

TESIS

**DETERMINACIÓN DE CAMBIOS DE DISTRIBUCION DE ESPECIES POR EFECTOS DEL
CAMBIO CLIMATICO EN EL PARQUE MUNICIPAL NATURAL CAMPO ALEGRE Y
PARQUE REGIONAL NATURAL UCUMARI EN RISARALDA COLOMBIA**

**MAESTRIA EN MANEJO USO Y CONSERVACION DEL BOSQUE
UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSE DE CALDAS**

AUTOR

**DIANA CAROLINA LARA BALLESTEROS
INGENIERA FORESTAL**

**DIRECTOR EXTERNO
VICTOR MANUEL NIETO
INGENIERO FORESTAL**

**AÑO 2017
BOGOTA-COLOMBIA**

**Esta tesis ha sido aprobada por el consejo curricular de la MAESTRIA EN MANEJO USO Y
CONSERVACION DEL BOSQUE como requisito para optar por el grado de**

MAGISTER EN MANEJO, USO Y CONSERVACIÓN DEL BOSQUE

FIRMANTES:

Jurado (S)

Jurado (S)

VICTOR MANUEL NIETO

Director de Tesis

DIANA CAROLINA LARA BALLESTEROS

Candidata a Magister

TABLA DE CONTENIDO

I. RESUMEN	8
II. ABSTRAC	9
III. INTRODUCCIÓN GENERAL	10
IV. CAPITULO I: Artículo de investigación	27
CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES EN AREAS PROTEGIDAS MUNICIPALES Y REGIONALES DE RISARALDA-COLOMBIA	27
INTRODUCCIÓN	29
MATERIALES Y MÉTODOS	30
AREA DE ESTUDIO	30
Variables bio climáticas	32
ANÁLISIS DE DATOS	34
Análisis de conglomerados para identificación de tipos de bosque (agrupamiento de parcelas)	34
Análisis de similitudes	34
Análisis y selección de especies indicadoras	34
Interrelación parcela –especie	35
Estructura, composición florística y diversidad taxonómica de los tipos de bosques identificados ..	35
Caracterización climática de los tipos de bosques identificados	36
RESULTADOS	37
Identificación y caracterización de los tipos de bosque	37
Análisis de especies indicadoras	40
Descripcion de tipos de bosque según agrupación de parcelas	41
Estructura, riqueza y diversidad para los tipos de bosque identificados	42
Número de individuos	42
Área basal	42
Distribución de Clases diamétricas por número de individuos	42
Distribución de área basal por clases diamétricas	43
Caracterización climática de los tipos de bosques identificados	47
Análisis de Componentes principales	48

DISCUSION DE RESULTADOS	51
CONCLUSIONES	56
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	57
V. CAPITULO II. Artículo de investigación	62
CAMBIOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES POR EFECTOS DEL CAMBIO CLIMATICO EN AREAS PROTEGIDAS MUNICIPALES Y REGIONALES (RISARALDA-COLOMBIA)	62
RESUMEN	62
ABSTRAC	63
INTRODUCCIÓN	64
MATERIALES Y MÉTODOS	65
Area de estudio	65
Análisis y selección de especies indicadoras	67
Modelación de la distribución potencial y futura de las especies indicadoras	67
Determinación de la conservación futura para las especies indicadoras en las áreas protegidas	69
RESULTADOS	70
Selección de las especies forestales indicadoras con el modelo CAO	70
Conservación de las especies forestales indicadoras en el Parque Municipal Natural de Campo Alegre y en el Parque Regional Natural de Ucumarí con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.	79
Áreas de ganancia y pérdida de distribución actual y futura de las especies indicadoras seleccionadas.	79
DISCUSION DE RESULTADOS	82
Conservación de las especies forestales indicadoras con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.	85
CONCLUSIONES	87
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	88
VI. AGRADECIMIENTOS	93
VII. RECOMENDACIONES	93
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	94

INDICE DE TABLAS

CAPITULO I

Tabla 1. Valores de referencia para los cuatro escenarios RCP periodo 2046-2065	24
Tabla 2. Caracterizacion de Zonas de vida, temperatura °C y precipitación (mm) presentes en los parques de Campo Alegre y Ucumarí.....	32
Tabla 3. 19 Variables Bioclimaticas de Wordlclim	33
Tabla 4. Promedios de variables Temperatura media anual (B1) y Precipitacion anual (B12) para las 20 parcelas establecidas	34
Tabla 5. Abundancia relativa (Abrel), Dominancia relativa (Dorel), Frecuencia relativa (Ferel) e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las diez especies con el mayor peso ecológico por tipo de bosque.	39
Tabla 6. Especies indicadoras por tipo de bosque identificado en el parque municipal Campoalegre y parque Regional Ucuamarí.....	40
Tabla 7. Medias de índice de riqueza y diversidad de Shannon y Simpson y prueba de comparación LSD de Fisher ($\alpha=0.05$) para los tipos de bosque de las 20 parcelas de muestreo.	44
Tabla 8. Supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza para ANOVA para los tipos de bosque de las 20 parcelas de muestreo.	45
Tabla 9. Pruebas ANOVA para los índices de Riqueza y Shannon.....	45
Tabla 10. Especies más abundantes para el tipo de bosque I	46
Tabla 11. Especies más abundantes para el tipo de bosque II	46
Tabla 12. Especies más abundantes para el tipo de bosque III.....	46
Tabla 13. Valores de las 19 variables bioclimáticas de WORLDCLIM para las 20 parcelas	48

CAPITULO II

Tabla 1. Especies indicadoras con Pseudo-R2 de mejor ajuste al modelo y coeficiente de restricción de variables latentes para los modelos ajustados de distribución actual de abundancias	71
Tabla 2. Áreas de ganancia o nuevas áreas aptas y áreas de pérdida de distribución actual y futura predicha por el modelo discriminada por rango de abundancia.	80

INDICE DE FIGURAS

CAPITULO I

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio; zonas de vida; límites altitudinales y ubicación de las 20 parcelas de muestreo. Límite azul área del Parque Municipal Natural de Campo Alegre, límite rosa área del Parque Regional Natural de Ucumarí, zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Los Nevados.	31
Figura 2. Ordenación de grupos basados en la composición florística de las 20 parcelas de 0.25 ha establecidas en los parques Campo Alegre y Ucumarí en Risaralda – Colombia. (Análisis de conglomerados método de distancia Bray-curtis, y método de agrupación Ward D2).	38
Figura 3. Análisis de estructura para los tipos de bosques identificados a) Área basal por hectárea. b) Número de individuos por hectárea. c) Distribución de clases diamétricas. d) Distribución de área basal por clase diamétrica	44
Figura 4. Curva rango abundancia para el bosque tipo I.	47
Figura 5. Proporción de la varianza para las variables bioclimáticas	49
Figura 6. Descripción de los componentes principales para las 19 variables bioclimáticas. a) Descripción componente principal 1 b) Descripción componente principal 2	50

CAPITULO II

Figura 1. Ubicación de la zona de estudio; zonas de vida; límites altitudinales y ubicación de las 20 parcelas de muestreo. Límite azul área del Parque Municipal Natural de Campo Alegre, límite rosa área del Parque Regional Natural de Ucumarí, zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Los Nevados.	66
Figura 2. Modelo de ordenación aditivo restringido (CAO) proveniente de abundancias de especies indicadoras de tipos de bosque en 20 parcelas de muestreo en los parques naturales de Ucumarí y Campo Alegre en Risaralda – Colombia. Especies: (Helpo) <i>H. popayanensis</i> ; (Corci) <i>Cordia cilindrostachya</i> ; (Crofu) <i>C.funckianus</i> . (Vacfl) <i>Vaccinum floribundum</i> ; (Animu) <i>A. muca</i> ; (Beito) <i>B. towarensis</i> ; (Bilro) <i>B. rosea</i> ; (Guaku) <i>G. kunthiana</i>	72
Figura 3. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <1 árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para <i>A. muca</i> y <i>B. rosea</i> empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.	76
Figura 4. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <1 árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para <i>G. kunthiana</i> y <i>B. towarensis</i> empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.	77
Figura 5. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <1 árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para <i>H. popayanensis</i> y <i>C. funckianus</i> empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio	

climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.	78
Figura 6. a) Mapa de áreas de distribución actual, (b) Mapa de áreas de modelación futura c) Mapa de áreas de cambio de distribución (diferencia actual menos futuro) integrados para las seis especies forestales indicadoras que se ajustaron al modelo CAO, con base a la modelación de escenarios climáticos de la ruta representativa RCP2.6	81

ANEXOS

CAPITULO I

Anexo 1 Especies indicadoras por tipo de bosque.....	61
---	----

CAPITULO II

Anexo 1. Función ajustada para las ocho especies indicadoras.....	92
---	----

I. RESUMEN

Las áreas protegidas pueden ser vulnerables al cambio climático, problemática que ha hecho que se concentren la mayor parte de los esfuerzos para su protección a nivel mundial. En este contexto, el presente trabajo determinó si los bosques del Parque municipal natural de Campo Alegre y el Parque regional natural de Ucumarí en Risaralda- Colombia, conservarán sus especies forestales indicadoras ante un eventual cambio climático, pues existe una gran preocupación frente a desplazamientos o extinciones. Para tal fin, se midieron 20 parcelas de 0.25 Ha, distribuidas en el gradiente altitudinal de 1700- 3500 metros de altitud. Los resultados se presentan en dos capítulos; En el primero se realiza la determinación y caracterización de los tipos de bosques, en cual se realizaron análisis de estructura, diversidad, riqueza, caracterización climática y determinación de especies indicadoras, donde se identificaron tres tipos de bosques estadísticamente diferenciables en composición y seis especies indicadoras que presentaron el mejor ajuste al modelo CAO. En el segundo capítulo, se presentan los resultados de la modelación de los cambios en su distribución ante un eventual cambio climático al año 2050. En esta modelación se empleó la técnica de ordenación aditivo restringido (CAO), con tres modelos de la ruta representativa RCP 2.6. Se estableció que la especie *Heliocarpus popayanensis* probablemente aumentará su abundancia cuando existan cambios de temperatura por debajo de 8.9°C (media calculada), caso contrario sucederá para la especie *Aniba muca*. La modelación prevé que las áreas protegidas conservarán las especies, pero perderán zonas claves de distribución actual; se observarán fenómenos de migración hacia el área del Parque Nacional Natural De Los Nevados, con una clara disminución de la abundancia de las especies indicadoras en áreas predichas en la distribución actual y la ganancia de otras áreas aptas de mayores elevaciones al año 2050.

II. ABSTRAC

Protected areas can be vulnerable to climate change, a problem that has concentrated most of the efforts for their protection worldwide. In this context, the present study determined whether the forests of Campo Alegre Natural Park and the natural regional park of Ucumarí in Risaralda-Colombia will retain their forest species indicative of possible climate change, since there is a great concern regarding displacement or Extinctions.

For that purpose, 20 plots of 0.25 Ha were measured, distributed in the altitudinal gradient of 1700-3500 meters of altitude. The results are presented in two chapters; In the first one, the determination and characterization of the forest types were carried out, in which analyzes of structure, diversity, richness, climatic characterization and determination of indicator species were carried out, where three types of forests were statistically differentiable in composition and six indicator species Which presented the best fit to the CAO model. In the second chapter, we present the results of the modeling of the changes in its distribution in the event of a possible climatic change in the year 2050. In this model the restricted additive ordering technique (CAO) was used, with three models of the representative route RCP 2.6. It was established that the species *Heliocarpus popayanensis* will probably increase its abundance when there are temperature changes below 8.9 ° C (calculated average), otherwise it will happen for the species *Aniba muca*. Modeling predicts that protected areas will conserve species, but will lose key areas of current distribution; There will be observed migration phenomena towards the area of the Natural National Park of Los Nevados, with a clear reduction of the abundance of the indicative species in areas predicted in the current distribution and the gain of other suitable areas of greater elevations to the year 2050.

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

El cambio climático inducido por el incremento de las concentraciones de gases efecto invernadero en la atmósfera constituye, junto con la degradación de ecosistemas, la pérdida de biodiversidad y la fragmentación uno de los problemas ambientales trascendentales en el siglo XXI y uno de los mayores desafíos globales que afronta la humanidad (Grünwaldt *et al.* 2010). Aunque esta situación la enfrentan todos los ecosistemas del planeta, los bosques andinos son más vulnerables que otros tipos, bien sea porque presentan condiciones abióticas extremas o particulares, por una gran proporción de endemismos, aislamiento y/o baja riqueza y diversidad genética entre otros (Grünwaldt *et al.* 2010).

Una de las alternativas utilizadas actualmente para predecir los posibles impactos del cambio climático en los bosques en general, es la modelación. Los modelos de distribución de especies, son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación. El objetivo de los modelos es predecir en buena parte, las distribuciones futuras tanto de especies como de ecosistemas con el fin de generar posibles escenarios de gestión para su adecuado manejo (Mateo *et al.* 2011).

Cuando se realiza la modelación de distribución de especies, se debe tener en cuenta que existen un gran número de variables de entrada que pueden ser geológicas, topográficas o climáticas, y se espera que, con algunas de ellas, individualmente o en combinación, se puedan definir los factores ambientales que delimiten las condiciones favorables para la presencia de la especie (Guisan & Zimmermann 2000). Esto se evidencia sobre todo en condiciones particulares de montaña, donde cualquier variación de altura o temperatura y/o precipitación, describe un tipo de hábitat o ecosistema completamente diferente (Buytaert *et al.* 2011). Es importante tener en cuenta que no existe un consenso sobre cuál es la mejor técnica o tipo de modelo, razones relevantes para que su evaluación se realice por métodos estadísticos (Benito de Pando & Peñas de Giles 2007).

La modelación de distribución de especies, también está tomando una gran importancia para el diseño y redefinición de nuevas áreas protegidas y en la evaluación de la efectividad de la gestión a largo plazo en las mismas, pues esta permite prever si a futuro podrán conservar la población objetivo (Castaño 2005). Anderson *et al.* (2002), Pearson & Dawson (2003), determinaron que la distribución de las especies indicadoras de las áreas protegidas es un aspecto clave para conocer su respuesta frente a procesos complejos como el cambio climático.

Por las consideraciones anteriores, es relevante para los bosques de las áreas protegidas determinar cuál es impacto del cambio climático en sus especies representativas indicadoras, pues estas en general podrían bajo ciertos escenarios climáticos presentar cambios en su distribución futura al punto de extinguirse o migrar, cuestiones que podrían condicionar la pertinencia de las áreas protegidas en cuanto a su ubicación espacial como sitios estratégicos y la efectividad de las mismas en cuanto a su capacidad de conservación de dichas especies a largo plazo.

Por lo tanto, el presente proyecto pretende determinar los cambios en la distribución de especies forestales indicadoras por efectos del cambio climático y su conservación al año 2050 en el Parque Municipal Natural Campo Alegre y Parque Regional Natural Ucumarí en Risaralda, Colombia, las cuales son áreas representativas de los bosques andinos de Colombia. (CARDER 2004a, CARDER 2004b). Estos parques se encuentran ubicados en el departamento de Risaralda, municipio de Santa Rosa de Cabal y juegan un papel fundamental en el mantenimiento de la conectividad y la funcionalidad de toda la región y ante un posible cambio climático podrían tener una alta vulnerabilidad (CARDER, 2004a).

JUSTIFICACION

En la actualidad, los estudios sobre identificación y caracterización de tipos de bosque, distribución de especies y modelamiento de efectos del cambio climático, se han posicionado como importantes, sobre todo para los ecosistemas que proporcionan servicios ambientales relevantes para la humanidad como las áreas naturales protegidas (IPCC, 2013). En general, las áreas naturales protegidas pueden verse afectadas si sucede un cambio en el clima, con posibles desplazamientos o extinciones de especies indicadoras que prestan servicios específicos en el ecosistema y pueden ser vitales para el suministro de agua, conservación de especies de fauna endémica, entre otras (CARDER, 2004a). Por tal razón es necesario conocer cuál sería el posible comportamiento de estas especies frente a diversos escenarios de cambio climático, además de la efectividad y pertinencia de las áreas protegidas frente a esa situación, pues si estas y sus posibles adiciones al sistema no pueden mantener las especies indicadoras, el papel de las áreas protegidas está claramente limitado (Pearson & Dawson 2003).

