.7% (10 géneros), entre los cuales destacan por su abundancia *Trichosalpinx* Luer y *Acronia* C. Presl. (5 y 4 spp., respectivamente). Por otro lado, los géneros *Cybebus*, *Dracula* y *Kefersteinia* destacaron por su exclusividad y restricción de dispersión, teniendo a *Cybebus* como genero monotipico, pobremente estudiado por su restringida distribución a zonas de alta humedad y poca alteración, condiciones similares para *Dracula*, por su parte, *D. andreettae* (reportada para la localidad de Dapa) se encuentra en categoría UICN VU-D2 (Calderon, 2007).

Para la CCN se tiene el 16.6% de las especies (6 spp.) como distintivas de estas localidades, presentando baja abundancia (cifra o índice) y riqueza (7 spp.). Los géneros reportados más representativos fueron: *Xylobium* (22 ind.), *Campylocentrum* (11 ind.), *Comparettia* (34 ind.), *Muscarella* (11 ind.) y *Trizeuxis* (2 ind.). Las poblaciones de *Campylocentrum*, *Comparettia* y *Trizeuxis* han sido bien referenciadas como tolerantes a condiciones secas y usualmente son encontradas en zonas con alta radiación, vientos fuertes y usadas para el pastoreo (Perez et al. 2009). Como especies compartidas se destacan por tener pocos individuos a *Lepanthes foreroi* P.Ortiz, O.Pérez & E.Parra (2009: 137), *Masdevallia picturata* Rchb. f. (1878: 16), *Cyrtochilum meirax* (Rchb. f.) Dasltröm (2001: 70), *Pleurothallis ruscifolia* (Jacq.) R.Br, (1813: 211) y *Prescottia stachyodes* (Sw.) Lindl (1836: 1915).

Mientras la diversidad beta con los coeficientes de Jacqard, Sorensen y Sorensen Q, para especies, mostraron que todos los valores tuvieron una baja diversidad compartida (0.15, 0.25 y 0.05, respectivamente). De esta manera, la similitud entre

las localidades de la COCC y CCN es muy baja. El efecto diferenciador entre las cordilleras es más alto cuando se toma en cuenta la abundancia, puesto que los valores más altos en números de especies compartidas se encuentran en las localidades de la COCC.

#### 8.1.4. Análisis de agrupamiento -Cluster

El dendrograma (figura 5) mostró que las localidades se encuentran bastante separadas entre ellas por el IVI de sus especies, con un porcentaje de similitud menor al 27% de la composición. El análisis de cluster es un método aglomerativo que captura mayor información de pequeñas diferencias, debido a la marcada diferencia de los taxones presentes, la única tendencia existente es la disimilitud, respaldando los resultados reportados por los índices de diversidad beta.

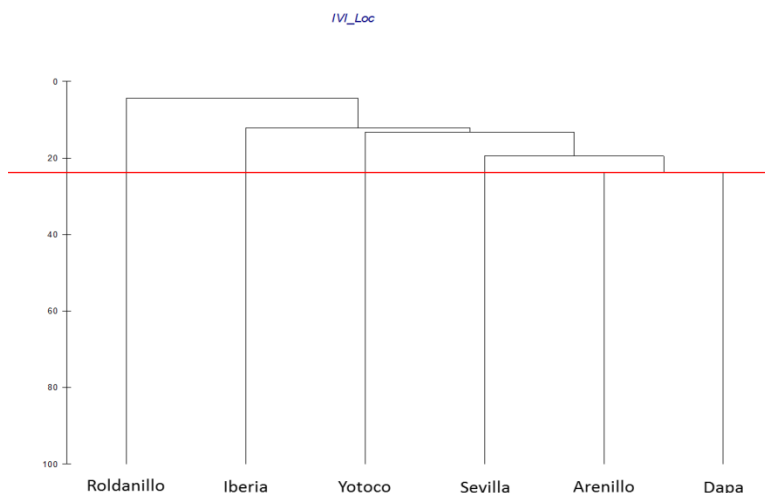


Figura 4. Análisis de agrupamiento cluster de los IVI's de las especies por localidades

#### 8.1.5. Análisis de componentes des-normalizado DCA

La correspondencia DCA (figura 4) mostró en el eje 1 un eigenvalue de 0,89 y el eje 2 0,79, exhibiendo buena representatividad de los datos, de acuerdo a Rudas *et al.* (2003) que consideran un valor aceptable de eigenvalue superior a 0,5; la prueba de  $\chi^2$  ostento una representación de 45% de los datos en los ejes. De igual manera se muestra la amplitud de los datos en el eje 1, el cual presenta siete desviaciones estándar (0 a 700) y el eje 2 de 5 (0-500), entre los parches.

Las localidades están ordenadas por su disposición geográfica en el plano latitudinal, Dapa y Arenillo en la zona sur del departamento, Iberia y Yotoco en la

zona media y Sevilla y Roldanillo en la parte norte. Esta tendencia de ordenación responde a la presencia de especies compartidas entre las localidades, sin embargo hay que resaltar que la mayoría son especies de borde y ambientes abiertos, con alta tolerancia a la desecación como *Maxillaria* sp1 presente en Yotoco y la Iberia, sin embargo estas localidades comparten una especie exclusiva *Gongora gratulanbunda* Rchb. f. mientras que Sevilla y Roldanillo se agruparon por las especies *Epidendrum* sp1 y *Elleanthus* aff. *lupulinus*(Lindl.) Rchb. f., especies ampliamente encontradas en la zona de regeneración de las dos localidades; y por último Dapa y Arenillo comparten 7 especies, *Stelis* sp1, *Cyrtochilum* aff. *Exasperatum*(Rchb. f. & Linden) Kraenzl., típicas de las zonas de pastura y descubiertas, y *Prescothiastachyodes* y *Dichae morrissii* Fawc. & Rendle comunes de las zonas de interior.

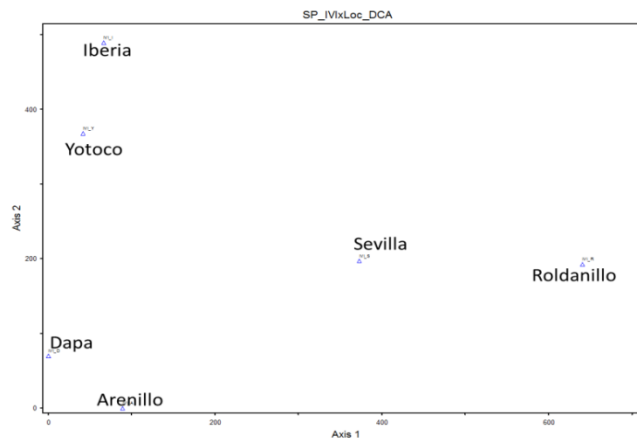


Figura 5. Análisis de componentes des-normalizado de los IVI's de las especies por localidades.

### 8.1.6. Análisis de agrupamiento –Twispan

El análisis de clasificación Twispan realizó 4 divisiones para especies y 2 para localidades, las primeras divisiones para las localidades obtuvieron eigenvalues de 0.7 y 0.72, mientras para especies fueron de 0.62 y 0.18 disminuyendo bastante la representatividad en los dos restantes (0.152 y 0.12), de las divisiones se pudieron separar las localidades de Yotoco y la Iberia, las demás fueron agrupados, por tanto este método resultó ser poco útil, posiblemente por la heterogeneidad geográficamente.

Apoyando la disimilitud de los Índices de diversidad beta, DCA y Cluster, resultados similares fueron obtenidos en epífitas por Benavides et al. (2005), Arevalo y Betancur (2004) y León y Murillo (2004) quienes encontraron que la ordenación de la composición se encontraba dada respecto a las unidades paisaje y estados de regeneración de los bosques.

## 8.2. Endemismos

Entendiendo endemismo como “situación en la que una especie se limita a una región geográfica en particular debido al aislamiento, la composición del suelo, o el clima; como a la región” (Morris y Morris, 2003), se realizó el análisis del componente endémico agrupando aquellas especies exclusivas de Colombia reportada en este estudio. Dentro de este conjunto los relictos albergan 16 spp. pertenecientes a 11 géneros. Destaca nuevamente por su alta contribución el género *Epidendrum* con el 33% (7spp.), seguida por *Lepanthes* con el 19% (4 spp.) y *Madevallia* 9% (2 spp.), los ocho géneros restantes tienen una sola especie endémica (Tabla 3).

En términos de distribución el 77% (16 spp.) de las especies endémicas están en la COCC, mientras en la CN está el restante 23% (5 spp.). Probablemente debido a la mayor frecuencia de humedad proveniente del Pacífico, el menor grado de pérdida estructural del relicto y los componentes de la estructura arbórea (obser. Person.) la riqueza de especies endémicas están situadas en los parches más pequeños (Dapa 9 has y Yotoco 14.8 has).

Las especies del género *Lepanthes* ocupan el segundo renglón del análisis de endemismos. Poblaciones de *Lepanthes* habitan comúnmente los bosques nublados, donde las temperaturas son bajas y la humedad es alta como los bosques de niebla (Hagsater y Soto, 1996). Típicamente una población de *Lepanthes* se encuentra en un área restringida, relativamente pequeña y distante de otras poblaciones de la especie (Farfan et al. 2003), y la coexistencia y floración simultánea de numerosas especies sin que exista, por lo general, formación de híbridos (Blanco & Barbosa 2005). El centro de diversificación del género *Lepanthes* se localiza en las laderas de los Andes en Ecuador y Colombia, donde se concentra la mayoría de las especies conocidas y se presenta la mayor variación morfológica.

Tabla 2. número de especies endémicas, referencia y distribución; COCC: Cordillera Occidental; CCN: Cordillera Central; Vr: vertiente; Or: Oriental; VC: Valle del Cauca.

<b>Especie</b>	<b>Referencia</b>	<b>Distribución</b>
<i>Epidendrum weerakitianum</i>	Hagsater et al., (en prensa)	Vr. Or, COCC, Yumbo y Roldanillo, VC
<i>Epidendrum bispathulatum</i>	Hagsater et al., (2010)	Vr. Or, COCC, Dapa, Yumbo, VC
<i>Epidendrum leonore</i>	Hagsater et al., (en prensa)	Vr. Or, COCC, Dapa, Yumbo, VC
<i>Epidendrum nora-mesae</i>	Hagsater et al., (2010)	Vr. Or, COCC, Dapa, Yumbo, VC
<i>Epidendrum yumböense</i>	Hagsater et al., (en prensa)	Vr. Or, COCC, Dapa, Yumbo, VC
<i>Gongora gratulabunda</i>	P Ortiz (com. Pers 2012)	Costa pacífica y VC
<i>Lepanthes caetanae</i>	Pérez et al. (2010)	Vr. Or., COCC, Yumbo y Yotoco, VC
<i>Lepanthes foreroi</i>	Pérez et al. (2009)	Vr. Or., COCC, Yumbo y Yotoco, VC
<i>Lepanthes ortiziana</i>	Pérez et al. (2010)	Vr. Or., COCC, Yumbo y Yotoco, VC
<i>Lepanthes elizabeth-ayalae</i>	Pérez et al. (en prensa)	Vr. Or, COCC, Dapa, Yumbo, VC
<i>Lepanthes quadricornis</i>	Farfan et al. (2003)	COCC, Nariño. y VC
<i>Masdevallia caesia</i>	Calderón (2007)	Cauca, Risaralda y VC
<i>Masdevallia molossus</i>	Calderón (2007)	Risaralda y VC
<i>Microchilus dolichostachys</i>	Dueñas y Fernando-Alonso (2007)	Cauca
<i>Penducella EPS965</i>	Ined.	Vr. Occ CCN, Arenillo, VC
<i>Psilochilus vallecaucanus</i>	Kolanowska (2012)	Vr Occ, COCC, Yotoco, VC

## 8.3. Patrones del paisaje

### 8.3.1. Estructura del paisaje

#### Estructura de los parches

Las localidades de Iberia, Yotoco Dapa y Roldanillo se agruparon al 95% de similitud, mientras Sevilla y Arenillo, las localidades con mayor tamaño presentaron similitud del 93%, estas presentaron mayor ED pero no tuvieron una relación directa con los MSI, MPAR y MPFD, que representan la complejidad del parche, donde la localidad de Roldanillo destacó por su pequeño tamaño, alto MSI, MPAR y MPFD (19 has, 1.67, 134.9 y 1.29; respectivamente) seguido por Yotoco (MSI: 1.34 y MPFD: 1.26) y Dapa (MPAR: 142.3 y MPFD: 1.26). Mientras La Iberia es el relicto de menor tamaño tuvo un alto MPAR y MPFD (127 y 1.26, en su orden) (Figura 6).

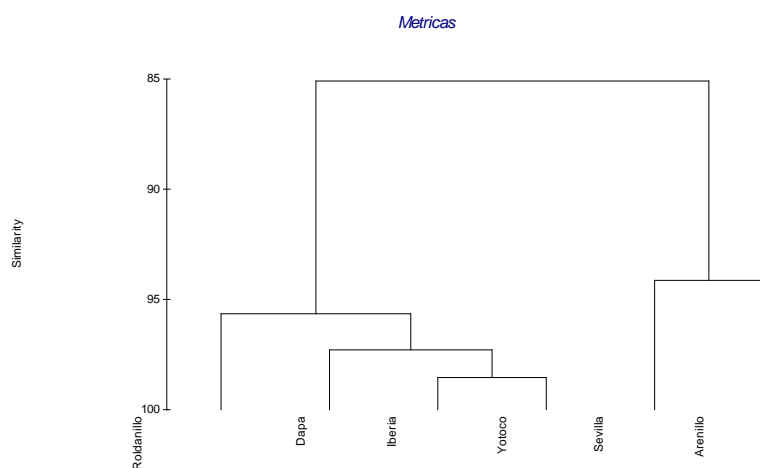


Figura 4 . Agrupamiento de las localidades por las características de la estructura de parche.

La prueba de correlación de Spearman mostró independencia estadística de la complejidad geométrica en la métrica MSI, mientras MPFD presentó correlaciones con todas las métricas (CA y TE = -0.83; ED = 1 y MPAR = 0.6).

#### Estructura arbórea

*Área Basal, altura y Densidad:* las localidades con mayor área basal promedio fueron Yotoco y Arenillo (613,291 y 409,196 cm<sup>2</sup>; respectivamente) en contraparte la Iberia y Dapa presentaron la menor área basal promedio (154 y 118 cm<sup>2</sup>); en términos de Densidad, Sevilla y la Iberia destacaron por su alto número de

árboles/m<sup>2</sup> (0.416 y 0.357) y Arenillo y Dapa presentaron los valores mínimos (0.313 y 0.231 árboles/m<sup>2</sup>); y en el parámetro de altura Roldanillo y Arenillo presentaron mayor valor promedio de 7.9 y 7.8 m, en su orden.

Estos resultados muestran que la localidad de Dapa presenta pocos arboles con baja áreas basal y baja altura, siendo una zona con muchos juveniles y parámetros estructurales de una zona de vegetación en regeneración. Situación similar se presenta en las localidades de Sevilla, Arenillo y la Iberia las cuales presentan correlación inversa entre densidad y área basal, muchos árboles pero de baja área basal. La situación de Yotoco y Roldanillo es contrastante pues presenta baja densidad y alta área basal, por tanto son pocos árboles de gran porte, característicos de sistemas con pocos juveniles y zonas abiertas en el bosque.

Los resultados de densidad, altura y área basal, concuerdan aproximadamente con los reportados para bosques en la franja subandina de Gentry (1998) en Colombia, Perú y Ecuador; Cantillo y Rangel (2003).

### **Correlaciones**

El análisis de varianza arrojo diferencias significativas entre las localidades en términos de riqueza y abundancia, siendo más evidenciada la separación de grupos de Tukey en la abundancia, sin embargo la representatividad del modelo fue menor que en riqueza ( $r^2$ :0.63 y CV: 24, para abundancia;  $r^2$ :0.74 y CV: 25.6, en riqueza). En general se agruparon las localidades de Dapa, Yotoco, Sevilla y Arenillo, por otro lado La Iberia y Roldanillo.

Los índices de diversidad beta (0.033 – 0.296 Jacqard y Sorensen), demostraron la independencia taxonómica entre las localidades, de la misma manera que la diversidad alfa, no permitió definir patrones entre localidades. Por otro lado, la matriz de correlaciones de Spearman en base a la riqueza, abundancia, diversidad H' y dominancia D no mostró correlaciones significativas con las variables de EA y MP (-0.314 <x> 0.257).

### **Análisis de componentes principales –ACP**

El análisis de componentes principales explico en los ejes 1 -PC1- y 2 -PC2- el 70.4% de varianza (6.22 y 2.94 eigenvalues, respectivamente), para PC1 las localidades están dispuestas en términos de la estructura del parche (las cargas de las variables CA:-0.36, TE: -0.36, y ED: 0.36 y MPFD: 0.35 son las que más influenciaron la disposición), las localidades de Sevilla y Arenillo se asocian por mayor tamaño y menor complejidad geométrica. Mientras en PC2 las localidades



muestran organización por su estatus de conservación (la carga de las variables R: -0.54; A: -0.47 y MSI: 0.43 DN: 0.38), las localidades de Dapa, Yotoco, Arenillo y Sevilla destacan por su alta diversidad y geometría regular.

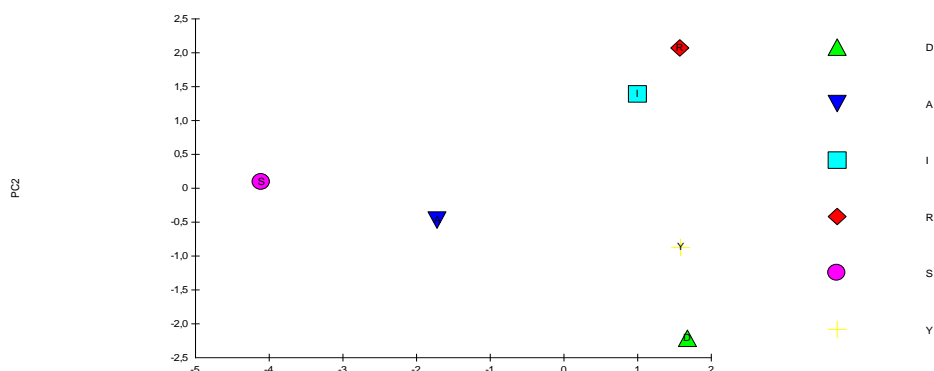


Figura 5. Análisis de componentes principales de las localidades, correlacionando la riqueza, abundancia y las variables ambientales EA y PG. En verde Dapa, en azul Arenillo, en cuadrado azul Iberia, en rojo Roldanillo, en Fucsia Sevilla y amarillo Yotoco.

El ACP permite sugerir una disposición de las especies por ambientes más o menos conservados, situación que se denota en el arreglo de las localidades con mayor riqueza asociado a parámetros estructurales de la vegetación arbórea como mayor D y BA y localidades con menor MPFD.

### 8.3.2. Composición del Paisaje

#### Diversidad alfa

La riqueza de especies de la UM interior en la mayoría de las localidades fue mayor y contrastante respecto a R y P (Tabla 4), siendo inferior en los bordes de pastos, este mismo patrón se presenta en los índices de diversidad, con excepción de Dapa (I: 19, R: 33 y P: 28), donde la riqueza fue superior en el borde (Figura 8).

Se presentó un patrón de mayor riqueza en el interior, seguido por la cobertura R, esta tendencia es igualmente marcada en la abundancia, que destaca en su separación entre I y P en la localidad de Arenillo, esto puede deberse a la densidad arbórea que se presenta en la localidad entre I y P (0.24 y 0.38 árboles por m<sup>2</sup>, respectivamente) y baja área basal (50 cm<sup>2</sup> en I y 301 cm<sup>2</sup> en P).

Situación contrastante a la ocurrida en Yotoco donde se presentan riquezas similares entre I y P (26 y 25 spp, en su orden) con la misma relación de densidad y área basal el Interior presento mayor densidad (0.53 vs 0.6 y 1465 vs 1250 cm<sup>2</sup> entre P e I).

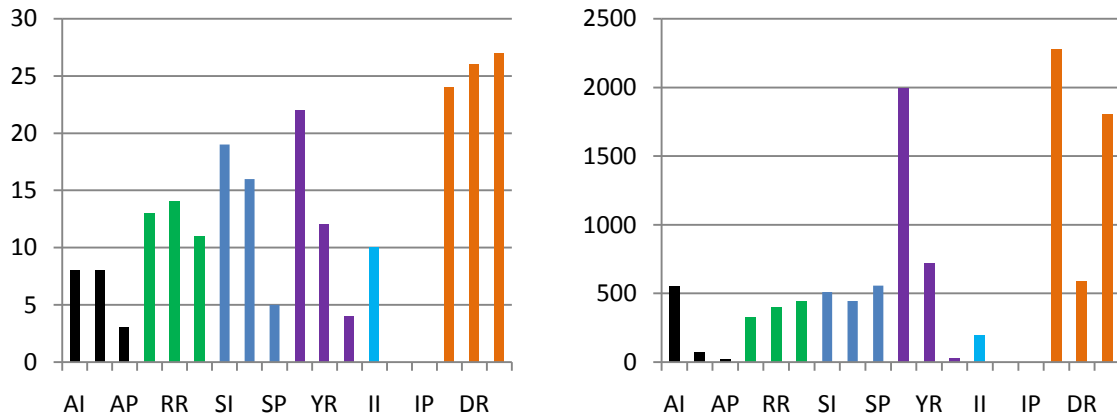


Figura 6. Contribución de especies por UM en cada localidad; 1) número de especies, y 2) número de individuos.

Tabla 3. Índices de diversidad de las UM de cada localidad.

	Yotoco			Dapa			Roldanillo			Iberia	Sevilla			Arenillo		
	Y_I	Y_R	Y_P	D_I	D_R	D_P	R_I	R_R	R_P	I_I	S_I	S_R	S_P	A_I	A_R	A_P
Taxa_S	26	28	5	19	33	28	8	12	12	10	20	19	5	9	8	3
Individuals	2065	1436	11	1219	1799	1012	333	443	419	193	498	482	508	627	69	25
Dominance_D	3,275	3,305	1,668	0,375	0,082	0,103	0,358	0,286	0,111	0,175	0,187	0,145	0,714	0,586	0,166	0,354
Shannon_H	2,839	2,427	1,414	1,523	2,854	2,638	1,412	1,552	2,328	1,926	2,136	2,314	0,603	0,939	1,895	1,068
Simpson_1-D	0,924	0,877	0,711	0,625	0,918	0,898	0,643	0,714	0,889	0,825	0,813	0,855	0,286	0,414	0,834	0,646
Evenness_e^H/S	0,658	0,453	0,823	0,241	0,526	0,500	0,513	0,394	0,855	0,686	0,423	0,532	0,366	0,284	0,832	0,970
Equitability_J	0,871	0,754	0,879	0,517	0,816	0,792	0,679	0,625	0,937	0,836	0,713	0,786	0,375	0,427	0,911	0,973

## Diversidad Beta

La diversidad beta permitió estimar el aporte diferencial entre las UM, presentando un patrón de riqueza diferencial entre las relaciones Interior vs Regenerado (I vs R); Interior vs Pastura (I vs P), y Regenerado vs Pastura (R vs P); dentro de las localidades esta tendencia muestra que el recambio de especies menor, más especies compartidas, esta en la relación I vs P que entre I vs R para las localidades de Dapa, Roldanillo, Arenillo y la Iberia (esta última no mostrada en el gráfico ya que las UM de borde no presentaron ninguna especie), mientras en Yotoco y Sevilla la tendencia fue diferente, puesto que existió menor número de

especies compartidas entre el I vs P, en la relación I vs R fue muy alta; de resaltar la localidad de Yotoco, que presento todas las especies del interior como exclusivas sin compartir con P (Figura 9).

En términos de diversidad beta cuantitativa se mantiene la tendencia general entre I vs P, ya que la abundancia en las localidades permite inferir que los estados ambiental de P son similiares que en I para las especies; Siendo mayor en Roldanillo por ser la localidad con mayor MDFP y menor área, esto hace que la especies entre I y P presenten mayor intercambio o que las condiciones existentes en I seán similares a P debido a la penetración hasta el Interior de condiciones de sequía.

La misma tendencia pero con diferente explicación ocurre en Sevilla y Dapa que comparte pocas especies entre I y P pero con alta relación en abundancia, por tanto hay condiciones ambientales similares de conservación y humedad, puesto que las especies presentes son altamente dependientes de la humedad y condiciones de sombrio, para las especies compartidas entre I vs P que entre I vs R, opuesto a lo esperado.

En estos casos convierte a los bordes de pastos en zonas con buena capacidad para sostener poblaciones de especies que se comparten con el interior, mientras la zona en estado de regeneración presenta buena representatividad en términos de especies pero en la relación riqueza/abundancia se disminuye, puede ser debido a que en estados de regeneración natural hay mayor competencia entre especies por capturar los recursos (Richards, 1952; Liew y Wong, 1973; Brokaw, 1987).

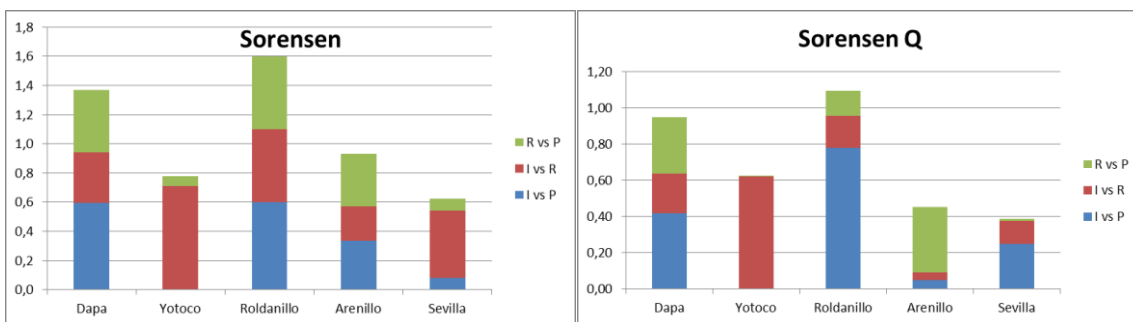


Figura 7. Índice de Sorensen y Sorensen cuantitativo entre las UM de cada localidad.

Pero en Yotoco, Arenillo y la Iberia las especies de condiciones de Interior son exclusivas y altamente dependientes de su conservación, esto podría explicarse en Estas especies sensibles podrían reflejar la sensibilidad o vulnerabilidad de un sistema a una perturbación, ya que al disminuir la proporción de hábitat preferido, caen fuera de su propio nicho climático, pudiendo significarles la extinción (Bellard et al., 2012)

## 8.4. Efecto de Borde

Los patrones de respuesta a la configuración y composición del paisaje permitieron entender el papel de las coberturas vecinas y su impacto en la diversidad, dejando en claro que si hay efecto de borde. Se realizó el análisis de varianza ANOVA empleando la diversidad alfa como variable de respuesta y las distancias como factores, resultando que el modelo no mostró diferencias estadísticas de la magnitud del efecto de borde, en todas las distancias sin mostrar significancia a un alfa de 0.9, aunque es clara la reducción de la riqueza y abundancia a -5m del borde (Figura 11).

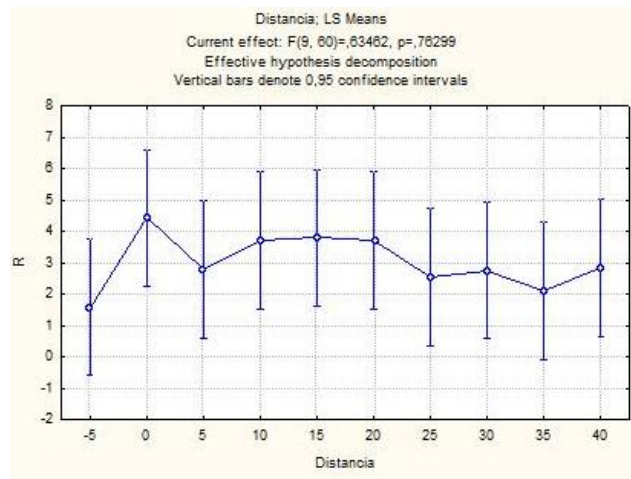


Figura 8. Diagrama de comparación de valores medios de Riqueza en diferentes distancias en metros.

### 8.4.1. Magnitud

El patrón encontrado en el borde se hace aún más importante en cuanto a la cantidad de especies que puede estar sustentado, sin embargo el papel del borde también debe ser visto desde la cantidad de especies que puede estar perdiendo en relación con el Interior, este se realizó haciendo el análisis a la cantidad de las especies de las UM frente al interior con exclusividad en la presencia (Figura 10).

Las localidades presentan una reducción porcentual substancial en I vs P (entre 43 y 100%) que entre I vs R, significando una pérdida de riqueza específica preocupante en las localidades de Yotoco, Arenillo, Iberia y Sevilla. Por otro lado Dapa y Roldanillo presentaron una tendencia opuesta, esto puede ser explicado por el área que presentan estos relictos (9 y 19 has, respectivamente) y en Roldanillo por la alta complejidad geométrica (MSI, MPAR y MPFD), por tanto es un relicto que las especies que están presentes en el borde pueden aparecer en el

interior y viceversa además pueden presentar situaciones florísticas como pocos árboles de gran porte, característicos de sistemas con pocos juveniles y zonas abiertas en el bosque y microambientales muy similares que ocurre en estos sistemas alterados.