El Parque municipal natural de Campo Alegre y el Parque regional natural de Ucumarí, objeto del presente estudio, son áreas de alta significancia ambiental que prestan servicios ecosistémicos invaluable para el departamento de Risaralda, sobre todo son fuente de aprovisionamiento de agua para las poblaciones más cercanas. Estos parques, hacen parte de la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Los Nevados y del bosque modelo de Risaralda. (CARDER 2004a, CARDER 2004b).

Según IPCC 2013, se pueden emplear cuatro nuevos escenarios de emisión para realizar la evaluación de la influencia del cambio climático en un área específica, dichos escenarios son denominados rutas Representativas de Concentración (RCP, de sus siglas en inglés). Éstas se identifican por su Forzamiento Radiativo total para el año 2100 que oscila entre 2,6 a 8,5 W/m².

En todos los escenarios, las concentraciones de dióxido de carbono son más elevadas en 2100 que en la actualidad. El escenario de emisiones bajas (RCP2.6) supone una reducción considerable y sostenida en las emisiones de gases de efecto invernadero. El escenario de emisiones altas (RCP8.5) supone la

continuidad de las tasas de emisiones altas. Los dos escenarios intermedios (RCP 4.5 y 6.0) suponen una cierta estabilización de las emisiones.

Al ser el escenario RCP 2.6, considerado como optimista con respecto a los demás, en el cual se puede considerar una mitigación estricta de las emisiones y bajo el cual se puede cumplir el objetivo de mantener el calentamiento global en el límite de 2°C (Alban, 2015) se hace interesante conocer su comportamiento al ser modelado, determinado si los esfuerzos y acciones para mitigar emisiones serán efectivos, sobretodo en una zona controlada como un área protegida.

Teniendo en cuenta lo anterior, el presente proyecto tiene como finalidad determinar los cambios de distribución de especies forestales indicadoras por efectos del cambio climático asociado al escenario trayectorias de concentración representativas RCP2.6 en el Parque municipal natural de Campo Alegre y el Parque regional natural de Ucumarí en Risaralda- Colombia, analizando de igual manera si estas áreas protegidas cumplirán con la conservación de especies indicadoras de condiciones específicas de los tipos de bosque, ante un eventual cambio climático.

Este proyecto contribuirá con el conocimiento de los bosques presentes en el área de estudio a través de la identificación y caracterización de tipos de bosque a partir de los levantamientos de vegetación realizados en el marco del proyecto “CLIMIFORAD” *Climate Change, Iberoamerican Mountain Forests and Adaptation* cuyo objetivo es monitorear los impactos potenciales del cambio climático en los ecosistemas forestales de cordilleras latinoamericanas y desarrollar herramientas para la adaptación de la gestión. Esta evaluación, permitirá que a futuro se formulen estrategias efectivas de manejo y gestión sostenible de áreas protegidas para evitar la desaparición de especies forestales indicadoras para el ecosistema. La información generada, será una herramienta que permitirá a las entidades competentes, la toma de decisiones de manejo, además del establecimiento de estrategias de adaptación al cambio climático e implementación de sistemas de monitoreo efectivos y robustos para medir constantemente estos impactos. (Grünwaldt, A, *et al*, 2010)

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar los cambios en la distribución de especies indicadoras de tipos de bosque por efectos del cambio climático y su conservación al año 2050 en el Parque Municipal Natural Campo Alegre y Parque Regional Natural Ucumarí en Risaralda, Colombia.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- i) Identificar los tipos de bosques más representativos en el área de estudio con base en su estructura, composición florística diversidad, riqueza y caracterización climática, determinando sus especies forestales indicadoras.
- ii) Modelar la distribución potencial y futura de algunas de las especies forestales indicadoras de tipos de bosque empleando tres modelos climáticos del escenario ruta de concentración representativa RCP 2.6 para el año 2050.
- iii) Establecer si las áreas protegidas conservarán las especies forestales indicadoras modeladas con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Durante las últimas décadas se está produciendo un cambio climático acelerado, que es un fenómeno de causas complejas producido en gran medida por la emisión a la atmósfera de grandes cantidades de Dióxido de carbono (CO₂) y otros gases de efecto invernadero (GEI) (Grünwaldt *et al.* 2010). Dicho cambio climático da lugar a un abanico de efectos directos e indirectos sobre los ecosistemas naturales, entre los cuales se encuentran la migración de especies, posibles extinciones, pérdida de biodiversidad, disminución de la oferta de servicios ecosistémicos, entre otros, que se ven acentuados por la interacción con otros motores del cambio global como contaminación ambiental, cambios de uso del territorio, etc (Balvanera 2012). Como consecuencia, se están produciendo cambios en el medio físico local (temperatura, humedad del suelo, luminosidad, etc.) que pueden tener efectos perjudiciales sobre las especies con menor amplitud ecológica o sobre aquellas que presentan una distribución muy fragmentada, así como sobre las poblaciones relicticas y marginales de muchos ecosistemas en áreas protegidas (MIMAM 2014).

Las áreas protegidas en general, son el punto de encuentro sobre el cual se enfocan la mayor cantidad de esfuerzos de conservación (Rodríguez 2004). Una meta importante de estas, es garantizar que todas las especies se conserven dentro de una región geográfica determinada (Margules & Pressey 2000). Pues estas áreas sufren cada vez más de procesos de aislamiento por ampliación de la frontera agrícola, reflejados en la pérdida de conectividad de fragmentos de ecosistemas, la cual ocasiona un deterioro de hábitat, que, sumado a la posible influencia del cambio climático futuro, puede afectar la diversidad de especies, abundancia y distribución.

Por lo tanto, la efectividad de las áreas protegidas, puede condicionarse a problemas de planificación de las mismas, pues si estas no pueden mantener las especies indicadoras de tipos de bosques o ecosistemas en condiciones óptimas de abundancia, dominancia, frecuencia entre otras, el papel de las áreas protegidas

estará claramente limitado considerándola no eficaz en su objetivo de conservación (Pearson & Dawson 2003, Hannah *et al.* 2005, Margules & Pressey 2000).

Por las consideraciones anteriores, es relevante para las áreas protegidas de Colombia determinar cuál es el impacto del cambio climático en sus especies indicadoras de tipos de bosque o ecosistemas, pues estas en general podrían bajo ciertos escenarios climáticos, afectar su distribución potencial al punto de extinguirse o migrar, cuestiones que a futuro podrían condicionar los lineamientos de manejo de las áreas protegidas en las que estas se encuentran (Hannah *et al.* 2005).

Por lo tanto, la presente propuesta se plantea en los bosques Andinos del Parque Municipal Natural de Campo Alegre y del Parque Regional Municipal de Ucumarí, ubicados en los municipios de Santa Rosa de Cabal y Pereira, que hacen parte del Sistema regional de áreas protegidas (SIRAP) y son áreas de ecosistemas representativos del departamento de Risaralda- Colombia, pues sobre estos parques existe un interés de la Corporación Autónoma Regional de Risaralda (CARDER) en la evaluación de la efectividad de las estrategias de manejo y gestión ante un posible panorama de cambio climático y cambios de uso del suelo. Estas áreas protegidas se han creado en función de especies amenazadas, ecosistemas fragmentados y amenazas a la biodiversidad diferentes a cambio climático. Teniendo en cuenta que el cambio climático posiblemente afectará la distribución de especies, existe la posibilidad que los parques de Campo Alegre y Ucumarí, no estén, en el largo plazo, protegiendo las especies, ecosistemas o servicios ecosistémicos que inicialmente pretendían proteger, es decir que no estén cumpliendo con parte de sus objetivos de conservación a pesar de los esfuerzos de las entidades de orden local por la mitigación de emisiones e impactos del cambio climático. Para esta determinación, es necesario en primera instancia conocer cuál es la composición florística, estructura, diversidad y riqueza actual de los recursos forestales de dichas áreas y cuáles son las especies forestales indicadoras de tipos de bosque para conservación, además de la proyección de su comportamiento espacial ante un posible cambio climático al año 2050 bajo un escenario optimista de reducción de emisiones. Por último, es necesario analizar si las áreas protegidas actuales

podrán conservar estas especies al año 2050. Por lo mencionado anteriormente, se plantan las siguientes hipótesis de estudio:

Hipótesis de Diagnóstico Los cambios de temperatura y precipitación ligados al cambio climático afectarán la distribución futura de las especies indicadoras de los tipos de bosque del parque natural regional de Ucumarí y del parque natural municipal de Campo Alegre.

Hipótesis de pronóstico: Las especies indicadoras de tipos de bosque podrán extinguirse o migrar del área protegida, condicionando la eficacia de la conservación del Parque Natural Regional De Ucumarí y del Parque Natural Municipal de Campo Alegre, al año 2050.

Hipótesis de control : Solo a partir del conocimiento de los efectos del cambio climático sobre las distribución de las especies forestales indicadoras identificadas en el Parque Natural Regional de Ucumarí y del Parque Natural Municipal de Campo Alegre, es posible pensar en la implementación de medidas de adaptación y mitigación frente al cambio climático.

MARCO REFERENCIAL

Antecedentes

Las investigaciones en modelación de especies frente al cambio climático se han presentado para animales, insectos y plantas; para este último grupo, se han desarrollado en su mayor parte para bosques tropicales. Ejemplo de ello, es el trabajo realizado por Cuesta et al. (2008), en el que se investigó acerca de la respuesta de la distribución de las especies ante el cambio climático en algunas especies de los Andes tropicales. El principal objetivo fue evaluar los posibles impactos del cambio climático, en los escenarios A2 (Describe un mundo muy heterogéneo autosuficiente y con conservación de las identidades locales. con una población mundial en continuo crecimiento) y B2 (describe un mundo en el que predominan las soluciones locales a la sostenibilidad económica, social y medioambiental), en el nicho

ambiental de un grupo de aves y plantas vasculares de origen andino para los años 2050 y 2080. Los resultados demostraron que los efectos del cambio climático sobre la biota andina podrían ser extremadamente severos, reflejados en posibles extinciones o migraciones a zonas aledañas.

Enquist (2002), señala la importancia de los modelos espaciales generados en un sistema de información geográfica (SIG) para predecir los cambios en la distribución y diversidad de los bosques tropicales en Costa Rica en respuesta al cambio climático. Como principales resultados, los escenarios indican que las zonas de vida de bosques tropicales pueden tener un cambio en su distribución como resultado de los cambios climáticos. Las zonas de vida de alta elevación, evidenciaron ser más sensibles a los cambios de temperatura, mientras que las zonas de vida de más baja elevación, tendían a ser más sensibles a los cambios en la precipitación. Como principales conclusiones, señalan que las zonas de vida, pueden ser particularmente vulnerables a los cambios climáticos futuros, dependiendo de la elevación. Esta cuestión también puede presentarse en los bosques de tierras bajas estacionalmente secos.

BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2013) realizó un estudio para estimar los posibles cambios en la distribución de especies de flora arbórea en el Pacífico Norte y sur de Costa Rica en respuesta a los efectos del cambio climático. En este estudio se seleccionaron especies vulnerables de Índice de valor de importancia (IVI) alto y de carácter maderables. Se realizó una modelación empleando el software Maximum Entropy Modeling MAXENT, el cual se contrastó con el bosque existente para tener una mejor idea de lo que realmente podría suceder en las áreas protegidas y corredores biológicos de Costa Rica. Para este objetivo se tomó la capa de cobertura de la tierra del año 2005 (ITCR, 2008) y se reclasificó de manera binaria en bosque y no bosque. Este estudio concluye que la probabilidad de mantener hábitats climáticos para especies arbóreas dentro de áreas protegidas y corredores biológicos no es mayor que las zonas afuera. Los resultados indican que aparte de las superficies mencionadas dentro del sistema de áreas protegidas y corredores biológicos se debería priorizar más áreas para medidas de restauración ecológica fomentando migración de especies arbóreas y sus organismos dependientes (dispersores, polinizadores, etc.) fuera de

corredores y áreas protegidas. Para este fin puede ser útil introducir una nueva categoría de conservación y adaptación, por ejemplo, llamadas “áreas prioritarias de adaptación al cambio climático” (APACC).

Veintimilla (2013a), realiza una identificación de los tipos de bosque del transecto Caribe Villa Mills en Costa Rica, en esta realiza una identificación de tipos de bosque a partir de agrupación de parcelas, y emplea en su modelación la técnica de Ordenación Aditiva Restringida (CAO), la técnica de Ordenación Restringida Cuadrática (CQO), llamada Ordenación Canónica Gaussiana (CGO), para modelar abundancias con escenarios A1B (escenario con utilización equilibrada de fuentes fósiles). Como resultado principal la modelación indicó que algunas de las especies evaluadas tienden a modificar su distribución en el gradiente altitudinal ascendiendo en altitud y otras tienden a disminuir su rango inferior de distribución altitudinal, esta modelación se desarrolló para los escenarios 2050 y 2080.

MARCO TEORICO

Los bosques tropicales son altamente complejos y albergan gran diversidad de especies de fauna y flora. Valencia *et al.* (1994) mencionan que los bosques tropicales tienen la diversidad alfa de especies forestales más alta en relación a los demás tipos de bosques existentes a nivel mundial. Duivenvoorden (1994), menciona que la variación en la diversidad alfa puede obedecer a actores fisiográficos del sitio a gradientes topográficos y a la variación en la precipitación.

Estructura, composición, riqueza y diversidad florística de los bosques tropicales

Delgado *et al.* (1997), mencionan que el análisis de estructura, composición, riqueza y diversidad, indican el estado en el que se encuentra la comunidad. En el plano horizontal, utiliza las variables de diámetro a la altura del pecho y área basal.

La estructura vertical, se determina por la distribución de los individuos en el perfil. Louman *et al.* (2001) y Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), analizaron la estructura de la vegetación en las parcelas, con base en los valores relativos del área basal, densidad y frecuencia de las especies, integrando dichos valores relativos mediante el valor de importancia relativa. La riqueza de especies, es uno de los parámetros para el

estudio de las comunidades (Halfter & Moreno 2005). Es el número de especies existentes en un área determinada (Louman *et al.* 2001). La riqueza es una forma de medir la biodiversidad puesto que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno 2001).

La diversidad, es el número de especies en relación a la abundancia de la población de cada especie (Louman *et al.* 2001). La diversidad de un sitio comúnmente se define a través del índice de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver 1949, Mostacedo & Fredericksen 2000). El índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla 2006). Este índice constituye una medida del grado de incertidumbre asociada a la selección aleatoria de un individuo en una comunidad (Pla & Matteucci 2001). El índice Simpson (D) expresa la probabilidad de que dos individuos tomados al azar pertenezcan a la misma especie y es influenciado por la dominancia de las especies comunes (Bravo-Nuñez 1991).

Cambio climático en ecosistemas forestales de montaña

Los ecosistemas de montaña son clasificados como altamente vulnerables a los impactos del cambio climático (IPCC, 2007a), debido al origen y disposición espacial real de la mayoría de los taxones y las adaptaciones morfológicas y fisiológicas de las especies que evolucionaron para permitirles vivir en un ambiente de estrés límite. Muchas de estas adaptaciones dependen en gran medida de las condiciones climáticas, el nivel de CO₂ en la atmósfera y la radiación. En general el cambio climático puede perturbar y alterar estos procesos, Ramírez (2007), menciona que existen muchos factores abióticos que afectan la distribución de los organismos, entre los cuales se encuentran la temperatura, la precipitación, la luz y la humedad, obligando a las especies a buscar condiciones de hábitat adecuadas para su desarrollo. La combinación de un ecosistema de alta montaña, catalogado como frágil y el cambio climático, afecta de manera importante sobre la dinámica del sistema local. (Jansky *et al.* 2002).

Cuesta *et al.* (2008), evidencia que en sus resultados que los efectos del cambio climático sobre la biota andina serían extremadamente severos. En general, existe una disminución de los nichos climáticos de las especies que varía entre el 28% para plantas y el 18% para las aves en el escenario B2 para el período 2050 a 36% y 27% respectivamente en el escenario A2 para el período 2080. Un patrón importante es que la mayoría de las especies que sufrirían considerables pérdidas son en su mayoría especies climáticamente marginales restringidas a los páramos o a los valles xerofíticos de la región.