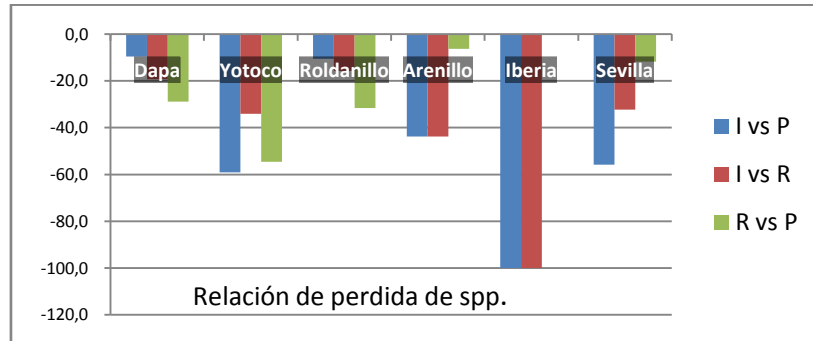


Figura 9. Relación de la pérdida entre las UM de cada localidad a partir del Índice de Sorensen.

El análisis SIMPER permitió examinar la contribución de cada especie a la disimilitud media de Bray-Curtis entre grupos de las UM, determinando de igual manera la contribución a la similitud dentro de cada grupo separadamente (tabla 5).

En términos de composición las localidades con menor disimilitud fueron Dapa con 53-58% por las poblaciones *Epidendrum nora-mesae* incidieron en mayor medida sobre la separación del I vs P e I vs R, mientras P vs R fueron contrastantes debido a la abundancia de las especies *Dracula andreetae* y *Pleurothallis* sp1 (EPS858). Y Roldanillo presentó la menor disimilitud 31.4% en I vs P, debido a la aparición de especies de *Pleurothallis* sp2, *Epidendrum diothonea* y *Elleanthus lupulinus*

En Yotoco se presentó una alta disimilitud 97,7 y 100% en las relaciones P vs R y I vs P, respectivamente, mientras I vs R presentaron solo 58.5%, las poblaciones de la especie *Epidendrum bispatulatum* marcaron diferencias entre P vs R y I vs P, mientras *Stelis argentata* lo presentó para I vs R. En el Arenillo la mayor disimilitud se presentó entre I vs P con 78.9% debido a la contribución de las especies *Epidendrum paniculatum* y *Cyrtochilum* sp1. La localidad de Sevilla presentaron diferencias superiores al 75.4% entre las coberturas siendo P vs R la mayor 95.9% con las especies *Platytelis consobrina* y *Penducella* sp 1 (EPS965).

Estos resultados sustentaron los patrones hallados en la composición del paisaje.

Tabla 4. Análisis Simple Permutations of species, calculando la disimilitud de la combinación entre UM, I vs P: Interior vs Pastura; I vs R: Interior vs Regeneración y P vs R: Pastura vs Regeneración. Resaltado en gris el porcentaje de disimilitud, en verde incidencia de las especies en la separación de UM.

	Disimilitud								
	I vs P	spp.		I vs R	spp.		P vs R	spp.	
Dapa	58,10	<i>Epidendrum</i>	<i>nora mesae</i>	56,29	<i>Epidendrum</i>	<i>nora mesae</i>	53,43	<i>Pleurothallis</i>	1
	0,22	<i>Dichae</i>	<i>sellaginnella</i>	0,28	<i>Thricosalpinx</i>	1	0,36	<i>Dracul</i>	<i>andreetae</i>
		<i>Elleanthus</i>	1		<i>Dichae</i>	<i>sellaginnella</i>		<i>Elleanthus</i>	1
Yotoco	100,00	<i>Epidendrum</i>	<i>bispathulatum</i>	58,50	<i>Stelis</i>	<i>argentata</i>	97,70	<i>Epidendrum</i>	<i>bispathulatum</i>
	0,23	<i>Stelis</i>	2	0,19	<i>Lepanthes</i>	<i>foreroi</i>	0,25	<i>Stelis</i>	2
		<i>Oncidium</i>	1		<i>Acronia</i>	<i>cordata</i>		<i>Elleanthus</i>	<i>lupulinus</i>
Roldanillo	31,37	<i>Pleurothallis</i>	2	70,00	<i>Stelis</i>	1	64,50	<i>Stelis</i>	1
	0,40	<i>Epidendrum</i>	<i>diothonea</i>	0,37	<i>Stelis</i>	2	0,35	<i>Stelis</i>	2
		<i>Elleanthus</i>	<i>lupulinus</i>		<i>Epidendrum</i>	<i>leucochilum</i>		<i>Kefersteinia</i>	<i>tolimensis</i>
Arenillo	78,90	<i>Epidendrum</i>	<i>paniculatum</i>	61,44	<i>Prescottia</i>	<i>stachyodes</i>	58,00	<i>Prescottia</i>	<i>stachyodes</i>
	0,33	<i>Cyrtochilum</i>	1	0,60	<i>Cyrtochilum</i>	1	0,52	<i>Oncidium</i>	1
		<i>Oncidium</i>	1		<i>Erythodes</i>	<i>peruviana</i>		<i>Masdevallia</i>	<i>picturata</i>
Sevilla	80,66	<i>Oncidium</i>	<i>adelaidea</i>	75,37	<i>Oncidium</i>	<i>adelaidea</i>	95,90	<i>Michrochilus</i>	1
	0,31	<i>Michrochilus</i>	1	0,29	<i>Platystelis</i>	<i>consobrina</i>	0,37	<i>Platystelis</i>	<i>consobrina</i>
		<i>Epidendrum</i>	<i>rugosum</i>		<i>Michrochilus</i>	1		<i>Penducella</i>	<i>sp</i>

#### 8.4.2. Extensión

Los análisis cluster permitieron detectar diferencias en la diversidad alfa destacándose la separación de las distancias 0 a 20m con una similitud del 85%, mientras las distancias de 30 a 40m presentaron una similitud del 83%, y las distancias 5 y 25m, fueron las más contrastantes al 70% de los grupos mencionados, sugiriendo un efecto diferencial en las localidades a esta distancia.

Mientras en términos de abundancia los grupos se diferenciaron al 75% teniendo las distancias del exterior del borde -5 y 0m muy asociadas, por otro lado 5 a 20 m como un primer grupo del interior y las distancias 30 y 35m altamente relacionadas y bastante separadas de las anteriores, y de nuevo 25 m asociándose con 40m; lo cual puede sugerir un efecto diferenciador del efecto de borde o DEI a la distancia de 25m (Figura 12 y 13).

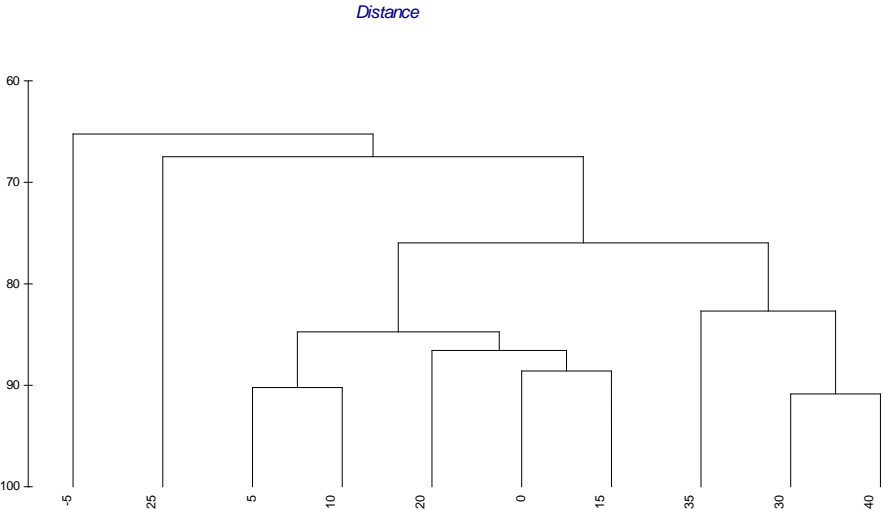


Figura 10. Similitud de la riqueza de especies de orquídeas en las UMB en términos de distancia al borde

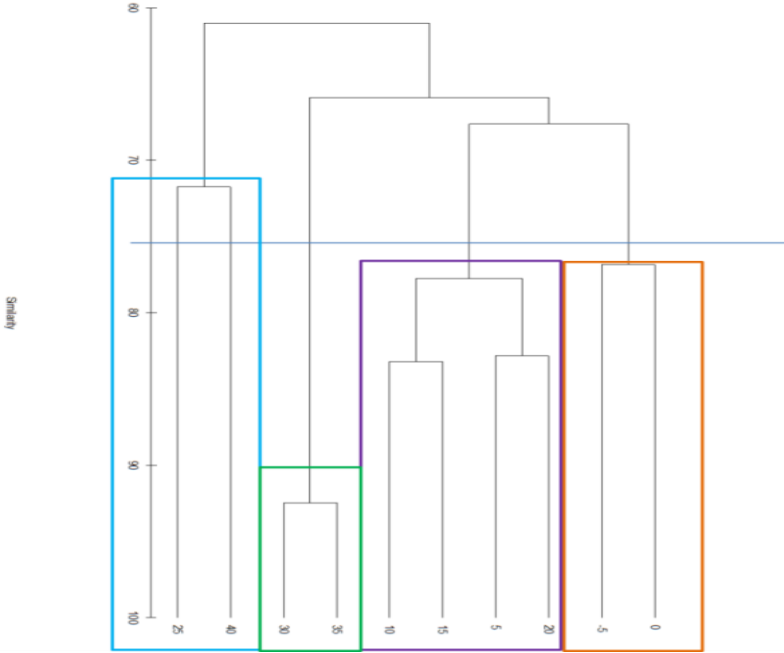


Figura 11. Similitud de la abundancia de especies de orquídeas en las UMB en términos de distancia al borde.

En términos generales el RTEI mostró las distancias estadísticamente significativas por la influencia negativa del borde, por debajo del nivel de significancia elegido (40%). El RTEI está diseñado para encontrar diferencias significativas en términos de distancia comparado con el referente, el Interior, probando la hipótesis de presencia positiva o negativa del borde a una distancia, por tanto los valores no pueden ser empleados para medir la magnitud de dicho efecto.

Comparando P vs I en número de individuos, en las distancias de -5, 5, 35 y 40 m del borde (-0,8; -0,6; -0,5 y -0,7, respectivamente), después de los 40m se muestra intenso el efecto de borde teniendo una tendencia a extenderse a distancias superiores, pudiendo ser la distancia de la influencia del borde DEI, esto puede deberse a la sensibilidad en el número de individuos que se reduce al ingresar al bosque por las condiciones de mayor humedad y sombra en el sotobosque. Por otro lado la riqueza no presenta diferencias significativas, excepto al exterior del bosque -5m.

Al comparar el interior con la zona de regeneración, la riqueza es el parámetro más afectado positivamente (0,6 – 0,9) a lo largo de la UM, mientras la abundancia no presenta diferencias significativas, este resultado puede estar relacionado con los resultados de la diversidad alfa y beta encontrados en las UM Regenerados, que datan una tendencia similar al interior (Figura 14 y 15).

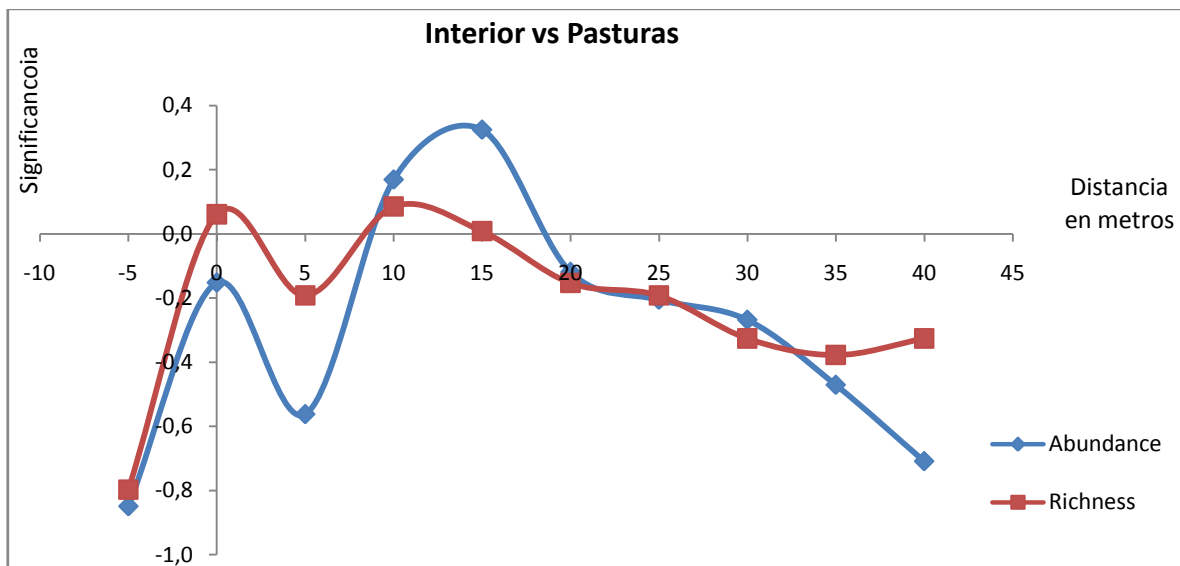


Figura 12. RTEI de la relación entre las UM Pastura y el referente interior.



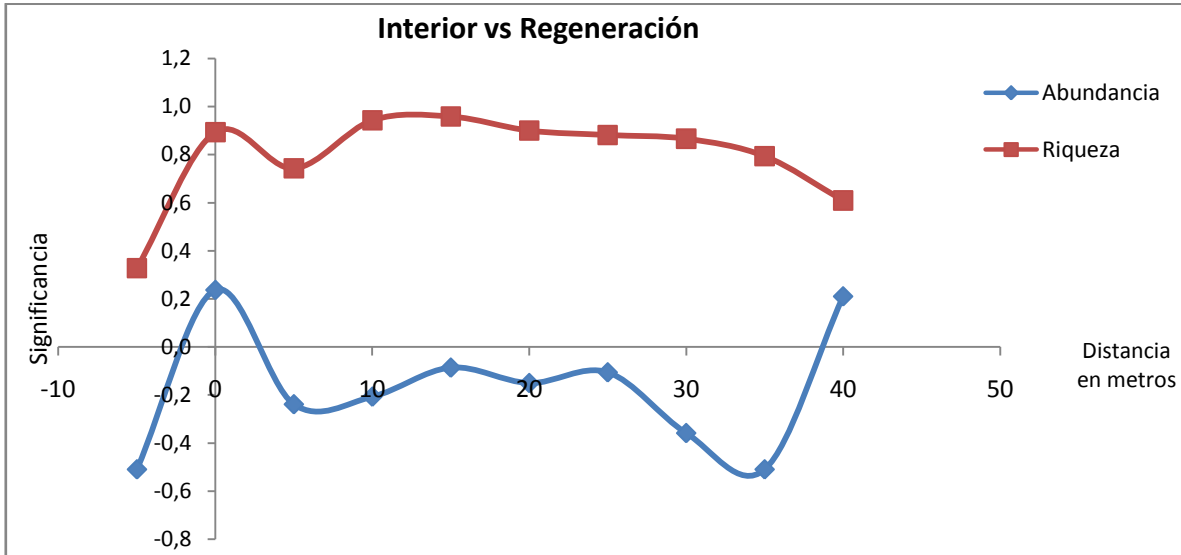


Figura 13. RTEI de la relación entre las UM Pastura y el referente interior.