Vulnerabilidad de las especies indicadoras

Una especie indicadora es aquella cuya presencia, ausencia o abundancia se encuentra altamente relacionada a condiciones ambientales particulares (Patton 1987). Las especies indicadoras, son propias de este tipo de ecosistemas y pueden señalar un cambio en la condición biológica del mismo, o pueden reflejar un conjunto único de características ambientales o cualidades como un microclima único, que se encuentran en un lugar específico (Isasi *et al.* 2011).

Las especies con capacidad de respuesta limitada para adaptarse y responder serán más vulnerables frente al cambio climático (McKinney 1997). También depende de su capacidad para mantener poblaciones en su área de distribución actual a pesar de los cambios en el clima y el potencial para colonizar nuevas zonas actualmente deshabitadas en proceso de migración (Bellard *et al.* 2012). Las especies con mayor capacidad de persistencia serán aquellas que tengan amplios rangos de tolerancia climática y plasticidad para adecuar sus preferencias a las nuevas condiciones climáticas en las localidades habitadas, cuando las condiciones ambientales superan la tolerancia las especies pueden modificar su fenología, preferencias o hábitat (Parmesan 2006, Cleland *et al.* 2012 en: Arribas *et al.* 2012)

La migración es la respuesta inmediata cuando el cambio no favorece el mantenimiento de una especie en un lugar y la capacidad de la especie para desplazarse y colonizar estas nuevas áreas habitables (Warren *et al.* 2001, Parmesan 2006, Wilson *et al.* 2005, Thomas *et al.* 2004). Muchos sistemas como los páramos, podrían sufrir serios procesos de contracción y aislamiento lo que induciría altas tasas de extinción de especies y pérdida de diversidad en general (Thuiller *et al.* 2005).

Modelación de la distribución de especies ante cambio climático

Los modelos de distribución de especies pueden generarse con cualquier clasificador estadístico apropiado para el tipo de variable modelizada, dicotómica si tenemos datos de presencia/ausencia y continúa si son datos de abundancia (Guisan & Thuiller 2005, Elith & Leathwick 2009). Las predicciones derivadas de los modelos de distribución son de gran utilidad para adaptar los planes de conservación de las especies a un contexto de cambio climático (Thomas *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005, Thomas *et al.* 2011). Los modelos de distribución de especies pueden evaluar la efectividad de las redes actuales de espacios protegidos en la representación actual y futura de la biodiversidad (Araujo *et al.* 2004), adaptando así sus planes de gestión, e identificar regiones naturales actualmente sin protección que podrían jugar un papel relevante en la conservación futura de esa diversidad (Arribas *et al.* 2012).

Modelo CAO (Ordenación restringida aditiva)

Los modelos CAO (siglas en inglés) son de Ordenación Aditiva Restringida, los cuales permiten establecer curvas de respuesta de distribución de especies tal como realmente son frente a gradientes dominantes y no como curvas de respuesta simétricas y unimodales (Yee 2006).

Los modelos de la CAO generalizan a un número muy pequeño, las variables latentes y no permiten hacer suposiciones por análisis de correspondencia canónica. El CAO es una generalización de la ordenación cuadrática restringida (CQO, anteriormente llamado Gauss ordenación canónica o CGO). En este las curvas simétricas en forma de campana de las variables de respuesta son reemplazadas por curvas suavizadas. Esta técnica de ordenación se basa en el ajuste de modelos aditivos generalizados (GAM), a variables respuesta (especies) contra un pequeño número de variables latentes, y donde cada variable latente es una combinación lineal de las variables predictivas (Yee 2006).

Escenarios climáticos: Trayectorias de concentración representativas (RCP)

Según IPCC (2013), se han empleado un nuevo conjunto de escenarios, que son los llamados RCP o trayectorias de concentración representativa, realizadas en el marco de la quinta fase del Proyecto de comparación de modelos acoplados (CMIP5) del Programa Mundial de Investigaciones Climáticas. En las

RCP las concentraciones atmosféricas de CO₂ son más elevadas en 2100 con referencia a las actuales (1.46 W/ m² y 365 ppm para el año 1998) que representa 60% del total de los cambios en las concentraciones de todos los gases de efecto invernadero, muy resistentes, mezclados de manera homogénea en todo el planeta (Albritton & Meira 2001), pues el nivel más bajo de forzamiento radiactivo es de 2.6 W/ m² y 8-9 W/m² es el nivel más alto. Estas son resultado de un aumento de las emisiones de CO₂ acumuladas en la atmósfera durante el siglo XXI (FIC 2013, IPCC 2013).

Según Armenta *et al.* (2014), el forzamiento radiativo es un cambio impuesto en el balance radiativo de la tierra. Es cualquier cambio en la radiación (calor) entrante o saliente de un sistema climático. Un forzante positivo >0 tiende a calentar el sistema (más energía recibida que emitida), mientras que uno negativo <0 lo enfría (más energía perdida que recibida). Puede deberse a cambios en la radiación solar incidente, a incrementos en la concentración de especies activas radiativas como gases efecto invernadero y aerosoles, o a cambios en las propiedades reflectivas superficiales del planeta.

El RCP 2.6, es considerado el escenario optimista que considera una reducción sustancial de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) pronto y a lo largo del tiempo con acciones de mitigación agresivas. El escenario RCP 8.5 es llamado escenario pesimista, el cual considera un incremento de emisiones de GEI a lo largo del tiempo, es decir sin acciones de mitigación, manteniendo el ritmo de emisiones actual. Los escenarios RCP4.5 y RCP 6.0 Son escenarios intermedios. (IPCC 2013)

El RCP 2.6, es el escenario mas favorable en proyecciones, para el periodo de 2046-2065, puede cumplir el objetivo de mantener la temperatura media global en superficie en el límite de 2°C (rango probable de 0.4-1.6°C) (Fundación biodiversidad 2013). En cuanto al forzamiento radiativo, se alcanza un pico de 3 W/m² antes de 2100 para luego de este año descender hasta los 2.6 W/m² (Van Vuuren *et al.* 2011). Como cambios en el nivel medio global del mar se prevé un rango probable de 0.17-0.31 metros, un calentamiento del océano en los primeros 100 metros de profundidad en 0.6°C. En cuanto a las concentraciones definidas de CO₂ para este escenario se proyectan 421 ppm. El rango de disminuciones de hielo marino Ártico durante todo el año es de 43%. El volumen global de glaciares es de disminución del 15 al 55%. La precipitación

tiende a reducirse y la emisión de combustibles fósiles es la más baja con respecto a los otros RCP (Fundación biodiversidad 2013). El calentamiento del océano en los primeros 100 m de profundidad será de aproximadamente entre 0,6 °C (IPCC 2013).

El RCP 4.5, es un escenario intermedio, en el cual se estabiliza sin sobrepasar el nivel de 4.5 W/m². En cuanto a las concentraciones definidas de CO₂ para este escenario se proyectan unos 650 ppm, en el 2100 (Thompson *et al.* 2011, Alban 2015).

El RCP 6.0 es otro escenario intermedio que se estabiliza sin sobrepasar el nivel de 6.0 W/m². En cuanto a las concentraciones definidas de CO₂ para este escenario se proyectan unos 850 ppm en el 2100 (Fujino *et al.* 2006, Alban 2015).

El RCP 8.5, es el escenario extremo opuesto, considera un incremento muy alto de las emisiones. Alcanza 8.5 W/m². En cuanto a las concentraciones definidas de CO₂ para este escenario se proyectan unos 1370 ppm en 2100 y no se estabilizan los niveles hasta el 2050 (Riahi *et al.* 2006).

En la tabla 1, se presenta un resumen de las condiciones en cada uno de los aspectos mencionados para los cuatro escenarios RCP, según IPCC (2013).

Tabla 1. Valores de referencia para los cuatro escenarios RCP periodo 2046-2065

Escenario	Forzamiento Radiativo W/m ²	Tendencia FR 2100	CO ₂ hasta año 2100 (ppm)	Cambio T°C superficial Media	Rango Probable T°C	Océano	Nivel del Mar (m)	Precipitación media global (porcentaje de aumento)
RCP2.6	2.6	Decreciente	421	1	0.4-1.6	Se calentará	0.24	Variable por sector entre 0,5% al 4% oC-1.
RCP4.5	4.5	Estable	538	1.4	0.9-2.0	Se calentará	0.26	Variable por sector entre 1% al 3% oC-1.
RCP6.0	6.0	Creciente	670	1.3	0.8-1.8	Se calentará	0.25	Variable por sector entre 1% al 3% oC-1.
RCP8.5	8.5	Creciente	936	2.0	1.4-2.6	Se calentará	0.29	Variable por sector entre 1% al 3% oC-1.

Fuente: IPCC 2013

Según IPCC (2013), el cambio climático se manifiesta principalmente en 5 aspectos:

Cambios en la temperatura promedio global: Elevación de la temperatura global

Cambios en los patrones de precipitación global: Cambios en la distribución, intensidad y duración. Es importante mencionar que la estimación de patrones de precipitaciones como resultados de los modelos siguen siendo menos buenos en referencia a la temperatura en superficie, la precipitación no tiene una

correcta simulación y la evaluación sigue siendo difícil a causa de las incertidumbres de las observaciones, el rango estimado varía de -50 a 50 % para toda la superficie terrestre y depende de la zona. América Latina y el Caribe se ven afectada por diversos fenómenos climáticos que incluyen la zona de convergencia intertropical, el sistema monzónico de América del Norte y del Sur, el fenómeno de El Niño (IPCC 2013)

Cambios en los océanos: acidificación, migración y extinción de especies, cambios en los potenciales de captura de las pesquerías. El océano se calentará en todos los escenarios. Nivel medio del mar: Se incrementará durante el siglo XXI por el calentamiento de los océanos y la pérdida de masa glacial y manto de hielo. (IPCC 2013)

Derretimiento de glaciares- Criosfera: Disminución de la superficie glacial y de casquetes polares. La extensión y espesor del hielo ártico disminuirán lo largo del siglo XXI. (IPCC 2013)

Incremento del riesgo de ocurrencia de eventos extremos: Lluvias, sequías, tormentas tropicales, deslizamientos de terrenos, etc. (IPCC 2013)

- **Modelos GCM**

NorESM1-M: Es la versión noruega realizado por el Centro Noruego. Simula una transmisión de calor oceánico hacia el norte de 0,6 PW en el ecuador, en contraste con un transporte de calor en base a estimaciones basadas en la observación. Sobreestima la evaporación oceánica alrededor de 4 % y el flujo de vapor de agua del océano a la tierra de alrededor del 8 %. (Bentsen *et al.* 2013)

GFDL-ESM2G¹ : Es el modelo del Geophysical Fluid Dynamics Laboratory. Se basa en un modelo de circulación atmosférica, junto con un modelo de circulación oceánica, con representaciones de la tierra, el hielo marino y la dinámica del iceberg. Incorporan biogeoquímica interactiva, incluyendo el ciclo del carbono, es un modelo isopícnico desarrollado de forma independiente utilizando la Dinámica Generalizada de la capa base del Océano (ORO) (GFDL 2015).

¹ <http://www.gfdl.noaa.gov>

MPI-ESM-LR² Es del Instituto Max Planck de Meteorología (MPI-M). Permite el estudio de evaluaciones del cambio climático en el ciclo del carbono en sí. La representación de la transferencia de radiación de onda corta, la representación de la atmósfera media, la superficie de la tierra con dinámica de la vegetación interactiva y los albedos de la superficie han sido mejorados. (Max-Planck-Institut für Meteorologie, 2015)

Cambio climático y áreas protegidas

Mansourian *et al.* (2009), mencionan que las áreas protegidas han sido consideradas como instrumento de la biodiversidad. El impacto del cambio climático le da una función de instrumento de adaptación, proporciona refugio de especies y corredores de migración, además reduce la vulnerabilidad frente a inundaciones, sequías, y otros desastres ocasionados por el clima; las áreas protegidas permiten a las economías adaptarse al cambio climático. Son un elemento eficaz para la protección de especies contra el riesgo de extinción y las amenazas de origen humano y contribuyen a la conservación de la biodiversidad. Ante un clima cambiante, las áreas protegidas cobrarán una importancia mayor como zonas seguras que ofrecen biodiversidad, hábitats de buena calidad y menos vulnerables a las condiciones climáticas extremas. También constituirán refugios para las especies amenazadas y como reservorio de genes. El diseño y la planificación de áreas protegidas contribuyen con la resiliencia climática y la libertad de movimiento de las especies. Se deberán incorporar zonas de conexiones, corredores, para facilitar el movimiento de especies a través del paisaje.

² <http://www.mpimet.mpg.de/en/science/models/mpi-esm.html>

IV. CAPITULO I: Artículo de investigación

CARACTERIZACIÓN DE TIPOS DE BOSQUES EN AREAS PROTEGIDAS MUNICIPALES Y REGIONALES DE RISARALDA-COLOMBIA

CHARACTERIZATION OF TYPES OF FORESTS IN MUNICIPAL AND REGIONAL PROTECTED AREAS OF RISARALDA-COLOMBIA

Diana Carolina Lara Ballesteros³, Victor Manuel Nieto⁴, Richard Alfonso Gutiérrez⁵

RESUMEN

Conocer los bosques en las áreas protegidas es una herramienta clave para determinar su vulnerabilidad al cambio climático, problemática que ha hecho que se concentren la mayor parte de los esfuerzos para su protección a nivel mundial. En este contexto, para el presente trabajo, se midieron 20 parcelas de 0.25 Ha, distribuidas en el gradiente altitudinal de 1700- 3500 metros de altitud, que fueron agrupadas por similitud para realizar análisis de estructura, diversidad, riqueza, caracterización climática y determinación de especies indicadoras. Se encontraron 2103 árboles, 345 palmas, 257 helechos, 76 familias, 136 géneros y 248 especies. Se evidenció la existencia de tres tipos de bosques estadísticamente diferenciables. El **Bosque I** agrupa 7 parcelas con 41 familias, el **Bosque II** agrupa 7 parcelas con 26 familias y el **Bosque III** agrupa 8 parcelas con 51 familias. El bosque tipo I y II se ubican en el Parque Regional Natural de Ucumarí, son bosques con poca intervención y el bosque tipo II en el Parque Municipal de Campo Alegre a mayor altitud, presentando mayor grado de intervención. Las familias más representativas encontradas fueron Rubiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Arecaceae, Araliaceae, Moraceae, entre otras.

³ Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas. Estudiante de Maestría en Manejo uso y conservación del bosque. Bogotá, Colombia. carito3399@gmail.com Autor para correspondencia.

⁴ Corporación Nacional de investigación y fomento forestal CONIF. victornieto@gmail.com

⁵ Universidad Sergio Arboleda. Estudiante de Maestría en Gestión de la información y tecnologías Geoespaciales en icg.rgutierrez@gmail.com

Palabras clave: Cambio climático, Campo Alegre, Ucumarí, especies indicadoras, bosques andinos.

ABSTRAC

Knowing forests in protected areas is a key tool to determine their vulnerability to climate change, a problem that has concentrated most of the efforts for their protection worldwide. In this context, 20 plots of 0.25 Ha, distributed in the altitudinal gradient of 1700-3500 meters, were grouped by similarity to perform analysis of structure, diversity, richness, climatic characterization and determination of Species. There were 2103 trees, 345 palms, 257 ferns, 76 families, 136 genera and 248 species. It was evidenced the existence of three statistically differentiable forest types. The forest I has 7 plots with 41 families, Forest II has 7 plots with 26 families and Forest III has 8 plots with 51 families. The forest type I and II are located in the Regional Natural Park of Ucumarí, are forests with little intervention and the forest type II in the Municipal Park of Campo Alegre at higher altitude, presenting a higher degree of intervention. The most representative families were Rubiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Arecaceae, Araliaceae, Moraceae, among others.

Key words: Climate change, Campo Alegre, Ucumarí, Indicator species, Andean forests

INTRODUCCIÓN

Para formular estrategias de manejo de bosques de las áreas protegidas, es necesario en primera medida conocer las especies que los componen. La caracterización florística, una herramienta que permite determinar la composición, diversidad, riqueza y distribución en un área determinada (Gentry 1992). Mediante esta caracterización, es posible determinar la relación que existe entre las especies evidenciadas y la variabilidad climática que estos presentan, pues este factor hace que los bosques puedan ser extremadamente sensibles a cambios en el clima (Bush *et al.* 2011).

Una forma de conocer esta sensibilidad de los bosques a los cambios en el clima, es identificando las especies forestales que son indicadoras de los mismos. Pues su comportamiento frente a su distribución, abundancia, presencia o ausencia puede ser clave para determinar a futuro estrategias de gestión (Scheldeman 2010).

Por las consideraciones anteriores, el presente proyecto se plantea en los bosques Andinos del Parque Municipal Natural de Campo Alegre y del Parque Regional Natural de Ucumarí, ubicados en los municipios de Santa Rosa de Cabal y Pereira, que hacen parte del SIRAP y que son áreas representativas para el departamento de Risaralda- Colombia, pues sobre estos parques existe un interés de la Corporación Autónoma Regional de Risaralda (CARDER) en la evaluación de la efectividad de las estrategias de manejo y gestión ante un posible panorama de cambio climático y sus efectos sobre los bosques de las mismas. Estas áreas protegidas se han creado en función de especies amenazadas, ecosistemas fragmentados y amenazas a la biodiversidad diferentes a cambio climático.

Teniendo en cuenta que el cambio climático posiblemente afectará la distribución de especies los objetivos de la presente investigación son i) Identificar los tipos de bosques más representativos en el área de estudio con base en su estructura, composición florística diversidad, riqueza; ii) Caracterizar climáticamente los tipos de bosques identificados; iii) Determinar sus especies indicadoras Esta determinación, permitirá que a futuro se formulen estrategias efectivas de manejo y gestión sostenible de áreas protegidas para evitar la desaparición de especies forestales relevantes para el ecosistema. La

información generada, será una herramienta que permitirá a la entidad competente, la toma de decisiones de manejo

MATERIALES Y MÉTODOS

AREA DE ESTUDIO

El presente estudio se desarrolló en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Los Nevados, que comprende el Parque Municipal Natural de Campo Alegre con un área total de 20428,66 ha y se ubica en la vertiente occidental de la Cordillera Central entre los 1800 y 3600 metros de altitud, presenta dos períodos lluviosos al año (CARDER 2004 a) y el Parque regional Natural Ucumarí que está localizado, en el municipio de Pereira, tiene un área total de 39885,36 ha y se ubica en la vertiente occidental de la Cordillera Central entre los 1850 y 2600 metros de altitud (CARDER 2004 b). Ambos localizados en el Departamento de Risaralda, jurisdicción de los municipios de Santa Rosa de Cabal y Pereira, administrados por la Corporación Autónoma Regional de Risaralda CARDER. Presentan bosques típicos altos andinos de la cordillera central, con zonas de vida de bosque muy húmedo montano bajo y bosque muy húmedo premontano principalmente. (Figura 1)

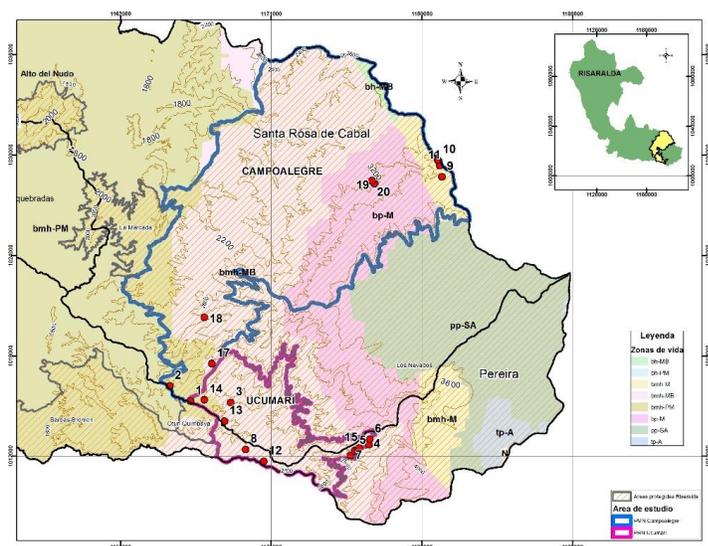


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio; zonas de vida; límites altitudinales y ubicación de las 20 parcelas de muestreo. Límite azul área del Parque Municipal Natural de Campo Alegre, límite rosa área del Parque Regional Natural de Ucumarí, zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Los Nevados.

Selección de sitios y muestreo de la vegetación

El muestreo de la vegetación se realizó a través del establecimiento de 20 parcelas en los parches de bosque denso alto de tierra firme identificados para las dos áreas protegidas, de la siguiente manera: i) 1700 a 2000 metros de altitud (3 parcelas); ii) 2000 a 2500 metros de altitud (7 parcelas); iii) 2500 a 3000 m de altitud (5 parcelas); iv) 3000-3500 metros de altitud (5 parcelas). El tamaño de las parcelas fue de 50m x 50m (0.25 ha) de acuerdo a la metodología empleada para estudios florísticos similares según lo recomendado por Chain *et al.* (2012), Sesnie *et al.* (2009), y Murrieta *et al.* (2007). Cada parcela se instaló y delimitó con ayuda de equipos GPS GARMIN 62CS, Hipsómetro Vertex IV y de brújula magnética. En cada parcela se realizó el muestreo y la medición de todos los individuos de fustales, palmas y helechos con un DAP mayor a 10 cm. Se consideraron únicamente individuos vivos cuya identificación se realizó preliminarmente en campo y se afianzó en el herbario del Jardín Botánico de la Universidad Tecnológica de Pereira UTP.

- **Zonas de vida según Holdridge**

En cuanto a la clasificación de zonas de vida según Holdridge para la zona de estudio, se evidencia lo relacionado en la tabla 2. Como se observa el Parque municipal natural de Campo Alegre, presenta seis zonas de vida que se diferencian por la altitud y la marcada precipitación y temperatura. La zona de vida predominante es el bosque muy húmedo montano bajo con un 60.11% del total del área de parque, le sigue el bosque pluvial montano con 23.25%.

El parque regional natural de Ucumarí presenta tres zonas de vida. El bosque muy húmedo montano bajo es la más representativa con un 96.07% del total del área del parque.

Tabla 2. Caracterización de Zonas de vida, temperatura °C y precipitación (mm) presentes en los parques de Campo Alegre y Ucumarí.

Parque	Categoría	Criterios	Área total parque (ha)	Símbolo	Precipitación (mm)	Temperatura °C	Altitud (m)	Zona de Vida Holdridge	Área (ha)	%Área
Campo alegre	Parque Municipal Natural	SA-Servicios Ambientales	20.428,67	bmh-PM	2000 a 4000	18 a 24	1000-2000	BOSQUE MUY HUMEDO PREMONTANO	2.196,94	10,75
				bmh-M	1000 a 2000	6 a 12	2500-3000	BOSQUE MUY HUMEDO MONTANO	911,81	4,46
				bh-MB	1000 a 2000	12 a 18	2000-2500	BOSQUE HUMEDO MONTANO BAJO	225,06	1,10
				pp-SA	>1000	3 a 6	3000-3500	PARAMO PLUVIAL SUBALPINO	64,75	0,32
				bmh-MB	2000 a 400	12 a 18	2000-2500	BOSQUE MUY HUMEDO MONTANO BAJO	12.279,44	60,11
				bp-M	> 2000	6 a 12	2500-3000	BOSQUE PLUVIAL MONTANO	4.750,66	23,25
TOTAL									20.428,67	100,00
Ucumarí	Parque Regional Natural	B-Biodiversidad	3.985,37	bmh-PM	2000 a 4000	18 a 24	1000-2000	BOSQUE MUY HUMEDO PREMONTANO	156,61	3,93
				bmh-MB	2000 a 400	12 a 18	2000-2500	BOSQUE MUY HUMEDO MONTANO BAJO	3.828,71	96,07
				bp-M	> 2000	6 a 12	2500-3000	BOSQUE PLUVIAL MONTANO	0,05	0,00
TOTAL									3.985,37	100

Variables bio climáticas

Las 19 variables bioclimáticas actuales periodo de 1950-2000 y futuras año 2050 para el escenario RCP2.6 de los modelos seleccionados NorESM1-M, MPI-ESM-LR, GFDL-ESM2G, se obtuvieron de los datos climáticos para Colombia descargados de la página de internet <http://www.worldclim.org>, en formato raster de extensión (grd) o ASCII, los cuales fueron seleccionados por i) presentar cobertura mundial y permitir comparaciones y extrapolaciones con otros trabajos realizados en otros lugares del

planeta; ii) Ser un recurso libre y gratuito; iii) Sus 19 variables tienen un sentido biológico como factores limitantes a la hora de explicar los patrones de diversidad de los organismos (Tabla 3); iv) su resolución de 30'' (equivalente a ~1 km² en el ecuador) (Hijmans *et al.* 2005), la cual es coherente con la escala del estudio; v) Tener variables con una influencia directa sobre la distribución de la especie forestal ya que no solo reflejan precipitación y temperatura, sino que también reflejan sus variaciones a lo largo del año (Elith, 2009, Austin 2007). En la tabla 3, se presenta el listado de dichas variables. A cada parcela de muestreo se le asignaron los valores de las variables climáticas con las coordenadas centrales de la parcela. El manejo de las capas de información climática se realizó a través del programa ArcGis 10.3.

Tabla 3. 19 Variables Bioclimáticas de Wordclim

VARIABLE	SIGNIFICADO
B1	Temperatura media anual
B2	Rango medio diario (media mensual (t° máx. - t° min.))
B3	Isotermalidad (B2/B7) (* 100)
B4	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)
B5	Temperatura máxima del mes más cálido
B6	Temperatura mínima del mes más frío
B7	Rango de Temperatura Anual (B5 - B6)
B8	Temperatura media del mes más húmedo
B9	Temperatura media del mes más seco
B10	Temperatura media del trimestre más cálido
B11	Temperatura media del trimestre más frío
B12	Precipitación anual
B13	Precipitación del mes más húmedo
B14	Precipitación del mes más seco
B15	Precipitación estacional (Coeficiente de variación)
B16	Precipitación del trimestre más húmedo
B17	Precipitación del trimestre más seco
B18	Precipitación del trimestre más cálido
B19	Precipitación del trimestre más frío

Fuente: Scheldeman *et al.* 2010

En la tabla 4, se presentan los valores promedio para las variables bioclimáticas B1 y B12 para las condiciones actuales y para los tres modelos seleccionados de la ruta representativa RCP2.6 para las 20 parcelas establecidas. Como se observa el modelo NorESM1-M, predice en general temperaturas más bajas que las señaladas en los otros dos modelos, el modelo MPI-ESM-LR es el que predice las precipitaciones más bajas de los tres modelos. El modelo GFDL-ESM2G predice las precipitaciones más altas de los tres modelos seleccionados.

Tabla 4. Promedios de variables Temperatura media anual (B1) y Precipitación anual (B12) para las 20 parcelas establecidas

	Escenario actual 1950-2000		NorESM1-M		MPI-ESM-LR		GFDL-ESM2G	
Variable	B1 Temperatura media anual °C	B12 Precipitación anual (mm)						
PROMEDIO	13,55	2240,1	9,025	2633,25	15,3	2318,85	14,865	3294,5

ANÁLISIS DE DATOS

Análisis de conglomerados para identificación de tipos de bosque (agrupamiento de parcelas)

Se emplearon los datos de las 20 parcelas medidas. Estas se ordenaron según su similitud por el índice de valor de importancia (IVI) (Lamprecht 1990), en un **análisis de conglomerados** (clúster) con el fin de agruparlas en tipos o grupos de bosque. Para ello, se creó una matriz de especies y parcelas, con 20 registros (uno por parcela) y 249 columnas (una por especie). En las parcelas donde se presenta la especie se registró el valor del IVI calculado y en la ausencia de la especie se registró un valor de cero. El análisis conglomerado (clúster) se realizó con el programa R librería Vegan, utilizando el método de distancia Bray-curtis, y método de agrupación Ward D2. (Veintimilla 2013a)

Análisis de similitudes

Se realizó el análisis de similitudes el cual proporciona una forma de probar estadísticamente si hay una diferencia significativa entre dos o más grupos de unidades de muestreo (Clarke 1993). Para este análisis se utilizó como medida de disimilitud Bray-Curtis y un total de 999 permutaciones, con la matriz de IVI calculado.

Análisis y selección de especies indicadoras

Este análisis afirma la tendencia de las agrupaciones mediante la caracterización específica de los grupos, otorgando valores indicadores para cada especie en cada grupo (McCune & Mefford, 1999), pues identifica cuáles especies aportan a la diferenciación de los tipos de bosque encontrados y permite nombrarlos a partir de ellas. Este proceso, se realizó mediante el programa estadístico R (Librerías Vegan y Indicspecies)

empleando la matriz de abundancia para las 20 parcelas y los tres tipos de bosque o grupos identificados en el análisis de conglomerados (Cáceres & Legendre 2009). Adicional a ello para las especies con mayor significancia, a través de la librería Indicspecies, se realizó también un análisis de especificidad (A) que es la probabilidad de encontrar la especie solo en ese tipo de bosque y sensibilidad (B) que es la probabilidad que la especie se encuentre en todas las parcelas. Los resultados de estos análisis son producto de la interpretación de los valores obtenidos de (A) y (B), si el valor es cercano a 1 la especie es específica de ese tipo de bosque y se encuentra en todas las parcelas (Cáceres & Legendre 2009).

Interrelación parcela –especie

La evaluación de las interrelaciones existentes entre las parcelas de muestreo y las especies más importantes se estableció mediante el método de ordenación NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling). Este análisis genera un gráfico que evidencia la agrupación de las parcelas similares y a su vez muestra las especies de mayor relevancia dentro de las mismas. Este proceso se realizó empleando las librerías Vegan y MASS del programa estadístico R y se apoyó en coeficientes de correlación de Pearson (Abdi 2007)

Estructura, composición florística y diversidad taxonómica de los tipos de bosques identificados

Para los tipos de bosques identificados, se realizaron análisis de composición, estructura y diversidad de especies. Para cada una de las parcelas, se realizó el cálculo de los parámetros estructurales de abundancia, área basal y distribución por clase diamétrica. Para determinar las clases diamétricas, se utilizó la fórmula de Sturges de forma equidistante. Adicionalmente se calculó la riqueza y los índices de Shannon-Winner (Heterogeneidad del bosque) y Simpson (dominancia de especies). Se realizó una prueba LSD de Fisher para las tres variables determinadas anteriormente, mediante la librería Agricolae del programa estadístico R. (Abdi 2007). La comparación de los tipos de bosque se realizó mediante un análisis de varianza univariado (ANOVA), en el cual se probaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza.

También se realizó una prueba Tukey para comparar con los resultados de ANOVA. Lo anterior se realizó con las librerías `gmodels`, `multcomp` y `car` del programa estadístico R (Sáenz 2012).

Caracterización climática de los tipos de bosques identificados

Para realizar la caracterización climática de las parcelas, se generó un “shape file” de georreferenciación de las 20 parcelas y se extrajeron las variables climáticas del periodo actual 1950-2000 de la base de datos mundial de Worldclim que contiene los datos de los promedios de precipitación y temperatura mensual provenientes de estaciones meteorológicas a nivel mundial (Hijmans *et al.* 2005).

Para analizar las variables ambientales, se realizó un cuadro con estadísticos descriptivos (media, rango y desviación) para cada una de las variables climáticas. También se calcularon valores de correlación de Pearson entre las variables climáticas, para observar su comportamiento. Posteriormente, se hizo un análisis de componentes principales cuyo objetivo fue identificar las variables climáticas de mayor aporte (valores negativos y positivos) seleccionando las que expliquen los datos de mejor manera dentro del modelo. Lo anterior se realizó mediante el programa R mediante la librería `ggplot` (R 2008). Para analizar la interacción de las variables bioclimáticas, se realizó el análisis de componentes principales (Balzarini *et al.* 2008), útil para la determinación de las variables latentes.