En Dapa la cobertura P no presentó registros a -5m y se presenta el 55% (14 spp.) con un solo registro, resaltando en abundancia *Lepanthes manabina* y *Malaxis crispifolia* 25 – 40 m y *Elleanthus aff. lupunis* y *Pleurothallis* sp.1 (EPS988) 0-15 m, mientras en Regenerado *Stelis* sp1 (EPS975) *Dracula andreatta* 15-40 m y *Lepanthes manabina* 40 m.

Para Roldanillo solo se presentó 1 registro a -5m de *Michrochilus dolichostachys* en la cobertura Pastura y el 66% (8 spp.) fueron especies de una sola aparición. En términos de abundancia *Acianthera alpina* 0- 35m y *Stelis* EPS986 15-40 m presentaron buena representatividad; en la cobertura Regenerado el 75% de los registros presentaron más de 1 aparición, resaltando *Epidendrum leuchochilum* de 0-15m y *Acianthera casapensis* a 35-40m.

En Yotoco la cobertura R exhibió un 64% de especies con registros de aparición superiores a 1, las especies que diferenciaron el efecto de borde desde los 25-40 m fue *Stelis spathulata* y *Restrepia antennifera* desde 0-25 m; mientras en la cobertura Pastura no se reportan especies desde -5 a 30m, teniendo a *Epidendrum bispathulatum* a 35 y 40 m y *Gongora gratulabunda* en 30m como destacadas.

Las especies de la localidad de Sevilla no presentaron registros en la cobertura P desde 25 a 40m, entre las especies más contrastantes fueron *Comparettia falcata* a 0 – 10m por ser una planta de amplia distribución en el Valle del Cauca siendo muy tolerante a condiciones de alta exposición a la radiación, típica de zonas despejadas y *Michrochilus dolichostachys* desde los -5 a 20m. Por otro lado la cobertura Regenerado presentó 67% (13 spp.) con un solo registro, *Platystelis*

*consobrina* desde 5-15 m fue una especie abundante en el interior y *Masdevallia molosus* a 20m.

La localidad de Arenillo en la cobertura P, no se presentaron registros desde los 20m, destacando *Prescottia stachyodes* especie terrestre a 10 y 20m, y en la cobertura se presentaron registros en todo las parcelas, y Regenerado *Masdevallia picturata* 40m y las poblaciones de la especie *Epidendrum paniculatum* desde los 15-25m.

## 9. DISCUSIÓN

### 9.1. Diversidad

A escala regional el inventario y registro de nuevas especies y reportes corológicos han permitido dilucidar mejor el panorama, aún incompleto, de los procesos de especiación y endemismo fitogeográficos de las orquídeas andinas. Se destacan los trabajos de Kolanowska (2012), quien reportó 570 spp. en el Valle del Cauca (describiendo 4 especies nuevas para la ciencia); Reina et al. (2011) en el Bosque Seco Tropical de la bioregión del Valle del río Cauca con 70 spp. destacándose 5 nuevos registros para la zona, 3 endemismos, postulando una extinción local y una nueva especie para la ciencia; además el de Orejuela (2011) quien reportó 342 spp. y 4 spp. nuevas en bosques nublados del suroccidente colombiano. Pérez y Parra (en prep.) reportan 9 spp. nuevas y tres nuevos registros corológicos de las 120 spp. registradas para un bosque nublado del Valle del Cauca.

El 11.8% (19 spp.) de las especies reportadas no fueron encontradas en más de una localidad, aun siendo ecosistemas similares posicionados a menos de 56 km de distancia en línea recta. Hay una diferencia marcada entre las riqueza, abundancia y diversidad de orquídeas entre las cordilleras y sus localidades; la mayor riqueza específica y abundancia está presente en la cordillera Occidental, exhibiendo una disimilitud con CCN del 47% en géneros y en especies la diferencia asciende entre el 74 y 85%. Estos índices de disimilitud datan el nivel de separación entre las localidades del COCC y CCN. Resultados similares fueron hallados por Salazar y Soto (1996) quienes encontraron discontinuidades marcadas entre vertientes en el Istmo de Tehuantepec en Mexico.

La alta diversidad hallada en las cordilleras puede ser explicada por la “hipótesis de diversidad por lluvias” de Gentry y Dodson (1987), indicando que la riqueza de especies más alta puede ser alcanzada en los bosques húmedos con precipitaciones anuales elevadas y en gran parte no estacional, como los bosques de niebla, estas lluvias y humedad parecen ser una fuerza impulsora detrás de la diversidad de epífitas a escala de paisaje (Richter, 2008). Además de acuerdo a Gentry (1982) la teoría de “explosión evolutiva” de las cordilleras puede explicarse

por las pendientes pronunciadas desde la zona plana y la inmigración de especies como especies fundadoras, la fragmentación y variación microclimática natural de los sistemas montañosos, convierten las cordilleras en ejes de diversificación y endemismo. Especialmente en las algunas orquídeas epífitas, que poseen una extensiva producción de semillas, ciclos cortos de regeneración y en algunos casos como el género *Stelis* presentan alto poder para compensar la mortalidad impuesta por la heterogeneidad del hábitat y los disturbios (Benzing 1987).

En términos de composición destacan las especies exclusivas y más aún las endémicas, donde el 77% están en COCC y el 23% restante en CCN. Acentuando las especies de los generos *Epidendrum* del grupo *paniculatum* las cuales se caracterizan por ser epífitas dependientes de la acumulación de humus en las ramas de los árboles, mientras las especies del grupo *Allenii* (*E. nora-mesae*, *E. vicentinum*) y *Diothonea* (*E. diothonea*) se presentan en el sotobosque y ambiente húmedo y oscuro debido a que poseen tejidos rudimentarios de acumulación de agua (Pridgeon et al., 2005) y del genero *Lepanthes* las cuales se encuentran casi exclusivamente en bosques nublados primarios, principalmente entre 1000 y 2500 m.s.n.m. (Farfan et al., 2008).

Como la mayoría de las especies del genero *Lepanthes* está muy restringidas en distribución, generalmente con marcados endemismos regionales y locales (Pupulin et al., 2010), ya que sus poblaciones, pueden tener grandes fluctuaciones en tamaños y en procesos de extinciones locales, los cuales pueden ser eventos relativamente comunes y relacionados estrechamente con cambios microambientales (Salazar y Soto, 1996). Colombia posee 270 spp. conocidas y el 74.3% se presenta en la franja altitudinal de 1700 a 2600 m (Farfan, et al., 2003). Esto demuestra el importante valor de los ecosistemas de esta franja como los bosques de niebla, que ya varios autores han definido como un sistema de alta diversidad y endemismo (Pupulin et al., 2010; Ortiz et al., 2010, 2009; Farfan et al., 2003; Salazar y Soto, 1996).

La abundancia permitió identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales. La posibilidad de identificar un cambio en la diversidad, en la distribución de la abundancia de las especies o en la dominancia, nos alerta acerca de procesos empobrecedores (Magurran, 1988), como en el caso de las especies endémicas, las cuales tienen una alta prioridad en estrategias de conservación (Davis et al. 1997) debido a su susceptibilidad a la extinción a causa de la pérdida de hábitat y a disturbios antropogénicos. Por lo tanto, es de extrema

importancia la formulación de acciones para la conservación de las especies más restringidas en áreas de dispersión.

Sin embargo las zonas al sur de la cordillera Occidental, Dapa y Yotoco, mostraron un comportamiento resaltante, esto puede ser debido a la mayor intensidad de humedad proveniente del litoral pacífico, otro factor importante y aunque no fue medido, pero notorio en campo, es la conectividad estructural en estas localidades, la cercanía a áreas de conservación reconocidas como la reserva del Pacífico y la Reserva Bosque de Yotoco para la localidad Yotoco, mientras Dapa se encuentra en la zona de Influencia de la gran reserva de los Farallones y de pequeñas como Dapa-Carisucio.

El Valle interandino del río Cauca pudo haber influido en los procesos de separación de especies, de acuerdo a los planteamientos de Van der Hammen (1989, 1992, 2000 en Giraldo-Cañas, 2010) donde muestra evidencia de la separación y especiación por disyunción trans-andina y por los bosques relictuales (fragmentación de la selva húmeda) que se originaron en las épocas secas del Pleistoceno. Lo anterior pudo haber contribuido a la disimilitud de especies de la COCC y CCN, así como el posible aislamiento de la composición por el Valle Interandino del río Cauca, llanura aluvial de inundación interandina de ca 200x15 Km largo y ancho.

Endara et al., (2011) realizaron la filogenia preliminar de *Scaphosepalum* Pfitzer, donde se evidencia la separación por la estructura geográfica fuerte y los patrones filogeográficos de los Andes como una barrera de dispersión, teniendo especies confinadas a las estribaciones orientales de los Andes y los procesos de especiación parapátrica y alopátrica subsecuentes. A su vez muestra la evidencia sobre la divergencia de las especies por medio de un evento fundador o divergencia local (Reiseberg y Brouillet, 1994; Howard y Berlocher 1998).

La discontinuidad en la distribución y endemismo pueden estar respondiendo a cinco razones principales en el área de estudio; 1) Baja o nula intensidad de muestreo en la zona, 2) falta de experticia o pobre tratamiento taxonómico; 3) relación Especie-Área [Gentry (1986) y Kessler y Kluge (2008) reconoce este patrón ya que en pequeños hábitats las especies pueden diverger genética y ecológicamente más rápido que en áreas mayores]; 4) Topografía, las especies que habitan en las laderas empinadas, como BN en zonas altamente heterogéneas (Mulligan y Burke, 2005), presentan rangos estrechos y fragmentados y, por tanto tienden hacia endemismo locales (Kessler 2001, 2002; Sklenář y Jørgensen 1999; Graves 1988,); 5) humedad alta la franja altitudinal de

orquídeas en Colombia muestra mayor preferencia por zonas elevadas (Ortiz, 2007; Calderon, 2007; Farfán et al., 2003)].

Para CITES (2004) puede ser más importante estimar la abundancia de fragmentos de hábitat y/o abundancia de plantas hospederas, más que estimar la abundancia de las epífitas *per se*. Sin embargo esto puede ser cierto en especies con procesos amplios de especiación y adaptabilidad, como las especies del genero *Stelis* que presentan el tipo de especiación radiativa, mejorando su capacidad de dispersión y colonización, pero para especies con procesos de endemismo como las del genero *Lepanthes*, donde la mayoría de las especies se conocen solamente del holotypus y especies del genero *Odontochilum* que presentan procesos de especiación alopátrica y parapátrica, se hace necesario estudios poblacionales que permitan conocer su estado y mecanismo de dispersión.

## 9.2. Patrones del paisaje

Los patrones encontrados respondieron a características intrínsecas a cada sistema y fueron dependientes de las coberturas aledañas, en términos de diversidad alfa, mientras algunos trabajos han encontrado un descenso significativo en la riqueza y la abundancia de epífitas entre bosques en regeneración y los interiores o bosques conservados (Gradstein, 2008), en el mismo sentido Köster et al. (2008) encontraron que la diversidad de epífitas fue superior en bosque primario continuo, seguido por fragmentos de bosques y menor en bosques secundarios jóvenes, otros investigadores han hallado que la diversidad de epífitas ha sido alta tanto en bosque primario como secundario o disturbado (Hickey 1994; Hietz 1998; Barthlott et al. 2001; Flores-Palacios y García-Franco 2001).

En esta investigación se encontró un efecto negativo en la composición del paisaje asociado a los cambios en la diversidad alfa de las seis localidades debido a las coberturas vecinas, encontrándose aumento y disminución, este último en Dapa, con mayor cantidad de especies y abundancia, el aumento de la riqueza alfa y abundancia de la zona contigua a los pastos frente al interior, resultados similares se reportaron por Barthlott et al.(2001), esto debido a un posible proceso de reclutamiento de especies provenientes de otros parches que no fueron registrados en el interior, esto está relacionado a la ubicación de la zona, puesto que presentan una mayor humedad relativa proveniente del litoral pacífico, muy frecuente en esta cordillera, que permite la reducción de la radiación solar,

mantenimiento de la humedad relativa, ya que estos bosques son focos de alta diversidad de briofitos que están fuertemente relacionados a la presencia y colonización de orquídeas por la humedad que almacenan, provee un sitio para las plántulas, soporte de micorrizas y protección del sistema radical contra la desecación (Venturieri y Mendoza de Arbieta 2011; Scheffknecht et al. 2010; O'Malley, 2009; Tremblay y Velásquez-Castro, 2009; Osorio-Gil et al. 2008; Cornelissen et al., 2007; Tremblay et al. 1998; Benzing 1998).

La diversidad beta permitió detectar un patrón interesante en el recambio de pérdida de especies del interior y las demás coberturas, que diferencio las áreas de cobertura de Pastura y Regeneración, encontrándose que los bordes de pastos tiene buena capacidad para sostener poblaciones de especies que se comparten con el interior, mayor que la cobertura en regeneración, esto puede ser debido a que en estados de regeneración natural hay mayor competencia entre especies por capturar los recursos (Richards, 1952; Liew y Wong, 1973; Brokaw, 1985a y 1987). Werner et al. (2005) y Noske et al. (2008) estudiaron la diversidad de epífitas vasculares en los árboles remanentes aislados entre 10 y 30 años después de su aislamiento en pastizales en el sur andino Ecuador encontraron que los ensamblajes de epífitas vasculares se empobrecieron en un 80%, en relación con el bosque maduro adyacente.

Así pues Gradstein (2008) menciona que este efecto puede ser explicado por varios factores como que los árboles de los bosques secundarios tenían corteza lisa y fueron más uniformes en la arquitectura de los bosques naturales, teniendo poco ramificados con coronas oblicuo en lugar de ramas horizontales. Este tipo de arquitectura de la copa no es favorable para el establecimiento de epífitas (Ibisch, 1996). Un segundo factor importante fue el microclima más seco en el bosque secundario, causado dosel más abierta del bosque secundario y la radiación más fuerte.