Por último, se determinó la variación de la composición florística con relación a los factores ambientales y la distancia geográfica, según la metodología definida por Veintimilla (2013 a). Este análisis se realizó mediante partición de varianza VARPART, con el fin de descomponer la variación encontrada en la composición de especies en función de las variables ambientales y espaciales. Se realizó empleando la librería `VEGAN` del software libre R. (R 2008)

Se crearon cuatro matrices, la primera de composición florística que está compuesta por los valores de abundancia de cada una de las especies. Esta matriz se realizó la transformación de Hellinger. La segunda permitió la transformación de las coordenadas geográficas a una matriz de distancia geográfica entre parcelas mediante el análisis de coordenadas principales de matrices vecinas (PCNM). La tercera generó

una matriz con los valores estandarizados de las variables climáticas. La cuarta generó una matriz con los valores estandarizados de la altitud de cada parcela. Para encontrar la significancia de cada una de las partes se realizó un análisis de redundancia canónica (RDA).

RESULTADOS

Para las 20 parcelas de muestreo de 0,25 ha (5 ha en total), se midieron 2705 individuos con DAP mayor a 10 cm, correspondientes a 2103 árboles, 345 palmas, 257 helechos; distribuidas en 76 familias, 136 géneros y 248 especies. Las familias más representativas que agrupan la mayor cantidad de especies son Rubiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Arecaceae, Araliaceae, Moraceae, entre otras.

Identificación y caracterización de los tipos de bosque

El análisis de conglomerados (figura 2) agrupa por similitud las parcelas en tres tipos de bosques, la validación se realizó mediante el análisis de especies indicadoras. Se observa el número de especies por parcela y por tipo de bosques. De las 20 parcelas, el tipo de bosque I agrupa 7 parcelas con 41 familias, las parcelas con mayor número de especies son la 2 y la 5 con 39 y 40 especies respectivamente. El tipo de bosque II agrupa 26 familias, en 5 parcelas, la parcela 20 predomina sobre las demás con 24 especies. El tipo de bosque III, agrupa 51 familias en 8 parcelas, predominando la parcela 9 con una riqueza mayor a 60 especies, le siguen las parcelas 13 y 14 con 53 y 47 especies respectivamente. El análisis de similitudes ANOSIM, indicó que los grupos formados son estadísticamente diferenciables en cuanto a la composición de especies ($p=0,001$).

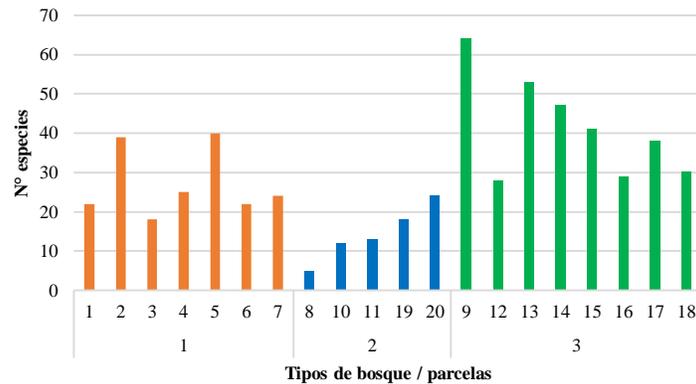


Figura 2. Ordenación de grupos basados en la composición florística de las 20 parcelas de 0.25 ha establecidas en los parques Campo Alegre y Ucumarí en Risaralda – Colombia. (Análisis de conglomerados método de distancia Bray-curtis, y método de agrupación Ward D2).

En la tabla 5, se presentan las diez especies de mayor importancia ecológica de acuerdo al IVI para cada tipo de bosque (Alvis 2009). Para el tipo de bosque I, las especies con mayor IVI fueron *Saurauia cuatrecasana* R.E. Schultes, *Cordia cilindrostachya* (R. & P.) R. & S, *Alnus jorullensis* Humboldt, Bonpland & Kunth, *Ficus velutina* Willd. Para el Bosque Tipo II, se destacan *Weinmannia mariquitae* Szyszy, *Miconia bracteolata* (Bonpl.) DC, *Brunellia goudotii*. Para el tipo de bosque III, *Wettinia kalbreyeri* (Burret) R. Bernal, *Chrysochlamys colombiana* (Cuatre.), *Symplocos quindiuensis*, *Cecropia telealba* Cuatrecasas.

Tabla 5. Abundancia relativa (Abrel), Dominancia relativa (Dorel), Frecuencia relativa (Frel) e Índice de Valor de Importancia (IVI) de las diez especies con el mayor peso ecológico por tipo de bosque.

Bosque Tipo I						
Coespecie	Nombre científico	Abrel	Dorel	Frel	IVI	% IVI
Saucu	<i>Saurauia cuatrecasana</i> R.E. Schultes	2,92	1,08	1,18	5,19	1,73
Corci	<i>Cordia cilindrostachya</i> (R. & P.) R. & S.	1,7	0,6	1,35	3,65	1,22
Alnjo	<i>Alnus jorullensis</i> Humboldt, Bonpland & Kunth	1,44	1,35	0,68	3,47	1,16
Ficve	<i>Ficus velutina</i> Willd.	0,22	2,82	0,34	3,38	1,13
Necli	<i>Nectandra lineatifolia</i> (R. & P.) Mez.	1,07	0,96	0,51	2,54	0,85
Helpo	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	1,18	0,84	0,51	2,53	0,84
Vernud	<i>Verbesina nudipes</i> Blake	1,29	0,41	0,51	2,21	0,74
Merqu	<i>Meriania quintuplinervis</i> Naud	1,18	0,67	0,34	2,19	0,73
Crofu	<i>Croton funkianus</i> Müll. Arg.	0,74	0,5	0,51	1,75	0,58
Weipu	<i>Weinmannia pubescens</i> Kunth	0,7	0,3	0,68	1,67	0,56
Bosque Tipo II						
Coespecie	Nombre científico	Abrel	Dorel	Frel	IVI	% IVI
Weima	<i>Weinmannia mariquitae</i> Szyszcz.	1,29	0,83	0,84	2,97	0,99
Micbr	<i>Miconia bracteolata</i> (Bonpl.) DC.	1,52	0,43	0,51	2,45	0,82
Brugo	<i>Brunellia goudotii</i>	0,48	0,88	0,34	1,7	0,57
Seser	<i>Sessea crassivenosa</i> Bitter	0,78	0,3	0,34	1,42	0,47
Ardfo	<i>Ardisia foetida</i>	0,44	0,2	0,51	1,15	0,38
Escmy	<i>Escallonia myrtilloides</i>	0,22	0,68	0,17	1,07	0,36
Hedsp	<i>Hedyosmun</i> sp.	0,22	0,17	0,51	0,9	0,3
Gaipu	<i>Gaiadendron punctatum</i> (R. & P.) G. Don.	0,07	0,59	0,17	0,83	0,28
Vacfl	<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth	0,18	0,09	0,51	0,78	0,26
Clefa	<i>Clethra fagifolia</i>	0,33	0,27	0,17	0,77	0,26
Bosque Tipo III						
Coespecie	Nombre científico	Abrel	Dorel	Frel	IVI	% IVI
Wetka	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal	10,91	6,26	1,69	18,86	6,28
Chrco	<i>Chrysochlamys colombiana</i> (Cuatre.) Cuatre.	2,74	1,46	1,86	6,06	2,02
Symqu	<i>Symplocos quindiuensis</i>	1,15	4,06	0,68	5,88	1,96
Cecte	<i>Cecropia telealba</i> Cuatrecasas	0,52	3,6	0,84	4,96	1,65
Diodi	<i>Dioicodendron dioicum</i>	1,96	2,16	0,68	4,8	1,6
Vocdu	<i>Vochysia duquei</i> Pilguer	0,33	3,02	0,51	3,86	1,29
Beito	<i>Beilschmiedia towarensis</i>	0,92	1,58	1,01	3,52	1,17
Aegno	<i>Aegiphila novogranatensis</i> Moldenke	1,29	1,18	1,01	3,49	1,16
Ladma	<i>Ladenbergia macrocarpa</i> (vahl.) Klotzsch.	1,37	1,37	0,51	3,24	1,08
Alscu	<i>Alsophila cuspidata</i>	1,4	0,95	0,68	3,03	1,01

Análisis de especies indicadoras

En la tabla 6, se presentan las especies con mayor valor indicador (P valor < 0.005) por tipo de bosque y los niveles de significancia señalados con el símbolo (*), considerándose un (*) como baja significancia y (***) como alta significancia.

Para el tipo de bosque I, según la columna A (Especificidad), las especies indicadoras más representativas son *Saurauia cuatrecasana*, *Cordia cilindrostachya* y *A. jorullensis*, pues estas solo aparecen en las parcelas que se encuentran en este tipo de bosque (A=1). Sin embargo, estas especies no aparecen en todas las parcelas del tipo de bosque I (B=0,571).

Para el tipo de bosque II, la especie indicadora más representativa es *W. mariquitae*, la cual es exclusiva este tipo de bosque (A=1) y se encuentra en todas las parcelas (B=1). Adicionalmente, se encuentran con alta significancia las especies *M. bracteolata* y *V. floribundum* que también son exclusivas para este tipo de bosque. Para el tipo de bosque III, la especie *C colombiana*, se encuentra en todas las parcelas de este tipo de bosque (B=1) y no es exclusiva del mismo, pues se puede encontrar en parcelas de otros tipos de bosque (A=0,969). También tienen alta significancia para este tipo de bosque, las especies *A. muca*, *W. kalbreyeri*, *B. towarensis*, *B. rosea* y *G kunthiana* entre otras. (Listado completo Anexo 1)

Tabla 6. Especies indicadoras por tipo de bosque identificado en el parque municipal Campo alegre y parque

Regional Ucuamarí

Bosque Tipo I						
Coespecie	Nombre científico	A (Especificidad)	B (Sensibilidad)	stat	p.value	sig
Corci	<i>Cordia cilindrostachya</i> (R. & P.) R. & S.	0,981	1	0,99	0,001	***
Saucu	<i>Saurauia cuatrecasana</i> R.E. Schultes	0,807	0,714	0,75 9	0,032	*
Alnjo	<i>Alnus jorullensis</i> Humboldt, Bonpland & Kunth	1	0,571	0,75 6	0,017	*
Bosque Tipo II						
Coespecie	Nombre científico	A (Especificidad)	B (Sensibilidad)	stat	p.value	sig
Weima	<i>Weinmannia mariquitae</i> Szyszy.	1	1	1	0,001	***

Micbr	<i>Miconia bracteolata</i> (Bonpl.) DC.	1	0,6	0,77	0,007	**
Sescr	<i>Sessea crassivenosa</i> Bitter	1	0,6	0,77	0,007	**
Bosque Tipo III						
Coespecie	Nombre científico	A (Especificidad)	B (Sensibilidad)	stat	p.value	sig
Chrco	<i>Chrysochlamys colombiana</i> (Cuatre.) Cuatre.	0,939	1	0,96	0,001	***
Wetka	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal	0,931	0,875	0,90	0,002	**
Animu	<i>Aniba muca</i>	1	0,75	0,86	0,001	***
Beito	<i>Beilschmiedia towarensis</i>	1	0,75	0,86	0,003	**
Bilro	<i>Billia rosea</i>	1	0,75	0,86	0,005	**
Guaku	<i>Guarea kunthiana</i>	1	0,625	0,79	0,006	**

Descripción de tipos de bosque según agrupación de parcelas

- Bosque Tipo 1 (Cordia/Saurauia/Alnus):** Bosque compuesto predominantemente por la abundancia de especies específicas como *C cilindrostachya* (Boraginaceae), con 45 individuos y *S. cuatrecasana* (Actinidiaceae) con 62 individuos), *A. jorullensis* (Betulaceae) con 39 individuos. Presenta una evidente predominancia de las familias Cyatheaceae (96 individuos), Melastomataceae (91 individuos), Actinidaceae (79 individuos) y Euphorbiaceae (62 individuos) entre otras. En este tipo de bosque se identificaron en total 41 familias, 69 géneros y 96 especies. Se encuentra en altitudes promedio de (1800-2500 msnm) en zonas de vida de bosque muy húmedo montano bajo.
- Bosque Tipo 2 (Weinmannia/ Miconia/ Sessea):** Bosque compuesto predominantemente por la abundancia de especies específicas como *M. bracteolata* (Melastomataceae) con 41 individuos, *W. mariquitae* (Cunoniaceae) con 35 individuos, *S. crassivenosa* (Solanaceae) con 21 individuos. Presenta una evidente predominancia de las familias Melastomataceae (89 individuos), Cunoniaceae (62 individuos), Solanaceae (33 individuos), entre otras. En este tipo de bosque se identificaron 28 familias, 37 géneros y 50 especies. Se encuentra en altitudes promedio

de 3000 -3500 msnm, en zonas de vida de bosque pluvial montano y bosque muy húmedo montano

- **Bosque Tipo 3 (Chrysochlamys, Wettinia / Aniba):** Bosque compuesto predominantemente por la abundancia de especies específicas como, *W. kalbreyeri* (277 individuos), *C. colombiana* (70 individuos), *A. muca* (31 individuos), *B tovarrensis* (25 individuos), *B rosea* (16 individuos), *G kunthiana* (13 individuos), entre otras. Se compone en su mayoría de las familias, Arecaceae (304 individuos), Lauraceae (160 individuos), Rubiaceae (153 individuos), y Cyatheaceae (139 individuos), entre otras. En este tipo de bosque se identificaron 55 familias, 100 géneros y 160 especies. Se encuentra en altitudes promedio de 2000 -2500 msnm, en zona de vida de bosque muy húmedo montano bajo, y bosque muy húmedo montano

Estructura, riqueza y diversidad para los tipos de bosque identificados

Número de individuos

De los tipos de bosque analizados, se determinó que el bosque tipo III, es el que presenta mayor número de individuos por hectárea (758 individuos), le sigue el bosque tipo I con 477 individuos y por último se encuentra el bosque tipo II con 284 individuos por hectárea. (Figura 3a)

Área basal

El tipo de bosque III, es el que presenta la mayor área basal por hectárea. Esta se encuentra alrededor de 31,95 m²/ha. Seguida por el bosque I (22.67 m²/ha) y en tercer lugar se encuentra el bosque II con 14 m²/ha. (Figura 3b)

Distribución de Clases diamétricas por número de individuos

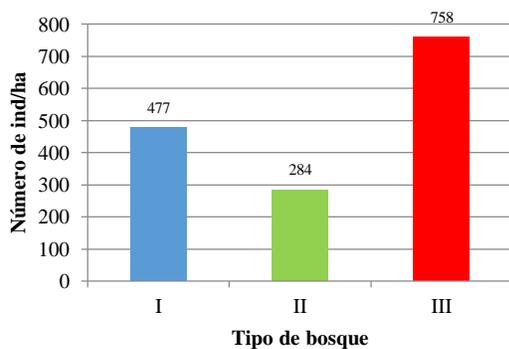
Los tres tipos de bosque analizados, concentran su mayor cantidad de individuos en la clase diamétrica I (0-20 cm). Sin embargo, el bosque tipo III presenta el mayor número de individuos con referencia a los otros tipos de bosques, en las clases diamétricas inferiores. En la clase diamétrica I, se encuentran 410

individuos, en la clase diamétrica II, se encuentran 211 individuos y en la clase diamétrica III se encuentran 68 individuos. En general se observa una distribución en J invertida característica de los bosques tropicales. (Imaña *et al.*2011, Villa 2006, García 2010) (Figura 3c)

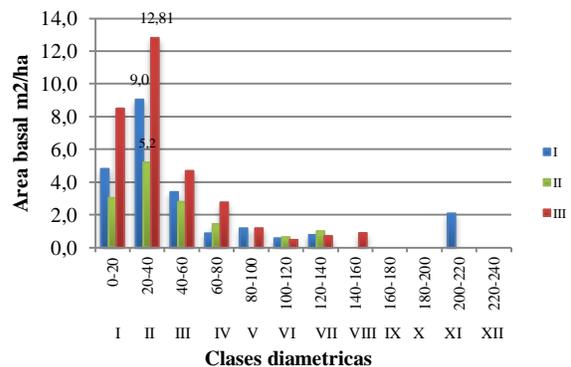
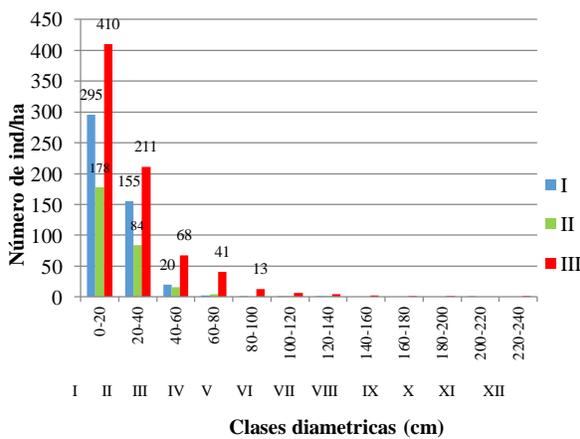
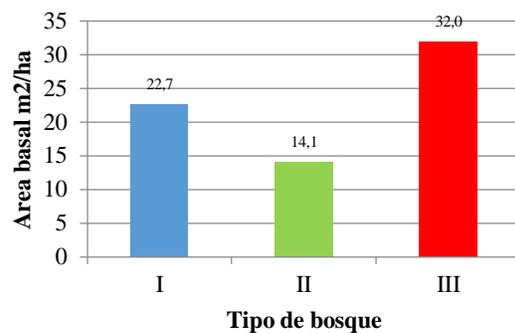
Distribución de área basal por clases diamétricas

Para los tres tipos de bosque evaluados, la mayor concentración de área basal se evidencia en la clase diamétrica II (20-40). Para el tipo de bosque I se observa un área basal de 9 m²/ ha⁻¹. Para el tipo de bosque II, el área basal es de 5.2 m² ha⁻¹. Para el bosque tipo III, se evidencian 12,8 m² ha⁻¹ de área basal siendo predominante sobre los otros tipos de bosque analizados (Figura 3d).

a)



b)



c)

d)

Figura 3. Análisis de estructura para los tipos de bosques identificados a) Área basal por hectárea. b) Número de individuos por hectárea. c) Distribución de clases diamétricas. d) Distribución de área basal por clase diamétrica

Análisis de Riqueza y diversidad

Al realizar la comparación de medias para el índice de Shannon y Riqueza se evidencia que existen diferencias significativas entre los tipos de bosques II y III. Sin embargo no se evidencian diferencias significativas entre estos y el bosque tipo I. El índice de Simpson, fue no significativo, por lo tanto se concluye que no existen diferencias significativas entre los tres tipos de bosque determinados. (Tabla 7)

Tabla 7. Medias de índice de riqueza y diversidad de Shannon y Simpson y prueba de comparación LSD de Fisher ($\alpha=0.05$) para los tipos de bosque de las 20 parcelas de muestreo.

Índice	Tipo I	Tipo II	Tipo III	F	p valor
Riqueza	27,14 ± 8,7 ab	14,4 ± 7,1 b	41,25 ± 12,8 a	10,725	0,00097
Shannon	2,74 ± 0,25 ab	2,17 ± 0,55 b	2,99 ± 0,36 a	7,024	0,005973
Simpson	0,904 ± 0,01 a	0,84 ± 0,08 a	0,9 ± 0,05 a	2,825	0,087

Comparación de Tipos de bosque

La tabla 8, de Supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza para ANOVA, indica que las variables Riqueza y Índice de Shannon presentan normalidad y homogeneidad de varianza, mientras que la variable Simpson no cumple ninguno de los supuestos.

Al evaluar Riqueza, el rango para el bosque tipo I esta entre 18.9 y 35.3 entonces su límite inferior es menor al límite inferior del bosque tipo III, por lo cual un rango se incluye parcialmente dentro del otro, concluyendo que no existe diferencias significativas con un nivel de significancia del 5 %. Para el bosque tipo II y III no ocurre lo anterior, por lo tanto existen diferencias significativas con respecto a sus valores medios de riqueza. Para Shannon el rango del bosque tipo III se incluye ligeramente en el rango del bosque tipo I entonces no existe diferencias significativas con un nivel de significancia del 5 %. Para el

bosque tipo II y III no ocurre lo anterior, por lo tanto existen diferencias significativas con respecto a sus valores medios de biodiversidad. (Tabla 9)

Tabla 8. Supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza para ANOVA para los tipos de bosque de las 20 parcelas de muestreo.

Índice	Shapiro wilk Normalidad		Barlett homogeneidad de varianza		Levene homogeneidad de varianza	
	W	p valor	k cuadrado	p valor	F	p valor
Riqueza	0,9294	0,1505	1,81	0,4	1,115	0,35
Shannon	0,9395	0,235	2,79	0,2478	1,554	0,23
Simpson	0,8819	0,0191	9,56	0,008	3,205	0,06

Tabla 9. Pruebas ANOVA para los índices de Riqueza y Shannon

Tipo de bosque	Número de parcelas	Riqueza			Índice de Shannon		
		Medias	LI	LS	Medias	LI	LS
Tipo I	7	27,14286	18,91556	35,37015	2,741241	2,434881	3,047601
Tipo II	5	14,4	4,665331	24,13467	2,178015	1,815525	2,540505
Tipo III	8	41,25	33,554069	48,94593	2,995736	2,709163	3,28231

Curvas de abundancia

Las curvas de rango abundancia muestran las cinco especies principales de cada tipo de bosque. En la figura 4, se presenta a manera de ejemplo la curva de rango abundancia para el tipo de bosque I, en ella se observan las cinco especies con mayor número de individuos. Para el bosque tipo I (tabla 10), la especie con mayor abundancia es la *C. caracasana* con más de 91 individuos, seguida de *S. cuatrecasana* con 62 individuos. Para el bosque tipo II, (tabla 11) la especie con mayor abundancia es la *M. bracteolata* con 41 individuos, seguida de *W. mariquitae* con 35 individuos. Para el bosque tipo III (tabla 12), la especie con mayor abundancia es la *W. kalbreyeri* con 277 individuos, seguida de *C. colombiana* con e 70 individuos.

En general se evidencia que si existen diferencias marcadas de abundancia entre la primera especie más abundante de los tres tipos de bosque.

Tabla 10. Especies más abundantes para el tipo de bosque I

Espece	Abundancia (N° de individuos)
<i>Cyathea caracasana</i>	91
<i>Saurauia cuatrecasana</i>	62
<i>Cordia cilindrostachya</i>	45
<i>Alnus jorullensis</i>	39
<i>V. erbesina nudipes</i>	35

Tabla 11. Especies más abundantes para el tipo de bosque II

Espece	Abundancia (N° de individuos)
<i>Miconia bracteolata</i>	41
<i>Weinmannia mariquitae</i>	35
<i>Weinmannia balbisiana</i>	25
<i>Sessea crassivenosa</i>	21
<i>Cyathea sp.</i>	18

Tabla 12. Especies más abundantes para el tipo de bosque III

Espece	Abundancia (N° de individuos)
<i>Wettinia kalbreyeri</i>	277
<i>Chrysochlamys colombiana</i>	70
<i>Dioicodendron dioicum</i>	53
<i>Cyathea caracasana</i>	46
<i>Cyathea sp.</i>	41

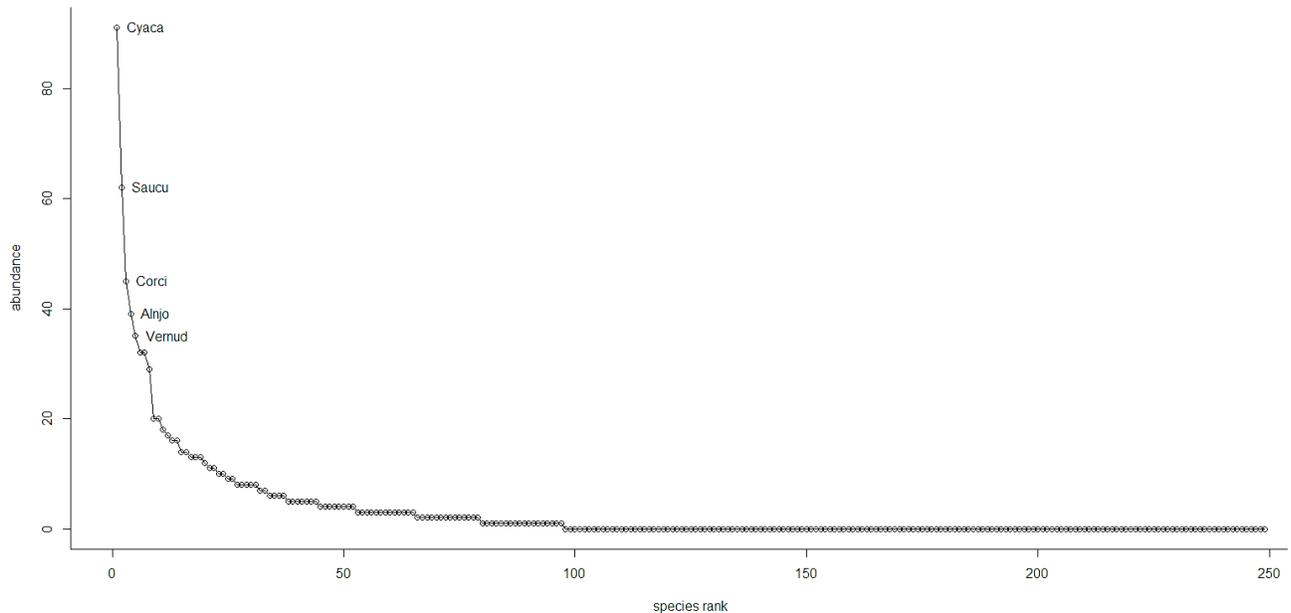


Figura 4. Curva rango abundancia para el bosque tipo I.

Caracterización climática de los tipos de bosques identificados

En general, para las 20 parcelas analizadas, se determinaron valores de rangos máximos y mínimos para cada variable (Tabla 13). La Temperatura media anual (B1), se encuentra entre 8,3 °C y 17,9 °C; la temperatura del mes más cálido (B5) se encuentra entre 13 °C y 23,4°C; el rango de temperatura del mes más frío (B6) es de 3,5°C a 12,6°C. El rango de temperatura anual (B7) es de 9.5°C a 10.8°C. En cuanto a la variable precipitación anual (B12), se observa un valor mínimo de 1908 mm y máximo de 2711 mm.

Para el **bosque tipo I**, (1800-2500 msnm) se presentan temperaturas desde los 13.6°C a los 17.9 °C, la precipitación anual se encuentra en el rango de 1945 mm a 2688 mm.

Para el **bosque tipo II**, (3000 -3500 msnm) la temperatura oscila entre 8.3°C y 16.5 °C y la precipitación se encuentra entre 1960 mm a 2711 mm.

Para el **tipo de bosque III** (2000 -2500 msnm) la temperatura oscila entre 8.3 °C y 17.2 °C y la precipitación se encuentra entre los 1908 mm a 2681 mm.

Tabla 13. Valores de las 19 variables bioclimáticas de WORLDCLIM para las 20 parcelas

VARIABLE	SIGNIFICADO	Media	Rango	Desviación	Max	Min
B1	Temperatura media anual	13,6	9,6	3,2	17,9	8,3
B2	Rango medio diario (media mensual (t° máx.- t° min.))	8,9	1,1	0,4	9,5	8,4
B3	Isotermalidad (B2/B7) (* 100)	8,9	0,3	0,1	9,0	8,7
B4	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)	27,4	16,0	4,6	38,2	22,2
B5	Temperatura máxima del mes más cálido	18,5	10,4	3,4	23,4	13,0
B6	Temperatura mínima del mes más frío	8,6	9,1	3,0	12,6	3,5
B7	Rango de Temperatura Anual (B5 - B6)	9,9	1,3	0,5	10,8	9,5
B8	Temperatura media del mes más húmedo	13,1	9,2	3,1	17,3	8,1
B9	Temperatura media del mes más seco	13,6	9,7	3,2	18,1	8,4
B10	Temperatura media del trimestre más cálido	13,8	9,8	3,2	18,3	8,5
B11	Temperatura media del trimestre más frío	13,1	9,4	3,1	17,3	7,9
B12	Precipitación anual	2240,1	803,0	341,4	2711,0	1908,0
B13	Precipitación del mes más húmedo	304,5	120,0	47,9	368,0	248,0
B14	Precipitación del mes más seco	101,1	37,0	10,9	127,0	90,0
B15	Precipitación estacional (Coeficiente de variación)	33,1	9,0	3,1	37,0	28,0
B16	Precipitación del trimestre más húmedo	753,6	295,0	126,6	927,0	632,0
B17	Precipitación del trimestre más seco	366,5	139,0	41,8	466,0	327,0
B18	Precipitación del trimestre más cálido	570,3	439,0	158,7	784,0	345,0
B19	Precipitación del trimestre más frío	752,7	301,0	127,5	927,0	626,0

Análisis de Componentes principales

- **Proporción de la varianza**

La figura 5, muestra la proporción de varianza explicada de las variables climáticas por cada uno de los componentes. Se observa, que los componentes 1 y 2 explican el 95.4 % de la varianza, permitiendo su agrupación en dos componentes principales. El análisis de componentes principales realizado para las variables climáticas evidenció que el primer componente explica un 79.5% de variabilidad de los datos. El segundo componente tiene un 15.9% de variabilidad total explicada.

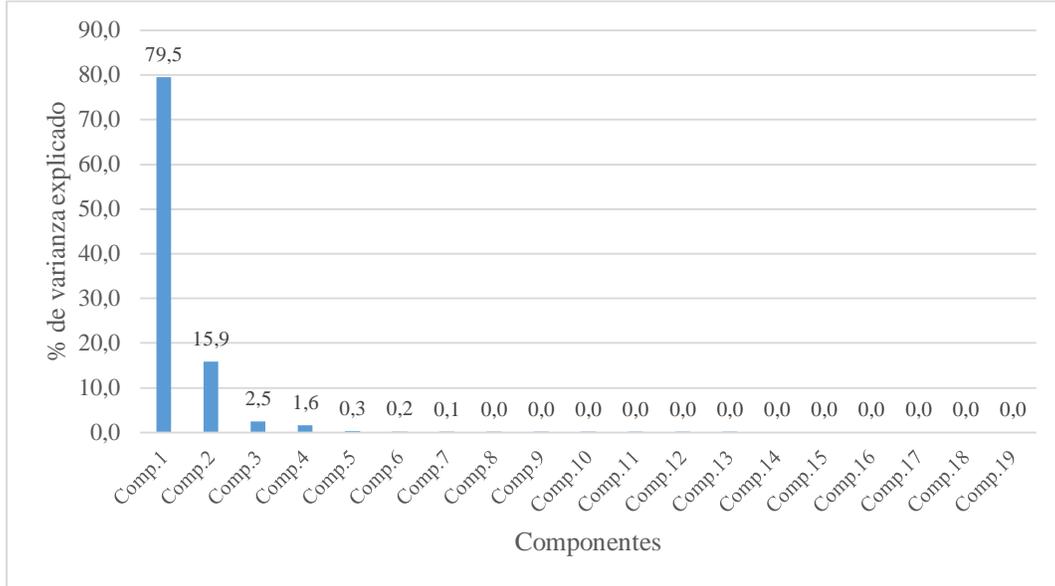


Figura 5. Proporción de la varianza para las variables bioclimáticas

- **Descripción de los componentes principales**

En la figura 6, se presenta el aporte de cada una de las variables climáticas evaluadas al componente principal. Para el componente 1 (figura 6 a), la mayoría de variables aportan con valores negativos (en algunas más que en otros), entonces si el valor del componente 1 para cierta parcela es inferior a -0,25 indicará que los valores de todas las variables que aportan negativamente será alto, como es el caso de B2: El promedio de los rangos diurno, B7: Rango de Temperatura Anual (B5 - B6) y B13: Precipitación en el mes más húmedo. Por el contrario si se presenta un valor cercano al cero o positivo, el valor de las variables climáticas para esta parcela será bajo.

En cuanto al componente 2 (figura 6b), se observa que las variables B3: Isotermalidad y B15: Estacionalidad de la precipitación, aportan de manera negativa presentando valores por debajo de -0,4. Las variables B4: Estacionalidad en temperatura, B17: Precipitación en el trimestre más seco y B18: Precipitación en el trimestre más caluroso, aportan de manera positiva con valores mayores a 0,19. Por lo tanto, los valores que presenten las parcelas para este componente mostraran lo siguiente: Valores muy negativos: Presentan

valores altos en las variables B3 y B15 y valores bajos para B4, B17 y B18. Valores muy positivos: presentan valores altos B4, B17 y B18 y valores bajos para B3 y B15. En la tabla 15, se presentan las variables climáticas seleccionadas producto de este análisis para la modelación de la especie.