Estos resultados fueron reportados también por Salazar y Soto (1996) en orquídeas de ecosistemas de encino de México, y Oosterhoorn y Kappelle (2000) en estudios de la estructura de un bosque de niebla en Costa Rica, que datan la importancia de la diversidad beta como una medida útil para caracterizar el efecto de las coberturas vecinas o de borde. La importancia de los patrones a partir de la diversidad beta radica en los planteamientos de Magurran (1988) y Whittaker (1972) quienes plantean que la medición de la diversidad beta es de una dimensión diferente a alfa y gamma porque está basada en proporciones o diferencias que muestran el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales entre hábitats.

La estructura del paisaje en términos de las características del parche no fueron correlacionadas estadísticamente en los análisis de Spearman y ANOVA con la riqueza y diversidad de las orquídeas; a pesar de que el efecto dominante de la pérdida de hábitat cada vez es mayor en la reducción de la superficie del parche, con bajas en la densidad de población y la riqueza de especies y alteraciones significativas en la composición de la comunidad, las interacciones entre especies y el funcionamiento del ecosistema (Didham, 2010), pero al realizar un ACP destacaron en la disposición sobre los ejes las localidades de alta diversidad y geometría regular permite sugerir una disposición de las especies por ambientes más o menos conservados, situación que se acentúa al comparar con el arreglo de los parámetros estructurales de la vegetación arbórea. Esto puede ser explicado por la heterogeneidad intrínseca de las orquídeas reportada en varios estudios (Soto y Salazar, 1996; Williams-Linera, 1990)

En estudios donde se toma en cuenta el total de epífitas vasculares se ha encontrado una correlación directa y positiva entre la estructura de forofitos y la riqueza de orquídeas, en estudios de bosque mesófilo de montaña (Flores-Palacios 2003, Flores-Palacios y García-Franco 2006, Viccon- Esquivel 2009), árboles remanentes de selva alta perennifolia (Hietz-Seifert *et al.* 1996) y en otros ambientes de zonas húmedas (Hietz y Hietz-Seifert 1995). En este último trabajo se incluyeron dos sitios con el mismo tipo de vegetación que los ambientes muestreados el presente estudio, y en los que sí encontraron una correlación positiva significativa entre toda la riqueza de epífitas vasculares y el tamaño del árbol. En el presente estudio la baja correlación encontrada indica que la riqueza y diversidad de orquídeas, al menos en los ambientes muestreados, no aumenta significativamente con el incremento en el tamaño de la estructura arbórea (Altura, DAP y densidad), aunque presentó una tendencia positiva dentro de cada relicto.

### **9.3. Efecto de borde**

El presente estudio se limitó a los estratos inferiores del bosque, donde el efecto de borde es más fuerte debido a que la alteración del microclima, mayor que en el dosel (Werner, datos no publ.), y afecta a una comunidad de plantas adaptadas a un relativamente estable microclima y bien amortiguado (Hietz y Briones, 2001; Griffiths y Maxwell, 1999; Hietz y Briones 1998).

Los bordes pueden convertirse en microhábitat de especies en dispersión, esto se visualizó en términos de diversidad  $\beta$  ya que el borde Pastura presentó una diferencia del 50% respecto al Interior. Resultados concordantes con Holz y



Gradstein (2005), Hietz (2005), Acebey et al. (2003) y Hietz-Seifert et al. (1996) que encontraron que los cambios más severos se encuentran en el recambio de especies, desde plantas de sombra “shade-epiphytes” como “sun-epiphytes” las cuales expresan tolerancias o susceptibilidad a un tipo de hábitat

Aunque el efecto de borde no ha sido cuantificado en orquídeas, estudios realizados en epífitas han demostrado un patrón similar de la respuesta heterogénea a diferentes ambientes estando directamente relacionado con la matriz (Benavides et al. 2005; Arevalo y Betancur, 2004; León y Murillo, 2004), como se mencionó en la discusión de la composición del paisaje

A pesar de que los ANOVAS no presentaron diferencias significativas para cuantificar la extensión del efecto de borde, los análisis cluster y el RTEI si permitieron encontrar un patrón en el DEI, ya que se presentaron resultados negativos en distancias de 35-40m comparando el interior con la cobertura de Pasturas, estos resultados podrían entenderse como contraposición a los establecido en la discusión de patrones de diversidad beta, donde los bordes de pastos presentan buena capacidad para sostener poblaciones de especies que se comparten con el interior, mayor que la cobertura en regeneración, esto está situado en términos de composición de especies y recambio, mientras el DEI está fundamentado en las diferencias estadísticas de la comparación, de la relación compuesta de la relación entre riqueza/abundancia de especies.

## 10. CONCLUSIONES

Los relictos de la vertiente oriental de la Cordillera Occidental del Valle del Cauca fueron más ricos, abundantes y diversos que los fragmentos de la Cordillera Central, además poseen pocas especies en común, presentado una alta diversidad beta.

Los patrones del paisaje afectan la distribución de las orquídeas, siendo más notorios en los parámetros tomados para cuantificar el efecto de la composición, sin embargo sus efectos están relegados a tendencias y variabilidades locales, por tanto se hace difícil relacionar los indicadores de diversidad alfa para la identificación de estos, sin embargo la diversidad beta y la composición permiten caracterizar y definir mejor el efecto de los patrones del paisaje.

La composición del paisaje exhibió resultados más contundentes al asociarlos a la reducción de la diversidad, abundancia y composición de especies de orquídeas de bosque de niebla que la estructura del paisaje.

Los efectos de borde se expresan en una reducción de la riqueza, abundancia y composición en las coberturas de pastos y regeneración frente al interior del bosque, siendo más reducido la diversidad del interior ante los pastos, aunque no todos los casos hay reducción, en otros casos pueden servir como zonas de reclutamiento y colonización de especies.

# 11. IMPACTO

## 11.1. Social-Comunitario

Como parte del compromiso de generación de conocimiento de la investigación y del programa de Ciencias Biología se realizó la transferencia a través de formas ilustrativas y demostrativas, que generan mejor impacto y asimilación por parte de la comunidad para la conservación sostenible, ya una parte muy importante de cualquier esfuerzo de conservación es la participación de la comunidad, puesto que los esfuerzos de conservación tienden a fallar sin su vinculación (Pohle, 2008).

Durante el proyecto, se organizó en compañía de la Fundación Ambiental Dapaviva una feria ambiental para la comunidad de esta localidad llamada "Verde es Vida", recibiendo más de 2000 miembros de la comunidad, entre agricultores locales y artesanos, líderes comunitarios y la población infantil de la institución educativa Policarpa Salavarrieta". Un espectáculo de títeres, marionetas de fabricación en materiales reciclados por niños de escuelas locales. Se apoyó la edición del calendario 2012 para la localidad de Dapa con información de la flora y fauna de la región, una guía multimedia con los resultados más destacados del inventario de orquídeas.

Se realizaron 7 jornadas de caminatas guiadas, que permitieron fortalecer conceptos y fundamentos relacionados a la integridad botánica y ecológica de las orquídeas y la conservación de los bosques nublados, a través del diálogo de saberes se compartió el conocimiento científico con líderes comunitarios, profesores y estudiantes de las localidades de La Iberia, Dapa, Roldanillo, Arenillo, Yotoco y Sevilla.

Las asociaciones comunitarias que participaron de los inventarios orquideológicos y actuales custodios de las orquídeas colectadas, fueron capacitadas para conformar orquideoramas locales, hasta el momento se encuentran en funcionamiento dos orquideoramas en las localidades de Dapa y La Iberia, los cuales se encuentran como estaciones de educación ambiental a los estudiantes de escuelas rurales y pobladores en general.

Además se difundieron en talleres comunitarios técnicas de conservación, propagación y reintroducción de orquídeas, con el propósito de preservar la diversidad y generar opciones de servicios hacia turistas académicos y aficionados a las orquídeas. En este caso y afortunadamente las orquídeas y especialmente las especies endémicas se encuentran en áreas de protección comunitarias.

## **11.2. Académico**

A escala científica, los inventarios de las orquídeas mostraron la riqueza, endemismos y patrones de distribución en cada localidad, y se detectaron especies sensibles y amenazadas. Además contribuyó al Sistema nacional de la Biodiversidad del Instituto Alexander von Humboldt.

Se realizó la transferencia de los resultados más destacados en tres eventos internacionales y uno nacional en forma de exposiciones orales, de la siguiente manera:

- IUFRO Landscape Ecology Conference, Concepción, Chile.
- IV Scientific Conference On Andean Orchids, Guayaquil, Ecuador (Poster)
- VI International Canopy Conference, Oaxaca, México.
- “Taller Anual De Actualización En La Gestión De Fauna Y Flora Silvestre”. Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sostenible (MADS), Bogotá, Colombia.

### Productos

- Guia ilustrada de orquideas del Valle del Cauca, en la serie cuadernos de recursos fitogeneticos ISSN:
- Guia digital de orquideas del Valle del Cauca del Field Museum [http://fm2.fieldmuseum.org/plantguides/rcg\\_intro.asp?zone=tropical&guidetype=plant](http://fm2.fieldmuseum.org/plantguides/rcg_intro.asp?zone=tropical&guidetype=plant)

## **12. IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN**

La diversidad que exhiben las orquídeas de bosques de niebla en el Valle del Cauca las hacen plantas de especial atracción por muchos cultivadores, turistas e investigadores, por demás considerado como un grupo importante para la conservación por su amplio y llamativo número de especies y carisma que despierta en la población, pudiendo ser empleada como “especie bandera” para el desarrollo de proyectos de restauración que beneficien tanto a los pobladores locales (e.g., beneficios económicos del ecoturismo, bienes y servicios ambientales, etc.) como a la biota que aún sobrevive en estos remanentes. Afortunadamente, las especies de orquídeas endémicas y amenazadas presentadas en el presente trabajo actualmente están protegidas por reservas comunitarias.

Los análisis presentados en esta investigación son preocupantes en escenarios del cambio climático global, ya que un gran número de especies presentes en los bosques de niebla se distribuyen en ambientes altamente susceptibles a cambios ambientales y están presionados por su entorno (Jarvis, 2009), sin duda estas especies se han adaptado y dependen de las temperaturas frías y la cubierta de nube húmeda que persiste en estos bosques (Benzing 1998, Zotz y Bader 2009), por tanto en escenarios de aumento o decrecimiento en la humedad y temperatura, implicaría la eliminación directa de las condiciones específicas necesarias para la supervivencia, desde dispersión hasta reproducción, intensificado por el tipo de cobertura que rodea estos relictos.

La información sobre los tiempos de floración, densidad, frecuencia, hábitat y ubicación de las orquídeas son un insumo útil para la planificación de actividades turísticas, que están creciendo en importancia en zonas de conservación comunitaria. Esta información se puede utilizar para crear rutas de ecoturismo a través de los relictos de bosque nublado para la observación y la educación acerca de las presiones de los efectos de borde e implicaciones para la conservación tienen sobre la orquideoflora.

Las reservas comunitarias prestan un valioso servicio para la conservación de la riqueza florística, porque sirven de refugio para especies de importancia biológica, donde hay una gran cantidad de taxones amenazados, especialmente las especies endémicas y de área restringida sin ningún tipo de protección. Ya que a pesar de la normativa existente en Colombia como país firmante del Convenio de Diversidad Biológica, no hay establecido hasta ahora un plan de conservación para plantas.

## 13. BIBLIOGRAFÍA

ALZATE, F. & CARDONA, F. 2000. Patrones de distribución de epífitas vasculares en "robledales". Revista de la Facultad Nacional de Agronomía Medellín. Vol.53:1.

ARÉVALO, R. & BETANCUR, J. 2004. Diversidad De Epífitas Vasculares En Cuatro Bosques Del Sector Suroriental De La Serranía De Chiribiquete, Guayana, Colombiana. Caldasia 26:2.

ARMENTERAS, D., CADENA-V C. y MORENO R.P. 2007. Evaluación del estado de los bosques de niebla y de la meta 2010 en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C. – Colombia.

AUSTIN, M. P. 1987. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. *Vegetatio*. 69.

BADII, M.H., GUILLEN, A. ABREU, J.L. CERNA, E. LANDEROS, J. & OCHOA, Y. 2012 Métodos Absolutos y Relativos de Muestreo (Absolute and Relative Sampling Methods). *Daena: International Journal of Good Conscience*. 7:1.

BARTHLOTT, W., SCHMIT-NEUERBURG, V. NIEDER. J. & ENGWALD, S. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. *Plant Ecology* 152: 145-156.

BELLARD, C. BERTELSMEIER, C. LEADLEY, P. THUILLER, W. AND COURCHAMP, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*. Volume 15:4.

BENAVIDES, A. DUQUE, A. DUIVENVOORDEN, J. VASCO, A. & CALLEJAS, R. 2005. A first quantitative census of vascular epiphytes in rain forests of Colombian Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 14:3.

BENZING, D. 1987. Vascular epiphytism: taxonomic participation and adaptive diversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74.

BERNAL R, CELIS M, GRADSTEIN SR (2007) Plant diversity of Colombia catalogued. *Taxon* 56.

BOGH, A. 1992. Composition and distribution of the vascular epiphyte flora an Ecuadorian montane rain forest. *Selbyana*. Vol. 13.

BOLÍVAR W., ECHEVERRI J., REYES M., GÓMEZ N., SALAZAR M. I., MUÑOZ L. A., VELASCO E., CASTILLO L. S., QUICENO M. P., GARCÍA R., PFAIFFER A. M., GIRALDO A. Y RUIZ S. L. Plan de acción en biodiversidad del Valle del Cauca: Propuesta técnica. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca e Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia.

BROKAW, N. V. L. 1985. Treefalls, regrowth and community structure in tropical forest. In: Pickett, S.T. A. y P. S. White (eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press. Nueva York.

BROKAW, N. V. L. 1987. Gap-phase regeneration of three pioneer tree species in a tropical forest. *Journal of Ecology* 75.

BRUIJNZEEL, L. A; MULLIGAN, M. SCATENA, F. 2011. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrometeorology of tropical montane cloud forests*, Vol. 25:3.

BRUIJNZEEL, LA y HAMILTON, LS. 2001. Tiempo decisivo para las selvas de neblina. IHP Programa Trópicos húmedos serie No. 13., Unesco, Vrije Universiteit, WWF.

BUBB, P. & DAS, S. 2005 Mapping Tropical Montane Cloud Forest. Bruijnzeel, L.A., Juvik, J., Scatena, F.N., Hamilton, L.S. & Bubb, P. (editors), *Forests in the mist: Science for Conserving and Managing Tropical Montane Cloud Forests*. University of Hawaii Press, Honolulu

BUBB, P., MAY, I., MILES, L. & SAYER, J. (2004) *Cloud forest Agenda*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

CALDERÓN, E. ed. 2007 Libro rojo de plantas de Colombia. Orquídeas. Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto Alexander von Humboldt – Ministerio del Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Colombia. Vol. 6, Primera parte

CATLING, P. & LEFKOVITCH, L. 1989. Association of vascular epiphytes in a Guatemalan cloud forest. *Biotropica*. Vol. 21:1.



CLARKE, K.R. 1993, Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.