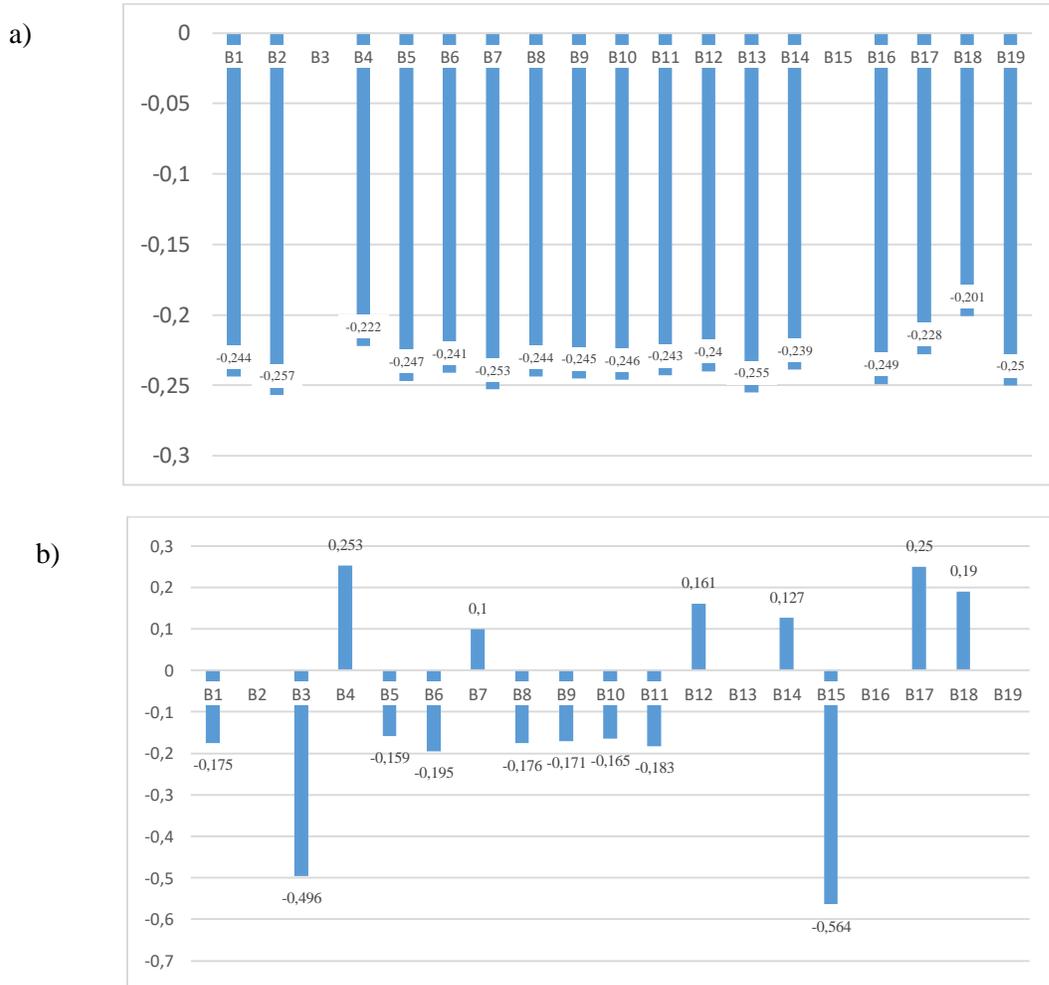


Figura 6. Descripción de los componentes principales para las 19 variables bioclimáticas. a) Descripción componente principal 1 b) Descripción componente principal 2

DISCUSION DE RESULTADOS

Caracterización y composición florística por tipos de bosque

Las parcelas se ubicaron espacialmente en dos núcleos, el primero en el Parque Regional Natural de Ucumarí y el segundo en el Parque Municipal Natural de Campo Alegre. Sin embargo, al realizar el análisis de conglomerados, dichas parcelas se agruparon por similitud en tres tipos de bosque estadísticamente diferenciables por clima y altitud. El bosque I y bosque III se componen en su mayoría especies de bosque secundario con poca intervención, situación característica del Parque Regional Natural de Ucumarí. El bosque tipo II se caracteriza por presentar especies de bosques secundarios intervenidos situación que se presenta comúnmente en los bosques del Parque Municipal Natural de Campo Alegre. En general, estos bosques registran intervenciones realizadas hace más de 80 años para la extracción de especies de gran valor comercial como como comino (*A. perutilis*) utilizada en la construcción de los ferrocarriles de Caldas. (CARDER & CONIF 2011).

En general estos bosques conservan familias representativas como: Rubiaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Arecaceae, Araliaceae, y Moraceae, entre otras. Estos datos corresponden a lo evidenciado CARDER & CONIF (2011), en el plan general de ordenación de bosques en el inventario realizado en la unidad de ordenación forestal III, en la cual se incluye la zona objeto del presente estudio, además de lo evidenciado por Melo *et al.* (2002) en el inventario realizado en el área amortiguadora del Parque Nacional Natural de Los Nevados.

La agrupación observada por similitud, evidencia que las parcelas que componen en su mayor parte el bosque tipo II se concentran en área del Parque municipal Campo Alegre (19, 20, 10,11), sin embargo la parcela 8 que se encuentra ubicada en el Parque Regional Natural de Ucumarí se cataloga como parte de este tipo de bosque por la similitud de especies que presenta con referencia a las demás, entre estas se encuentran *M. bracteolata*, *A. macrophylla*.

Las parcelas 14, 13, 12, 17, 18, 15,16 corresponden al tipo de bosque III, las cuales se encuentran relativamente agrupadas en la parte sur occidental del Parque municipal Campo Alegre y parte norte del Parque Regional de Ucumarí, con referencia a la parcela 9 que se encuentra distante de las demás y se ubica hacia la parte norte del Parque Natural Municipal De Campo Alegre. Esto se debe a que las condiciones climáticas que presenta la parcela 9 son similares a las presentadas por las otras parcelas presentando especies en común como la *C. caracasana*, *C. colombiana*, *Miconia sp.* *W. kalbreyeri*. La selección de especies indicadoras por tipo de bosques se apoyó en la metodología adaptada por Veintimilla (2013 a) para el gradiente altitudinal Caribe Villa Mills en Costa Rica. En este estudio, se resalta la importancia de estas especies para la determinación del estado futuro del bosque pues su abundancia, ausencia o presencia, refleja un comportamiento específico de respuesta a las condiciones de temperatura y precipitación (Veintimilla 2013a, Patton 1987). Las especies indicadoras determinadas en el presente trabajo, presentan condiciones especiales de abundancia y ausencia/ presencia en las parcelas evaluadas, reflejando la condición sucesional del bosque evaluado de manera secundaria Melo *et al.* (2002). El número de especies indicadoras modeladas no se condicionó a ningún lineamiento específico de metodologías aplicadas por otros autores (Veintimilla 2013a, Patton 1987, Vergara 2015). Para el presente trabajo se seleccionaron las especies con mayor valor indicador (P valor < 0.005) y con mejor respuesta de comportamiento de la curva de ajuste.

El bosque tipo I, está caracterizado principalmente por especies como *C. cilindrostachya*, *S. cuatrecasana* y *A. jorullensis*, especies exclusivas de este tipo de bosque, que aunque no se encuentran en todas las parcelas, son significativas por que no se presentan en ninguna parcela de otro tipo de bosque. En general estas especies producen frutos para aves y cuya madera es útil para leña (Vargas 2002). Este bosque presenta un gran número de especies raras con abundancias de un individuo entre las cuales se encuentran: *A. dubia.*; *A. hispidus*; *C. telealba*; *C. montana*; *C. alpinum*, entre otras. El bosque tipo II, es menos diverso que el bosque I. En éste se encuentran especies exclusivas como *W. mariquitae*, *M. bracteolata*, *V. floribundum*, que son especies típicas de límites de páramo (Vargas 2002). Este bosque presenta especies

raras con abundancias de un individuo *Aequatorium verrucosum*, *Celastrus sp*, *Diplostegium floribundum*, *Drymis granatensis*, *Geonoma weberbaueri*, *Gordonia humboldtii* entre otras, sin embargo presenta menos especies raras que el bosque tipo I.

El bosque tipo III, es el más diverso en relación a los bosques tipo I y II. Se compone principalmente de especies como *C. colombiana*, que según lo descrito por Cramer (2003), presenta un rango altitudinal de distribución de 2100 y 2800 m, concordando con el rango altitudinal promedio del bosque tipo III. Otra de las especies representativas de este tipo de bosque es la *W. Kalbreyeri*, que fue reportada también en el santuario Otún Quimbaya área colindante al parque Regional Natural de Ucumarí según lo descrito por García (2013), su uso históricamente ha sido para construcción. La especie *A. muca*, es una especie catalogada como maderable de alta importancia, que coincide con la importancia registrada según Vargas (2002), pues su madera es considerada fina para ebanistería. Este tipo de bosque alberga 45 especies con abundancia de un individuo, entre estas se encuentran *Boehmeria celtidifolia*, *Croton magdalenense*, *Freziera nervosa*, *Meliosma arenosa*, *Ocotea lentii*, *Piper aff. Imperiale Piper glanduligerum*, *Pouteria lucuma* entre otras, indicando que el bosque tipo III, es uno de los bosques con alta riqueza que valdría la pena priorizar para conservación in situ. (Langendoen & Gentry 1991, Pimm & Gittleman 1996).

Analizando los tres tipos de bosques en conjunto, las especies raras evidenciadas tienen mayor peso ecológico en conjunto, caracterizando el ecosistema evaluado como heterogéneo y rico en especies (Melo *et al.* 2002). Este resultado está de acuerdo a lo evidenciado en la evaluación ecológica de un bosque alto andino, ubicado en el área amortiguadora del Parque Nacional Natural “Los Nevados” (Cervera & Cruz 2000)

Estructura, riqueza y diversidad para los tipos de bosque identificados

Según el análisis de estructura horizontal realizado, los tipos de bosques identificados presentan forma de **J** invertida (figura 4c) característica de los bosques tropicales disetáneos y heterogéneos (Alvis 2009,

Vergara 2015, Villa 2006, García 2010). En estos el mayor número de individuos se concentra en las clases diamétricas inferiores lo cual garantiza la estabilidad estructural del bosque por el paso continuo de individuos de una clase a otra y un bajo número de individuos se encuentra en las clases diamétricas superiores.

Esto concuerda con lo registrado en CARDER & CONIF (2011) y en Cervera & Cruz (2000), para los bosques de Risaralda y en Veintimilla (2013a) para los bosques tropicales de Costa Rica. Con respecto al número de individuos, se observan diferencias significativas entre los tres tipos de bosques identificados, el bosque tipo III es el que presenta mayor número de individuos por hectárea (más de 750 individuos), le sigue el bosque tipo I con más de 470 individuos y por último se encuentra el bosque tipo II con más de 280 individuos por ha. Esto puede deberse a que los bosques tipo I y III se encuentran en rangos altitudinales más bajos (2200-2400 m) y presentan temperaturas medias anuales más altas que el bosque tipo II además de una ancestral presión antrópica que hizo una evidente renovación de bosques por la extracción de maderas valiosas. El bosque tipo III, se encuentra en un rango altitudinal mayor a 3000 msnm, próximo a la formación de páramo con condiciones de temperaturas más bajas y precipitaciones más altas. Esto concuerda con lo evidenciado por Cervera & Cruz (2000), para los bosques de Risaralda.

En cuanto al área basal, el bosque tipo III presenta el mayor valor por hectárea, alrededor de 31.95 m²/ha, además de presentar el mayor número de individuos por hectárea. Sigue el bosque tipo I con 22.67 m²/ha y en tercer lugar se encuentra el bosque tipo II con 14 m²/ha. Los tres tipos de bosque concentran la mayor parte de sus individuos en las clases diamétricas inferiores. Es importante resaltar que los bosques tipo I y III se encuentran en el área del Parque Regional Natural Ucumarí, en el cual según lo reportado por CARDER & CONIF (2011), se han evidenciado individuos de altura y diámetro considerable, bosques maduros y secundarios tardíos, poco intervenidos y en diferentes etapas de regeneración.

El bosque Tipo II agrupa a la mayoría de sus parcelas en el área del Parque municipal Campo Alegre, hacia la zona considerada como de transición a la formación de páramo. En esta zona según lo mencionado por CARDER –CONIF (2011), se observan bosques secundarios altamente intervenidos, que han sido objeto del aprovechamiento de especies maderables, áreas boscosas que se han ido reduciendo como consecuencia de la expansión de la frontera agropecuaria, cuestión que puede explicar que sea el tipo de bosque con menor área basal, pues los individuos son de diámetros pequeños al ser bosques en estado de regeneración por su constate intervención.

En cuanto a riqueza, se debe hacer el mismo análisis anterior, pues existen diferencias entre los bosques tipo II y tipo III. Sin embargo, estos no se diferencian significativamente del bosque tipo I. El índice de Shannon, presenta el mismo comportamiento. Esto es coherente por el rango altitudinal que presentan los bosques I y III, pues están alrededor de los 2200 a 2500 metros. El bosque tipo II se encuentra en un rango altitudinal promedio de 3068 metros, determinado así que uno de los factores que influye en la riqueza es la altitud, sin embargo esta acompañado también de la humedad, la precipitación y la temperatura, entre otros (Alvear *et al.* 2010).

Respuesta de tipos de bosque a las variables climáticas

El análisis de componentes principales determinó que las variables que tienen mayor aporte en la definición de los tipos de bosques identificados son la B2 : Rango medio Diurno (media mensual t° max- T° min) ; B7: rango de temperatura anual ; B13: Precipitación del mes más húmedo; B15: Precipitación estacional; B19: Precipitación del trimestre más frío, coincidiendo en algunas de estas con lo determinado por Veintimilla (2013a) para los bosques tropicales del Caso Caribe Villa Mills en Costa Rica. La variación en la composición florística determinó que las variables dependientes clima y elevación definen la composición florística de los tres bosques evaluados

Según las características climáticas evaluadas, el tipo de bosque II tiene mayor probabilidad de ocurrencia en áreas que presenten menores temperaturas medias anuales y mayores precipitaciones anuales con

referencia a los bosques tipo I y III los cuales presentan mayor temperatura (8.3°C -17.9°C) y menor precipitación (1900mm-2690 mm). Sin embargo, este tipo de bosque se ve influenciado en su mayor parte por la tendencia demostrada en el análisis de partición de varianza, que demostró la significancia de los variables clima y elevación conjugados. Por tal motivo, es posible asegurar que la diferenciación en la composición florística del bosque tipo II está marcada de manera más significativa por la variable elevación que por la variable clima. Este tipo de bosque presenta especies mejor adaptadas a temperatura medias anuales más bajas y precipitaciones mayores a las presentadas por los otros tipos de bosque.

CONCLUSIONES

- Se identificaron tres grupos de bosques estadísticamente diferenciables en cuanto a composición de florística, agrupados por su similitud. La composición florística de dichos bosques está condicionada en su mayor parte a las condiciones climáticas de temperatura, precipitación y elevación.
- Las familias y géneros comunes más representativas evidenciadas en los tres tipos de bosques fueron Rubiaceae (*Dioicodendron dioicum*), Euphorbiaceae (*Croton funckianus.*), Lauraceae (*Aniba muca*), Melastomataceae (*Miconia sp*), Arecaceae (*Wettinia kalbreyeri*), Araliaceae (*Oreopanax floribundum*), Moraceae (*Morus insignis*), las cuales son características de los bosques andinos del departamento de Risaralda. Sin embargo, se encontraron especies específicas de tipos de bosque como *Cordia cilindrostachya*, *Saurauia cuatrecasana*, *Alnus jorullensis* *Miconia bracteolata* entre otras.
- El bosque tipo III, fue el que presentó la mayor diversidad, riqueza de especies, número de individuos y área basal por hectárea. Este bosque se ubica en su mayor parte en el Parque regional de Ucumarí y tiene similitudes con el bosque tipo I en cuanto a riqueza por su cercanía. A su vez,

los bosques I y III, presentan diferencias significativas con el tipo de bosque II. Se evidenciaron claras diferencias entre las especies más abundantes para los tres tipos de bosque.