CHURCHILL S. 1991. The Floristic Composition and Elevational Distribution of Colombian Mosses. *The Bryologist* 94:2.

CURTIS JT & MCINTOSH RP. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32.

DAVIS, SD. HEYWOOD, VH. HERRERA-MCBRYDE, O. VILLA-LOBOS, J. & HAMILTON, AC. 1997. Centres of Plant Diversity, a Guide and Strategy for their Conservation. Vol. 3: The Americas. IUCN-Publ. Unit Cambridge, U.K. disponible en <http://botany.si.edu/projects/cpd/>

DONOVAN, T. M. Y WELDEN, C.W., 2002. Spreadsheet exercises in conservation biology and landscape ecology. Sinauer Associates, Massachusetts, U.S.A. 464.

DOUMENGE, C., GILMOUR, D., PEREZ, M.R., BLOCKHUS, J., 1995. Tropical montane cloud forests: Conservation status and management issues. En: Hamilton, L.S., JUVIK, J.O., SCATENA, F.N. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests Ecological Studies*. vol. 110.

DUEÑAS, H & FERNÁNDEZ-ALONSO, J. 2007. Sinopsis de la subfamilia Spiranthoideae (Orchidaceae) en Colombia, parte I. *Revista Academia Colombiana Ciencias*. Volumen XXXI, 118.

\_\_\_\_\_. 2009. Sinopsis de la subfamilia Spiranthoideae (Orchidaceae) en Colombia, parte II. *Revista Academia Colombiana*.

EWERS, R. M., & DIDHAM, R. K. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *Journal of Applied Ecology* 43

FARFÁN, J. OTERO, J & LUER, C. 2003. Especies de *Lepanthes* (Orchidaceae) de Colombia. *Biota Colombiana* 4:1.

FORMAN R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, England.

FORMAN, R.T.T Y GODRON, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience* 3(1): 733 – 740.

FORMAN, R.T.T. 1985. Land Mosaics: The ecology of landscape and regions. Cambridge University Press. Cambridge, Great Britain. 632p.

FORMAN, R.T.T. y M. Godron. 1986. Landscape Ecology. J. Wiley & Sons. United States of America. 619 p.

GENTRY, A. & DODSON C. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74.

GENTRY, A. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69.

GENTRY, A. 1986. Endemism in tropical versus temperate plant communities. en: Soulé MA (ed) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.

GENTRY A. 1991. Vegetación del bosque de niebla. En: Uribe C. (ed.) *Bosques de niebla de Colombia*. Bogotá, Banco de Occidente

GENTRY, A. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. In: Churchill SP, Balslev H, Forero E, Luteyn JL (eds) *Biodiversity and conservation of neotropical montane forests*. The New York Botanical Garden, New York.

GIRALDO-CAÑAS, D. 2010. Distribución e invasión de gramíneas c3 y c4 (Poaceae) en un gradiente altitudinal de los Andes de Colombia. *Caldasia* 32:1.

GRADSTEIN, R. 2008. Epiphytes of tropical montane forests - impact of deforestation and climate change. En *The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot* editado por GRADSTEIN, S. HOMEIER, J. & GANSERT, D. Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology. Editorial: Georg-August-Universität Göttingen. ISBN: 978-3-940344-22-9

GRAVES, GR. (1988) Linearity of geographical range and its possible effect on the population structure of Andean birds. *Auk* 105.

GUSTAFSON, E.J., 1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? En: *Ecosystems*, Vol. 1.pp.

HAGSATER, E. 2005. *Genera Orchidacearum Volumen 4. Epidendroideae (Part One)*. Editors Pridgeon, A. Cribb, P. Chase, M. & Rasmussen, F. Oxford University Press Inc., New York, United States

HAGSATER, E. SÁNCHEZ, L. & SANTIAGO, E. 2012. *ICONES ORCHIDACEARUM Fascicle 14*, en prensa. ISBN 978-607-7597-01-8 Asociación Mexicana de Orquideología. Mexico.

---

\_\_\_\_\_ 2010. ICONES ORCHIDACEARUM Fascicle 13. ISBN 978-607-7597-01-8. Asociacion Mexicana de Orquideología. Mexico.

\_\_\_\_\_ 2001. ICONES ORCHIDACEARUM Fascicle 9. ISBN 978-607-7597-01-8. Asociacion Mexicana de Orquideología. Mexico.

HARPER, K. A., & MACDONALD, S. E. 2011. Quantifying distance of edge influence: A comparison of methods and a new randomization method. *Ecosphere* 2:8.

HASSLER, M. 2001. Statistische Überblick über die Familie Orchidaceae und eine weltweite Checkliste der Orchideen. En: R. Schlechter, *Die Orchideen*. 3rht.

HEARD, M.S. CARVELL, C. CARRECK, N.L. ROTHERY, P. OSBORNE, J.L. & BOURKE, A.F.G. 2007. Landscape context not patch size determines bumble-bee density on flower mixtures sown for agri-environment schemes. *Biology Letters*. 22, vol. 3:6

HILL M.O. 1979. DECORANA—a FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Cornell University, Ithaca, New York.

HOWARD, D. & BERLOCHER, S. 1998. *Endless Forms: Species and Speciation*. f Oxford University Press. Inglaterra. Disponible En Google Books.

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES IDEAM. Consultada en línea 12 Mayo de 2012.

<http://www.cambioclimatico.gov.co/jsp/loader.jsf?lServicio=Publicaciones&lTipo=pupublicacion&lFuncion=loadContenidoPublicacion&lId=1327>

JORGENSEN, S. 2005. The role of ecosystem health assessment in environmental management. In, Jorgenson, J., Costanza, R and Xu, F. (eds.) *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press, New York.

JØRGENSEN, P. ULLOA, C. LEÓN, B. LEÓN-YÁNEZ, S. BECK, S. NEE, M. ZARUCCHI, J. CELIS, M. BERNAL, R. y GRADSTEIN, R. 2011. Regional Patterns of Vascular Plant Diversity and Endemism. en *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. ED. Herzog, S. Martinez, R. Jørgensen, P. y Tiesse, H. 2011. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), 348 pp.

JOSSE, C., CUESTA, F. NAVARRO, G. BARRENA, V. CABRERA, E. CHACÓN-MORENO, E. FERREIRA, W. PERALVO, M. SAITO J. y TOVAR, A. 2009. Ecosistemas de los Andes del norte y centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Lima: Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN, Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTAUNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM y RUMBOL SRL.

KESSLER, M. 2001. Pteridophyte species richness in Andean forests in Bolivia. *Biodiversity and Conservation* 10.

KESSLER, M. & Kluge, J. 2008. Diversity and endemism in tropical montane forests – from patterns to processes. En *The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot* editado por GRADSTEIN, S. HOMEIER, J. & GANSERT, D. Göttingen Centre for Biodiversity and Ecology. Editorial: Georg-August-Universität Göttingen. ISBN: 978-3-940344-22-9.

KESSLER, M. 2002. The elevational gradient of Andean plant endemism: varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography* 29.

KOLANOWSKA, M. 2012. Orchidacea of Valle del Cauca. Tesis de doctorado, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdanskiego.

KRÖMER, T. & S.R. Gradstein. 2003. Species richness of vascular epiphytes in two primary forest and fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana* 24: 190-195.

LEÓN, A. & MURILLO, J. 2004. Diversidad y estructura de los pteridófitos de la cuenca media del río Caqueta (Amazonia Colombiana). *Acta Biológica Colombiana*, Vol. 9:2.

LIEW, T. C. & F. O. WONG. 1973. Density of dipterocarp seedling in virgin and logged over forest in Sabah. *Malayan Forester* 36:1.

LUDWIG, J. & REYNOLDS, F. 1988. *Statistical ecology: a primer of methods and computing*. Wiley Press, New York, New York.

LUER, C. 2004. *Icones Pleurothallidarum*, MSB, Monographs in Systematic Botany, CD-ROMs. CD Rom containing Volumes I-XV.

\_\_\_\_\_. 2009. *Icones Pleurothallidarum Index volumes I – XXX*.

MAGURRAN, AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey.

MATEUCCI, S. & COLMA. A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. OEA, Monografía Científica # 22. Washington.

McCUNE, B. Y M. J. MEFFORD. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon.

McGARIGAL, K., 2002. Landscape pattern metrics. En: Encyclopedia of Environmentrics. A. H. ElShaarawi and W. W. Piegorsch, eds. Vol. 2. pp. 1135-1142. John Wiley & Sons, Sussex, England. Disponible en Internet <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.htm>

MISAS, G. 2005. Orquídeas de la Serranía del Baudó, Chocó Colombia. ISBN 978-958-96587-7-2. Zona Ltda. Bogotá, Colombia.

MITTERMEIER, R. A., P. ROBLES GIL, M. HOFFMANN, J. PILGRIM, T. BROOKS, C. G. MITTERMEIER, J. LAMOREUX, and G. A. B. Da FONSECA. 2004. Hotspots revisited. Mexico City: CEMEX.

MORENO, C. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, Vol.1.

MORRIS, D. & MORRIS, M. 2003. English – Spanish Dictionary Of Plant Biology. ISBN 189-8326-97-5. Cambridge International Science Publishing. Hertford, England.

MULLIGAN M. & BURKE S.M. 2005. Global Cloud Forest and Environmental Change in a Hydrological Context. Final Report.

NEWMAN, B. Orchids as Indicators of Ecosystem Health in Urban Bushland Fragments. Doctor of Philosophy thesis. Murdoch University. 2009.

OREJUELA, J. 2012. Orquídeas en la niebla. Editorial: Universidad Autónoma de Occidente ISBN: 9789588713014. Cali, Colombia.

ORTIZ, P & URIBE, C. (ed.) 2007. Galería de orquídeas de Colombia. Formato CD. Colección de imágenes de las orquídeas de Colombia. Da vinci Editores. Bogotá. Colombia

ORTIZ, P. PÉREZ-ESCOBAR, O. & PARRA, E. 2009. "Una nueva e interesante especie de *Lepanthes* (Orchidaceae) de Colombia". En: Colombia Orquideología. Vol. .XXVI fasc.2.

PALMER, W. M. 2003. Ordination methods for ecologists. <http://www.carex.osuunx.ucc.okstate.edu>

PÉREZ O.A., PARRA, E. & ORTIZ, P. 2009. Inventario orquideológico de la Reserva Bosque de Yotoco, Valle del Cauca. *Acta agronómica* 58:3.

PÉREZ-ESCOBAR, O. PARRA, E. & Kolanowska, M. 2010 "Lepanthes caetanoae (Pluerothallidinae: Orchidaceae) una nueva especie de la Región Subandina de Colombia". En: Colombia. *Orquideología* ISSN: 0120-1433 ed: v.XXVII fasc.1.

PICKETT S.T.A Y CADENASSO, M.L., 1995. *Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems*. En: *SCIENCE*. Vol 269.

RANGEL, Ch. La biodiversidad de Colombia. Facultad de ciencias humanas- universidad nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. *Revista PALIMPSESTO*.2005.

REINA, G. OSPINA-CALDERÓN, N. CASTAÑO, A. SORIANO, I. & TUPAC, J. 2010. Catálogo De Las Orquídeas Del Valle Geográfico del río Cauca y su piedemonte Andino bajo Sur-Occidente Colombiano. *Cespedesia*, Vol. 32.

REISEBERG, L. & BROUILLET, L. 1994. Are many plant species paraphyletic? *Taxón* 43.

RICHARDS, P. W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press. Cambridge. 454 pp. Uhl, C., K. Clark, N. Dezzee y P. Maquirino. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69:3.

RUDAS, A., PRIETO, A., RANGEL, O. 2002. Principales tipos de vegetación de "La Ceiba" (Guainía), Guayana Colombiana. *Caldasia*.24:2.

RUMPF, L., COATES, F., MESSINA, A., AND MORGAN, J. 2008. Potential Biological Indicators of Climate Change: Evidence from Phenology Records of Plants Along the Victorian Coast. Victorian Government Department of Sustainability and Environment, Melbourne.

RUTKOWSKI, P. SZLACHETKO, D. GÓRNIAK, M. 2008. Phylogeny and Taxonomy of the subtribes Spiranthinae, Stenorrhynchidinae and Cyclopogoninae (Spirantheae, Orchidaceae) in Central and South America. *Wydawnictwo Uniwersytetu Gdanskiego*. ISBN 978-83-7326-573-8.

SALAZAR, G & SOTO, M. 1996. El genero *Lepanthes* Sw. en México. *Asociación Mexicana de Orquideología*. Mexico.

SALVADOR, M. 2003. Análisis de correspondencias. <http://www.5campus.com/lección/anamul>

SARDINERO, S. 2000. Classification and ordination of plant communities along an altitudinal gradient on the Presidential Range, New Hampshire, USA. *Plant Ecology*. 148.

SARMIENTO J. 2007. La familia Orchidaceae en Colombia. Actualidades biológicas. IV Congreso Colombiano de Botánica. Medellín-Colombia: Universidad de Antioquia.

SKLENÁŘ P, & JØRGENSEN PM (1999) Distribution patterns of páramo plants in Ecuador. *Journal of Biogeography* 26:

SOBERÓN, J. & LLORENTE. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7: 480-488.

SOTO, M. A. 1996. Mexico tratamiento regional. Orchids status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Orchid Specialist Group. Gland y Cambridge.

STADMÜLLER T. 1987. Cloud Forest in the Sumid Tropics. United Nations University, Tokio Catie, Turrealba, Costa Rica

SUGDEN, A. & ROBINS, R. 1979. Aspects of the ecology of vascular epiphytes in Colombian cloud forest. Part 1. The distribution of epiphytic flora. En: *Biotropica*. Vol. 11:3.

SYDES, M. 1994. Orchids: indicators of management success?. *The Victorian Naturalist* 111:6.

TSCHARNTKE, T. KLEIN, A.M. KRUESS, A. STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management *Ecological Letters* 8.

TURNER, MG. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36.

TURNER, M. G., GARDNER, R. H. Y O'NEILL, R. V., 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. New York: Springer

TURNER, M. G. Y RUSHER, L., 1988. Changes in landscape patterns in Georgia, USA. En: *Landscape ecology*. Vol. 1, No4.

UNEP/CDB/COP/7/21.2004. Decision VII/ 30. Strategic Plan: Future Evaluation of Progress. Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity, Seventh meeting, Kuala Lumpur, 9-20 and 27 February 2004.

VILLAREAL, H.; ÁLVAREZ, M.; CÓRDOBA, F.; FAGUA, G.; GAST, F.; MENDOZA, H.; OSPINA, M.; y UMAÑA, A. M. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia

YOUNG, B. YOUNG, K. y JOSSE, C. 2011. Vulnerability of Tropical Andean Ecosystems to Climate Change, en *Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*. ED. Herzog, S. Martinez, R. Jørgensen, P. y Tiesse, H. 2011. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).

WOTAVOVA, K., Balaunova, Z., and Kindlmann, P. Factors affecting persistence of terrestrial orchids in wet meadows and implications for their conservation in a changing rural landscape. *Biological Conservation*, 118, 271-279. 2004.

WU, J., 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. En: *Landscape Ecology*. Vol 19.



# ANEXOS

## Anexo A. Orquideas de los Bosques de niebla del Valle del Cauca

*Epidendrum bispathulatum*



*Lepanthes foreroi*

*Lepanthes ortiziana*



*Lepanthes trimerinx*

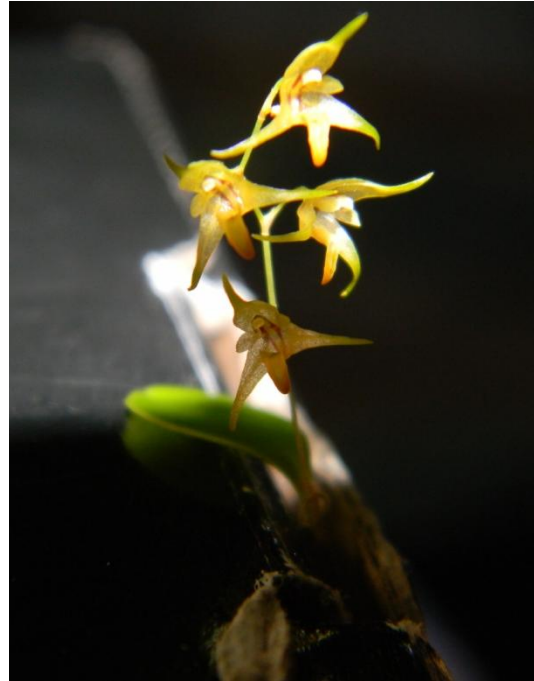
*Bollea coellectis**Maxillaria acuminata.**Epidendrum sp. Nov**Lepanthes comun*



*Malaxis carpintarea*



*Trichosalpinx aff. arbuscula*



*Prosthechea grammatoglossa*



*Scaphyglottis luckelii*





*Epidendrum 2.*

*Dracula chimaera*



*Ponthieva villosa*

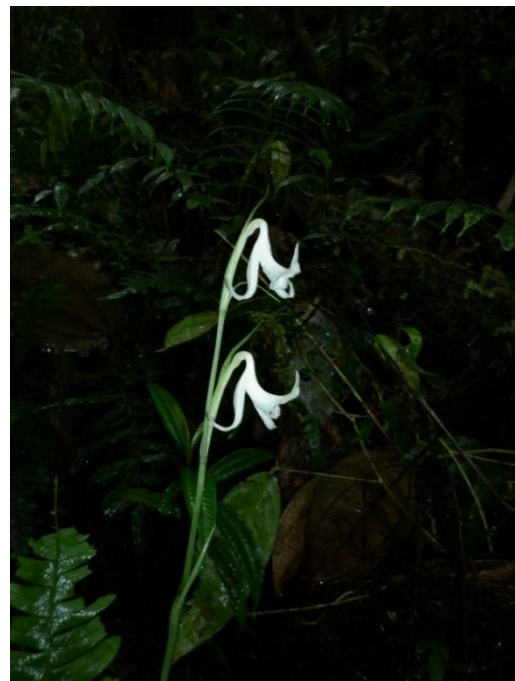




*Sphyrastelis ecuadorensis*



*Epidendrum nora-mesae*

*Macroclinium escobarianum**Acronia platysepala**Telipogon lankesterii**Cybebus grandis*



## Zonas de estudio



Relicto de Yotoco

Exterior al relicto borde de pastura



Vista del borde de regeneración en Dapa Dapa

Vista del borde y el relicto en





## Trabajo con comunidades



Fundación Chaguari , la Iberia Tulua



Fundación ambiental Dapa Viva



Asobolo, Arenillo



Taller de socialización Dapaviva

## Anexo B. Caracterización de la geometría del parche.

<b>m</b>	Área	Borde total	Densidad de	Indice	P/A	Fractal						
LOCALIDADES	CA	TE	ED	MSI	MPAR	MPFD	R	A	H	D	DN	BA
Iberia	123012,53	1568,38	0,01274979	1,261	0,01275	1,256	10	193	1,93	0,18	0,357	154,1
Arenillo	984815,22	4344,58	0,00441157	1,235	0,00441	1,214	16	721	1,31	0,49	0,313	409,2
Roldanillo	193060,87	2604,84	0,01349233	1,672	0,01349	1,292	19	1195	2,29	0,16	0,343	203,1
Sevilla	2550211,46	8093,71	0,00317374	1,430	0,00317	1,220	34	1488	2,47	0,17	0,416	161,3
Yotoco	148555,53	1838,39	0,0123751	1,346	0,01238	1,262	44	3500	3,01	0,07	0,347	613,3
Dapa	92293,70	1313,53	0,01423206	1,220	0,01423	1,256	52	4030	2,89	0,1	0,231	118

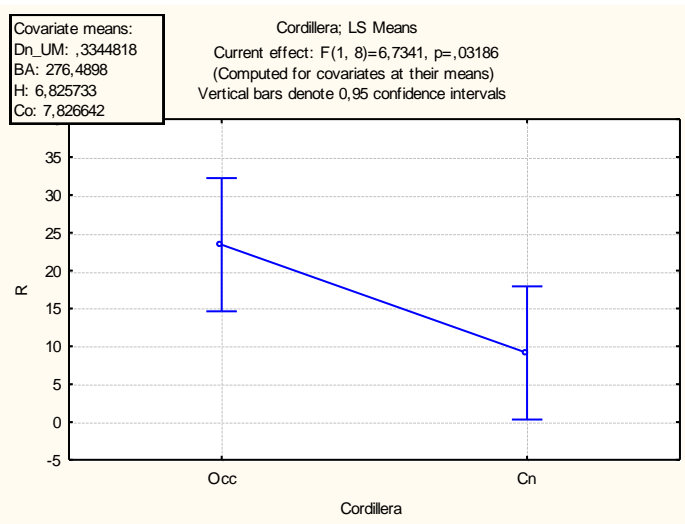
	CA	TE	ED	MSI	MPAR	MPFD	Peri	R	A	H	D	DN	BA
CA	0,000	1,000	-0,829	0,543	-0,829	-0,406	1,000	-0,257	-0,257	-0,314	0,429	0,429	0,486
TE		0,000	-0,829	0,543	-0,829	-0,406	1,000	-0,257	-0,257	-0,314	0,429	0,429	0,486
ED			0,000	-0,257	1,000	0,609	-0,829	0,257	0,257	0,200	-0,429	-0,600	-0,486
MSI				0,000	-0,257	0,493	0,543	-0,143	-0,143	0,086	-0,143	0,600	0,371
MPAR					0,000	0,609	-0,829	0,257	0,257	0,200	-0,429	-0,600	-0,486
MPFD						0,000	-0,406	0,232	0,232	0,464	-0,696	-0,029	0,116
Perimeter							0,000	-0,257	-0,257	-0,314	0,429	0,429	0,486
R								0,000	1,000	0,886	-0,829	-0,314	-0,086
A									0,000	0,886	-0,829	-0,314	-0,086
H										0,000	-0,943	0,029	0,029
D											0,000	0,143	-0,086
DN												0,000	0,086
BA													0,000

Análisis de correlación de Spearman de las características del parche, las variables estructurales arbórea y la riqueza y abundancia de orquídeas.

## Anexo C.Resultados del Analisis de Varianza ANOVA

Factores ambientales sobre RIQUEZA: S y ABUNDANCIA: A  
(S)

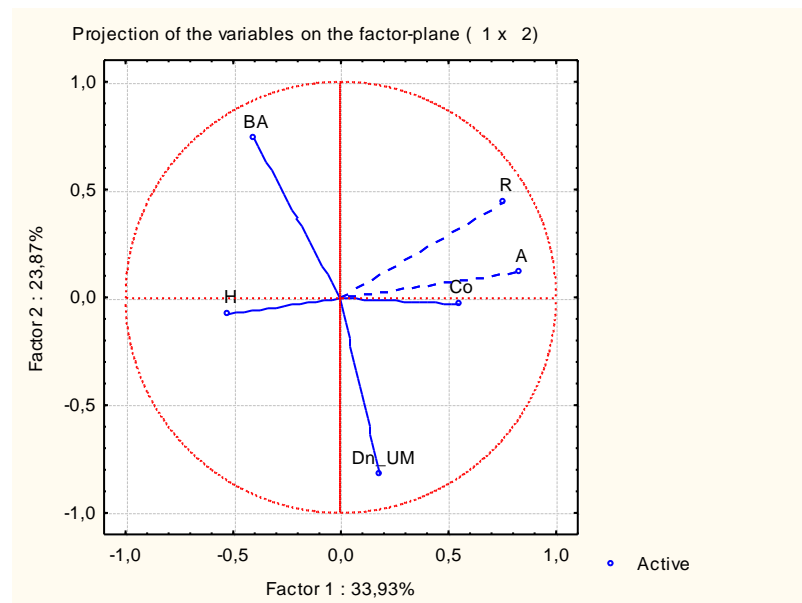
	SS	Degr. of	MS	F	p
<b>Intercept</b>	160,715	1	160,7151	1,283388	0,290078
<b>Dn_UM</b>	0,510	1	0,5097	0,004070	0,950695
<b>BA</b>	8,128	1	8,1285	0,064910	0,805324
<b>H</b>	29,385	1	29,3845	0,234650	0,641081
<b>Co</b>	35,164	1	35,1636	0,280798	0,610565
<b>Cordillera</b>	843,298	1	843,2982	6,734146	0,031863
<b>UM</b>	8,643	2	4,3216	0,034510	0,966222
<b>Cordillera*UM</b>	99,538	2	49,7692	0,397431	0,684611
<b>Error</b>	1001,818	8	125,2272		



Abundancia (A)

	SS	Degr. of	MS	F	p
<b>Intercept</b>	385874	1	385874	0,994263	0,347903
<b>Dn_UM</b>	110498	1	110498	0,284716	0,608129
<b>BA</b>	499918	1	499918	1,288113	0,289254
<b>H</b>	289049	1	289049	0,744778	0,413257
<b>Co</b>	75451	1	75451	0,194411	0,670943
<b>Cordillera</b>	1572002	1	1572002	4,050500	0,078961
<b>UM</b>	486279	2	243139	0,626485	0,558773
<b>Cordillera*UM</b>	393576	2	196788	0,507053	0,620396
<b>Error</b>	3104806	8	388101		

### Analisis de componentes principales



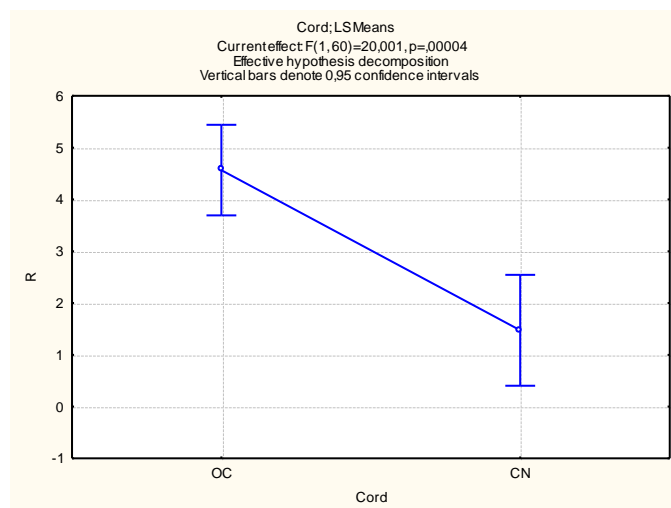
**Efecto de borde sobre S y A**

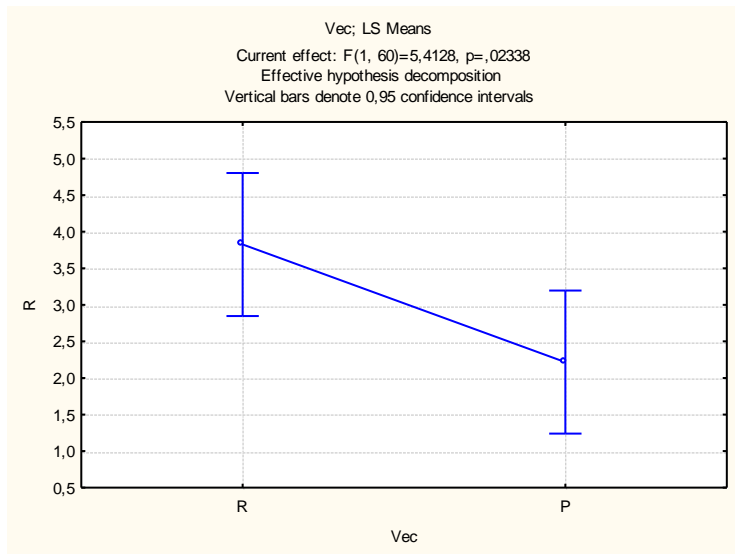
Riqueza (S)

	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>R</b>	1,081901	0,385688

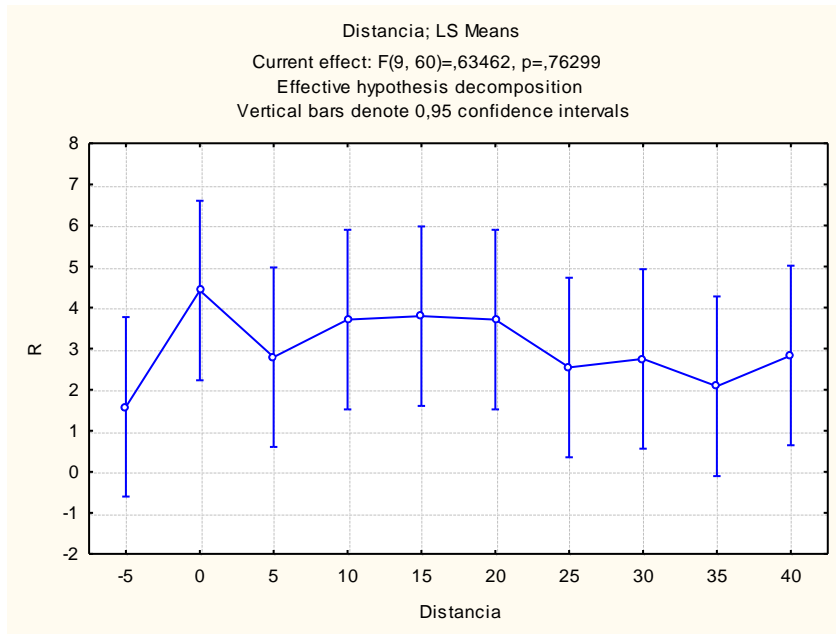
Modelo no significativo

	<b>SS</b>	<b>Degr. of</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Intercept</b>	876,0417	1	876,0417	76,38048	0,000000
<b>Cord</b>	229,4017	1	229,4017	20,00111	0,000035
<b>Vec</b>	62,0817	1	62,0817	5,41279	0,023385
<b>Distancia</b>	65,5083	9	7,2787	0,63462	0,762987
<b>Cord*Vec</b>	5,0417	1	5,0417	0,43957	0,509867
<b>Cord*Distancia</b>	43,7483	9	4,8609	0,42382	0,917268
<b>Vec*Distancia</b>	22,2017	9	2,4669	0,21508	0,991238
<b>Cord*Vec*Distancia</b>	26,0417	9	2,8935	0,25228	0,984501
<b>Error</b>	688,1667	60	11,4694		





**Una prueba de que no hay efecto de borde:**  
 Valores medios de R en diferentes distancias

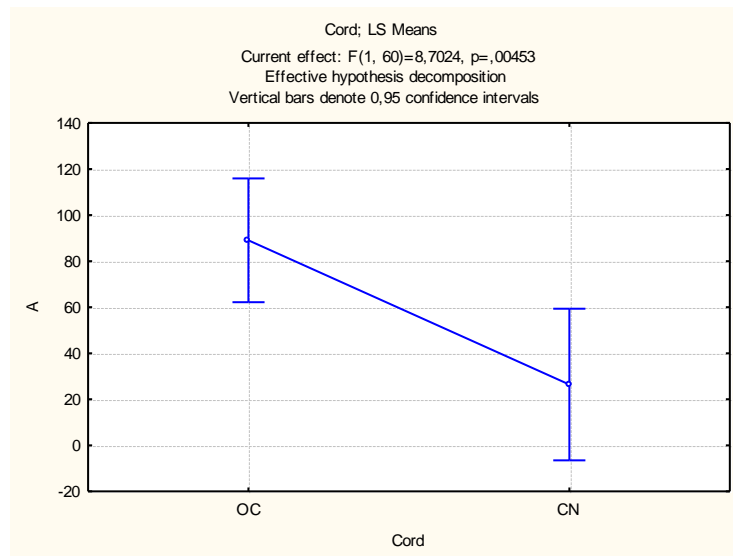


Abundancia (A)

	F	p
A	0,909352	0,619136

Modelo No significativo

	SS	Degr. of	MS	F	p
<b>Intercept</b>	319981,2	1	319981,2	29,54459	0,000001
<b>Cord</b>	94250,7	1	94250,7	8,70238	0,004526
<b>Vec</b>	998,5	1	998,5	0,09219	0,762462
<b>Distancia</b>	74340,1	9	8260,0	0,76267	0,650739
<b>Cord*Vec</b>	1159,3	1	1159,3	0,10704	0,744682
<b>Cord*Distancia</b>	58115,8	9	6457,3	0,59622	0,795071
<b>Vec*Distancia</b>	61971,6	9	6885,7	0,63578	0,762001
<b>Cord*Vec*Distancia</b>	49564,8	9	5507,2	0,50849	0,862700
<b>Error</b>	649827,0	60	10830,4		



Lista del Índice de Valor de Importancia para todas las especies y localidades, en orden alfabético, donde: IVI\_I: Interior; IVI\_P: Pastura, IVI\_R: Regeneración, y IVI\_T: Total; L: Localidad; A: Arenillo; R: Roldanillo; D: Dapa; Y: Yotoco; I: Iberia y S: Sevilla

Especies	IVI_I	IVI_P	IVI_R	IVI_T	L
Acianthera 1	0,241	0	0	0,180	A
Acianthera adeodata	0,137	0	0	0,066	A
Acianthera alpina	0,335	0,352	0,134	0,270	R
Acianthera casapensis	0	0,092	0,148	0,088	R
Acianthera sicaria	0,224	0	0	0,224	I
Acronia 1	0	0,038	0	0,013	D
Acronia cordata	0,099	0	0	0,053	Y
Acronia platysepala	0,076	0,044	0,045	0,061	D
Acronia scabrilinguis	0,067	0,061	0,079	0,052	D
Ancipitia crocodiliceps	0,069	0,128	0,044	0,054	D
Campylocentrum micranthum	0,126	0	0	0,126	I
Campylocentrum micranthum	0	0	0,065	0,027	S
Comparettia falcata	0	0,267	0	0,091	S
Cryptocentrum latifolium	0,062	0	0,052	0,055	Y
Cybebus grandis	0	0	0,052	0,013	D
Cyclopogon ovalifolium	0,333	0	0	0,333	I
Cyrtochilum	0	0	0,046	0,013	D
Cyrtochilum 1	0	0	0,163	0,057	R
Cyrtochilum 1	0,062	0	0,057	0,062	S
Cyrtochilum 1	0,131	0,371	0,573	0,255	A
Cyrtochilum 2	0,072	0	0	0,045	S
Cyrtochilum meirax	0	0,090	0	0,035	R
Cyrtochilum meirax	0,054	0	0	0,027	S
Cyrtochilum murinum	0	0	0,105	0,037	R
Dichae	0	0	0,042	0,013	D
Dichae 1	0,054	0,047	0	0,027	D
Dichae 1	0,056	0	0,069	0,068	S
Dichae 1	0	0	0	0,000	A
Dichae 2	0	0,036	0	0,013	D
Dichae 3	0	0,212	0,090	0,094	S
Dichae hystrichina	0,060	0	0	0,020	D
Dichae morrissii	0,155	0,113	0	0,084	R



Especies	IVI_I	IVI_P	IVI_R	IVI_T	L
Dichae morrissii	0	0,045	0,055	0,025	D
Dichae morrissii	0	0	0,080	0,049	S
Dichae morrissii	0	0	0	0,000	A
Dichae pendula	0	0,047	0	0,013	D
Dichaea hystrichina	0	0	0,088	0,038	Y
Dichaea pendula	0,185	0	0,213	0,193	Y
Dicheae 1	0,105	0	0	0,105	I
Dicheae pendula	0,126	0	0	0,126	I
Dicheae sellaginella	0,114	0	0	0,062	Y
Dracula chimaera	0,062	0,031	0,120	0,047	D
Elleanthus	0,081	0,213	0,067	0,066	D
Elleanthus 1	0,044	0	0	0,021	Y
Elleanthus 1	0,090	0	0,270	0,296	S
Elleanthus 2	0	0	0,174	0,062	R
Elleanthus lupulinus	0,155	0	0	0,041	R
Elleanthus lupulinus	0,072	0	0,216	0,127	Y
Epidendrum 1	0,053	0	0	0,013	D
Epidendrum sp 1	0,050	0	0,046	0,067	S
Epidendrum 2	0	0,092	0,055	0,055	R
Epidendrum 2	0	0	0,096	0,041	Y
Epidendrum 3	0	0	0,046	0,020	Y
Epidendrum 5	0	0	0,041	0,018	Y
Epidendrum 5quillas	0,155	0,090	0,160	0,132	R
Epidendrum arevaloides	0,054	0	0	0,027	S
Epidendrum bispathulatum	0	0,655	0	0,019	Y
Epidendrum dapa	0	0	0,044	0,019	Y
Epidendrum diothonea	0,155	0	0,091	0,073	R
Epidendrum diothonea	0	0	0	0,000	A
Epidendrum lacustre	0	0,031	0	0,013	D
Epidendrum leucochilum	0	0,092	0,196	0,105	R
Epidendrum megalospathum	0,060	0,200	0	0,083	S
Epidendrum nora-mesae	0,627	0,124	0,113	0,612	D
Epidendrum paniculatum	0,050	0,079	0,053	0,126	S
Epidendrum paniculatum	0,162	0	0	0,162	I
Epidendrum paniculatum	3,183	0,313	0,773	2,154	A
Epidendrum aff. lanipes	0,148	0	0	0,121	S
Epidendrum vicentinum	0	0,291	0	0,018	Y
Epidendrum yumböense	0	0,037	0	0,013	D
Erythrodes peruviana	0	0,045	0	0,013	D
Erythrodes peruviana	0	0	0,044	0,019	Y

Especies	IVI_I	IVI_P	IVI_R	IVI_T	L
<i>Erythrodes peruvianum</i>	0,579	0	0	0,340	A
<i>Gongora gratulabunda</i>	0,183	0	0	0,183	I
<i>Gongora gratulabunda</i>	0	0,291	0	0,018	Y
<i>Kefersteinia tolimensis</i>	0,170	0,088	0,279	0,177	R
<i>Lepanthes comun</i>	0,067	0	0,184	0,111	Y
<i>Lepanthes común</i>	0,068	0	0,046	0,041	D
<i>Lepanthes elata</i>	0,059	0,041	0,058	0,044	D
<i>Lepanthes estelaris</i>	0	0	0,054	0,024	Y
<i>Lepanthes foreroi</i>	0	0,053	0	0,013	D
<i>Lepanthes foreroi</i>	0,123	0	0	0,068	Y
<i>Lepanthes foreroi</i>	0,176	0	0	0,090	A
<i>Lepanthes manabina</i>	0	0,036	0	0,013	D
<i>Lepanthes ortiziana</i>	0	0,047	0,049	0,025	D
<i>Lepanthes ortiziana</i>	0,081	0	0,054	0,067	Y
<i>Lepanthes quadricornis</i>	0	0	0,070	0,013	D
<i>Lepanthes sp1</i>	0	0	0,038	0,013	D
<i>Lepanthes sp2</i>	0,058	0	0	0,017	D
<i>Lepanthes sp3</i>	0	0	0,038	0,013	D
<i>Malaxis 1</i>	0,002	0	0,053	0,025	S
<i>Malaxis carppinterae</i>	0,250	0	0	0,250	I
<i>Malaxis excavata</i>	0	0,031	0	0,013	D
<i>Malaxis sp1</i>	0	0	0,072	0,025	R
<i>Masdevallia fritillina</i>	0,072	0	0,044	0,057	Y
<i>Masdevallia molossus</i>	0,090	0	0	0,048	Y
<i>Masdevallia molosus</i>	0,050	0	0,115	0,106	S
<i>Masdevallia picturata</i>	0,050	0	0	0,024	Y
<i>Masdevallia picturata</i>	0,100	0	0,073	0,116	S
<i>Masdevallia picturata</i>	0	0	0	0,000	A
<i>Maxillaria 1</i>	0	0	0,043	0,019	Y
<i>Maxillaria 1</i>	0,364	0	0	0,364	I
<i>Maxillaria 2</i>	0	0	0,043	0,019	Y
<i>Maxillaria 2</i>	0,018	0	0,057	0,045	S
<i>Maxillaria 3</i>	0	0	0,051	0,022	Y
<i>Maxillaria acuminata</i>	0	0,032	0,070	0,025	D
<i>Maxillaria acuminata</i>	0,050	0,200	0,041	0,086	S
<i>Maxillaria cadena</i>	0,043	0	0	0,020	Y
<i>Maxillaria longissima</i>	0	0,034	0	0,013	D
<i>Maxillaria miniata</i>	0,044	0	0	0,021	Y
<i>Maxillaria sp1</i>	0	0	0,040	0,013	D

Especies	IVI_I	IVI_P	IVI_R	IVI_T	L
Maxillaria sp2	0,062	0	0	0,022	D
Microchilus 1	0,301	0,839	0	1,129	S
Microchilus dolichostachys	0,200	0,219	0,160	0,192	R
Muscarella cestrochila	0,072	0	0,053	0,068	S
Oncidium 1	0	0,382	0,045	0,038	Y
Oncidium 1	0,070	0	0,006	0,049	S
Oncidium 1	0	0	0	0,000	A
Oncidium adelaidea	0	0	0,042	0,019	Y
Oncidium adelaidea	0,321	0	0	0,321	S
Oncidium chrysomorphum	0,056	0,041	0	0,028	D
Oncidium sp1	0	0,039	0,038	0,025	D
Penducella sp	0,066	0	0,177	0,182	S
Penducella sp2	0,066	0	0,048	0,055	Y
Platystelis consobrina	0	0	0,312	0,274	S
Platystelis consobrina	0,196	0	0	0,102	A
Pleurothallis	0,057	0,120	0	0,029	D
Pleurothallis 2	0	0,162	0	0,062	R
Pleurothallis 2	0,068	0	0,088	0,098	S
Pleurothallis 3	0,070	0	0	0,043	S
Pleurothallis manicosa	0	0,051	0	0,013	D
Pleurothallis ruscifolia	0	0	0,046	0,013	D
Pleurothallis ruscifolia	0,047	0	0	0,023	Y
Pleurothallis ruscifolia	0,058	0	0	0,031	S
Pleurothallis sp2	0	0	0,062	0,013	D
Ponthieva elata	0	0	0,050	0,013	D
Ponthieva villosa	0	0	0,039	0,013	D
Prescottia stachyodes	0	0,092	0	0,036	R
Prescottia stachyodes	0	0,034	0	0,013	D
Prescottia stachyodes	0	0	0,057	0,027	S
Prescottia stachyodes	0,000	0	1	0,082	A
Prosthechea 1	0,040	0	0	0,019	Y
Prosthechea grammatoglossa	0	0	0,067	0,037	S
Prosthechea vespa	0	0,040	0	0,013	D
Psilochilus maderoi	0,064	0	0	0,033	Y
Psilochilus mollis	1,489	0	0	0,663	A
Restrepia antennifera	0,111	0	0,215	0,150	Y
Restrepia contorta	0,044	0	0,062	0,048	Y
Scaphosepalum odontochilum	0,250	0,075	0,188	0,234	D
Scaphyglottis luckelii	0,054	0	0,074	0,059	Y
Scaphyglottis punctulata	0,076	0,070	0	0,048	D

Especies	IVI_I	IVI_P	IVI_R	IVI_T	L
Schlimmia trifida	0,053	0,047	0	0,026	D
Schlimmia trifida	0,068	0	0	0,035	Y
Stelis	0,111	0,127	0	0,083	D
Stelis	0	0	0,204	0,013	D
Stelis 1	0,675	0,517	0	0,378	R
Stelis 1	0,056	0	0	0,029	S
Stelis 1	0,126	0	0	0,126	I
Stelis 1	0,306	0	0	0,171	A
Stelis 2	0	0	0,263	0,093	R
Stelis 2	0	0,382	0	0,018	Y
Stelis 5	0,072	0	0	0,038	Y
Stelis argentata	0,183	0	0	0,103	Y
Stelis flexuosa	0	0	0,059	0,013	D
Stelis sp3	0,057	0	0	0,029	Y
Stelis spathulata	0,049	0	0,071	0,055	Y
Trizeuxys falcata	0	0,204	0	0,027	S
Trychosalpinx	0	0	0	0,000	D
Trychosalpinx 1	0	0,102	0,208	0,025	D
Trychosalpinx 2	0	0,053	0	0,013	D
Trychosalpinx chamaelepanthes	0	0	0,068	0,029	Y
Trychosalpinx pergrata	0	0	0,061	0,026	Y
Xylobium corrugatum	0	0	0,094	0,063	S
Xylobium leontoglossum	0,124	0	0	0,058	A