- Los tipos de bosques identificados presentan una distribución en forma de J invertida, en la cual el mayor número de individuos se ubica en las clases diamétricas inferiores para los tres tipos de bosques. Para las clases diamétricas superiores se observa un bajo número de individuos. Estas condiciones evidencian bosques secundarios poco intervenidos en proceso de recuperación (Parque regional natural de Ucumarí) y bosques secundarios medianamente intervenidos (Parque municipal natural Campo Alegre).
- Los tres tipos de bosques están fuertemente relacionados a las variables de Temperatura y precipitación. Para el modelo CAO realizado en la presente investigación, las variables que mayor coeficiente de restricción aportaron al modelo fueron el rango medio diurno de temperatura (B2) y la precipitación del mes más húmedo (b13).

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abdi H.(2001).Metric Multidimensional Scaling (MDS): Analyzing Distance Matrices en Neil S. 2007. Encyclopedia of Measurement and Statistics. Thousand Oaks (CA): Sage

Alvear M, J Betancour, P Franco Roselli. (2010). Diversidad florística y estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del parque nacional natural los nevados, cordillera central colombiana. *Caldasia* 32(1):39-63

Alvis J. (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. Facultad de ciencias agropecuarias. (7) (1)

Bush, M; Hanselmann, J; Hooghiemstra, H. Andean montane forest and climate change. In Bush, M; Flenley, J; Gosling, W. eds. (2011). Tropical rainforest responses to climate change. 2 ed. Berlin, DE, Springer. 35-61 p.

Cáceres, M. de; Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. (90) (12). 3566–3574 p

CARDER. (2004 a). Plan de manejo Parque Municipal Natural Campo alegre. 194 p. URL:
http://www.carder.gov.co/documentos/2984_Plan_de_manejo_PMN_Campoalegre.

CARDER. (2004b). Plan de manejo del Parque Municipal regional Ucumarí. 131 p. URL:
<http://www.carder.gov.co/web/es/pnr-ucumar>

CARDER & CONIF. (2011). Plan General de ordenación forestal de Risaralda. 139 p. URL:
www.carder.gov.co/intradocuments/.../plan-general-de-ordenacion-forestal

Cervera, J, Cruz, F. (2000) Evaluación estructural de cuatro bosques altoandinos ubicados en el Área Amortiguadora del Parque Natural Nacional Los Nevados. Tesis de Ingeniero Forestal. Universidad del Tolima. Ibagué. 180 P

Chain, A; Finegan, B; Vilchez, S; Casanoves, F. (2012). Determinants of rain forest variation on altitudinal gradient in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 28:1-19

Clarke, K. R.(1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117--143. Warton, D.I., Wright, T.W., Wang, Y. 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 89--101

Cramer J. (2003). Parte 4 La Cordillera Central Colombiana transecto Parque los Nevados, Alfonso Pérez Preciado (1); Volúmenes 3-5 de Studies on tropical Andean ecosystems

Gentry, A. (1988). Changes in plant community diversity and florist composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (75):1-34.

- García N.** (2013). MACANA (*Wettinia kalbreyeri*). Pp. 119-125. En: Bernal, R y G. Galeano (Eds.) cosechar sin destruir- aprovechamiento sostenible de palmas colombianas. Facultad de ciencias- Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 244 pp.
- Hijmans, R; Cameron, S; Parra, J; Jones, P; Jarvis, A.** (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978
- Langendoen F, D; Gentry, A.** (1991). The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó region, western Colombia. *Biotropica* 23(1):2-11
- Lamprecht, H.** (1990). *Silvicultura en los trópicos*. Trad. A. Carrillo. Eschborn, GE, GTZ. 335 p.
- McCune, B; Mefford, MJ.** (1999). *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.25* (PCORD).MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A
- Melo C. O, R. Vargas.** (2002). *Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos/* Universidad del Tolima, CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORTOLIMA. 235 pp
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, J.** (2007). Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* (51-52):57-68.
- Patton DR.** (1987). Is the use of “management indicator species” feasible? *West. J. Appl. Forest*. 2: 33-34p
- Pimm, S; Gittleman, J.** (1996). Biological diversity: Where is it? In Samson, F; Knopf, F. eds. *Ecosystem management selected readings*. New York, US. Springer. 8-9 p.
- Saénz A.** (2012). *Metodos estadísticos con Ry R Commander*. Version 3.1. 142 p
- Scheldeman X, Van Zonneveld M, Salcedo J.** (2010). *Guía sobre el uso de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) como apoyo a la conservación y el uso de los recursos fitogenéticos*. Bioersivity internacional.157 p.

Sesnie, S; Finegan, B; Gessler, P; Ramos, Z. (2009). Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old growth rain forest remnants. *Biotropica* 41(1):16-26.

Vargas W. (2002). Guía ilustrada de plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Manizales: Universidad de Caldas, Centro Editorial, 2002, 814p

Veintimilla D (2013a). Determinación y caracterización de tipos de bosque en el gradiente altitudinal “caribe-villa mills”: especies y factores ambientales. *CATIE Costa Rica* 26-78 p

Vergara V, H. (2015). Patrones de la vegetación y tipos de uso de la tierra en el Valle del Patía. Colombia Forestal, 18(1), 25-45

Villa G A. M. (2006). Caracterización diamétrica de las especies maderables en bosques primarios del Cerro Murrucucú. *Revista Gestión y ambiente*. 18 p

R Development Core Team. (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>.

Anexo 1 Especies indicadoras por tipo de bosque

Bosque Tipo I						
Coespecie	Nombre científico	A	B	stat	p.value	sig
Corci	<i>Cordia cilindrostachya</i> (R. & P.) R. & S.	0,981	1	0,99	0,001	***
Saucu	<i>Saurauia cuatrecasana</i> R.E. Schultes	0,807	0,714	0,759	0,032	*
Alnjo	<i>Alnus jorullensis</i> Humboldt, Bonpland & Kunth	1	0,571	0,756	0,017	*
Cesmi	<i>Cestrum microcalix</i> Francey	1	0,571	0,756	0,031	*
Micth	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogniaux	0,941	0,571	0,733	0,02	*
Ladob	<i>Ladenbergia oblongifolia</i> (Mutis) L. Andersson.	0,889	0,571	0,713	0,03	*
Budbu	<i>Buddleja bullata</i> Kunth	1	0,429	0,655	0,045	*
Crofu	<i>Croton funckianus</i> Müll. Arg.	1	0,429	0,655	0,034	*
Helpo	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	1	0,429	0,655	0,034	*
Micac	<i>Miconia acuminifera</i> Triana	1	0,429	0,655	0,034	*
Micre	<i>Miconia resima</i> Naud.	1	0,429	0,655	0,047	*
Necli	<i>Nectandra lineatifolia</i> (R. & P.) Mez.	1	0,429	0,655	0,039	*
Solov	<i>Solanum ovalifolium</i> Dunal	1	0,429	0,655	0,042	*
Vernud	<i>Verbesina nudipes</i> Blake	1	0,429	0,655	0,048	*

Bosque Tipo II						
Coespecie	Nombre científico	A	B	stat	p.value	sig
Weima	<i>Weinmannia mariquitae</i> Szyszy.	1	1	1	0,001	***
Micbr	<i>Miconia bracteolata</i> (Bonpl.) DC.	1	0,6	0,775	0,007	**
Vacfl	<i>Vaccinium floribundum</i> Kunth	1	0,6	0,775	0,007	**
Brugo	<i>Brunellia goudotii</i>	1	0,4	0,632	0,042	*
Sausp	<i>Saurauia sp.</i>	1	0,4	0,632	0,042	*

Bosque Tipo III						
Coespecie	Nombre científico	A	B	stat	p.value	sig
Chrco	<i>Chrysochlamys colombiana</i> (Cuatre.) Cuatre.	0,939	1	0,969	0,001	***
Wetka	<i>Wettinia kalbreyeri</i> (Burret) R. Bernal	0,931	0,875	0,903	0,002	**
Animu	<i>Aniba muca</i>	1	0,75	0,866	0,001	***
Beito	<i>Beilschmiedia towarensis</i>	1	0,75	0,866	0,003	**
Bilro	<i>Billia rosea</i>	1	0,75	0,866	0,005	**
Guaku	<i>Guarea kunthiana</i>	1	0,625	0,791	0,006	**
Sapes	<i>Sapium estylare</i> Muel-Arg.	0,791	0,75	0,77	0,016	*
Myrsp	<i>Myrsine sp.</i>	0,833	0,625	0,722	0,03	*
Alscu	<i>Alsophila cuspidata</i>	1	0,5	0,707	0,042	*
Diodi	<i>Dioicodendron dioicum</i>	1	0,5	0,707	0,034	*
Dussp	<i>Dussia sp.</i>	1	0,5	0,707	0,043	*

V. CAPITULO II. Artículo de investigación

CAMBIOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES POR EFECTOS DEL CAMBIO CLIMATICO EN AREAS PROTEGIDAS MUNICIPALES Y REGIONALES (RISARALDA-COLOMBIA)

CHANGES IN THE DISTRIBUTION OF SPECIES FOR THE EFFECTS OF CLIMATE CHANGE IN MUNICIPAL AND REGIONAL PROTECTED AREAS (RISARALDA- COLOMBIA)

Diana Carolina Lara Ballesteros⁶, Victor Manuel Nieto⁷, Richard Alfonso Gutiérrez⁸

RESUMEN

Actualmente, las áreas protegidas andinas pueden ser altamente vulnerables al cambio climático. En este contexto, el presente trabajo determinó si los bosques del Parque municipal natural de Campo Alegre y el Parque regional natural de Ucumarí en Risaralda- Colombia, conservarán sus especies forestales ante un eventual cambio climático, pues existe una gran preocupación frente a efectos como desplazamientos o extinciones. Para tal fin, se midieron 20 parcelas de 0.25 ha, distribuidas en altitudes de 1700- 3500 m de altitud, para determinar especies indicadoras y modelar los cambios en su distribución y abundancia ante un eventual cambio climático al año 2050. Se empleó la técnica de ordenación aditivo restringido (CAO), con tres modelos del escenario RCP 2.6, determinando que la especie *Heliocarpus popayanensis* probablemente aumentará su abundancia cuando existan cambios de temperatura por debajo de 8.9°C, caso contrario sucederá para la especie *Aniba muca*. Se prevé que las áreas protegidas conservarán las especies, pero perderán zonas claves de distribución actual. Se observarán fenómenos de migración hacia el área del Parque Nacional Natural De Los Nevados, con una clara disminución de la abundancia de las

⁶ Universidad Distrital Francisco Jose de Caldas. Estudiante de Maestría en Manejo uso y conservación del bosque. Bogotá, Colombia. carito3399@gmail.com Autor para correspondencia.

⁷ Corporación Nacional de investigación y fomento forestal CONIF. victornieto@gmail.com

⁸ Universidad Sergio Arboleda. Estudiante de Maestría en Gestión de la información y tecnologías Geoespaciales en icg.rgutierrez@gmail.com

especies indicadoras en áreas predichas en la distribución actual y la ganancia de otras áreas aptas al año 2050.

Palabras clave: Cambio climático, Campo Alegre, Ucumarí, Modelación, especies indicadoras.

ABSTRAC

Currently, Andean protected areas can be highly vulnerable to climate change. In this context, the present study determined whether the forests of Campo Alegre Natural Park and the natural regional park of Ucumarí in Risaralda-Colombia, will preserve their forest species in the face of possible climate change, since there is a great concern regarding effects such as displacements Or extinctions. To this end, 20 plots of 0.25 ha were measured at altitudes of 1700-3500 m asl, to determine indicator species and to model changes in their distribution and abundance in the event of a possible climatic change by the year 2050. The additive sort technique (CAO), with three models of the RCP 2.6 scenario, determining that the species *Heliocarpus popayanensis* will probably increase its abundance when there are temperature changes below 8.9 ° C, otherwise it will happen for the species *Aniba muca*. Protected areas are expected to retain species, but will lose key areas of current distribution. There will be observed migration phenomena towards the area of the Natural Park of the Nevados, with a clear reduction of the abundance of the indicative species in areas predicted in the current distribution and the gain of other areas apt to the year 2050.

Key words: Climate change, Campo Alegre, Ucumarí, Modeling, Indicator species.

INTRODUCCIÓN

En general las áreas protegidas andinas, pueden verse afectadas si sucede un cambio en el clima, con posibles desplazamientos o extinciones de especies indicadoras que prestan servicios específicos en el ecosistema, tales como el suministro de agua, conservación de especies de fauna endémica, entre otras (Castaño 2005, Anderson *et al.* 2002, Pearson & Dawson 2003). Por tal razón, es necesario conocer cuál sería el posible comportamiento de estas especies frente a un posible cambio climático para planificar acciones de manejo de las mismas. También es necesario determinar la efectividad y pertinencia de las áreas protegidas frente a esa situación, pues si estas y sus posibles adiciones al sistema no pueden mantener especies indicadoras, el papel de las áreas protegidas estaría claramente limitado (Pearson & Dawson 2003).

Por las consideraciones anteriores, el presente proyecto se plantea en los bosques Andinos del Parque Municipal Natural de Campo Alegre y del Parque Regional Natural de Ucumarí, ubicados en los municipios de Santa Rosa de Cabal y Pereira, que hacen parte del SIRAP y que son áreas representativas para el departamento de Risaralda- Colombia, pues sobre estos parques existe un interés de la Corporación Autónoma Regional de Risaralda (CARDER) en la evaluación de la efectividad de las estrategias de manejo y gestión ante un posible panorama de cambio climático y cambios de uso del suelo. Estas áreas protegidas se han creado en función de especies amenazadas, ecosistemas fragmentados y amenazas a la biodiversidad diferentes a cambio climático.

Teniendo en cuenta que el cambio climático posiblemente afectará la distribución de especies y de ecosistemas, existe la posibilidad que los parques de Campo Alegre y Ucumarí, no estén, en el largo plazo, protegiendo las especies, ecosistemas o servicios ecosistémicos que inicialmente pretendían proteger, es decir que no estén cumpliendo sus objetivos de conservación. Por lo tanto, los objetivos de la presente investigación son: i) Identificar los tipos de bosques más representativos en el área de estudio con base en su estructura, composición florística diversidad, riqueza y caracterización climática, determinando sus especies indicadoras. ii) Modelar la distribución potencial y futura de las especies indicadoras empleando

la integración de tres modelos climáticos del escenario de ruta de concentración representativa RCP 2.6 para el año 2050. iii) Establecer si las áreas protegidas conservarán las especies forestales indicadoras con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.

Esta determinación, permitirá que a futuro se formulen estrategias efectivas de manejo y gestión sostenible de áreas protegidas para evitar la desaparición de especies forestales relevantes para el ecosistema. La información generada, será una herramienta que permitirá a la entidad competente, la toma de decisiones de manejo, además del establecimiento de estrategias de adaptación al cambio climático e implementación de sistemas de monitoreo efectivos y robustos para medir constantemente estos impactos. (Grünwaldt *et al.* 2010).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la zona de amortiguación del Parque Nacional Natural Los Nevados, que comprende el Parque Municipal Natural de Campo Alegre con un área total de 20428,66 ha y se ubica en la vertiente occidental de la Cordillera Central entre los 1800 y 3600 metros de altitud, presenta dos períodos lluviosos al año (CARDER 2004 a) y el Parque regional Natural Ucumarí que está localizado, en el municipio de Pereira, tiene un área total de 39885,36 ha y se ubica en la vertiente occidental de la Cordillera Central entre los 1850 y 2600 metros de altitud (CARDER 2004 b). Ambos localizados en el Departamento de Risaralda, jurisdicción de los municipios de Santa Rosa de Cabal y Pereira, administrados por la Corporación Autónoma Regional de Risaralda CARDER. Presentan bosques típicos altos andinos de la cordillera central, con zonas de vida de bosque muy húmedo montano bajo y bosque muy húmedo premontano principalmente. (Figura 1)

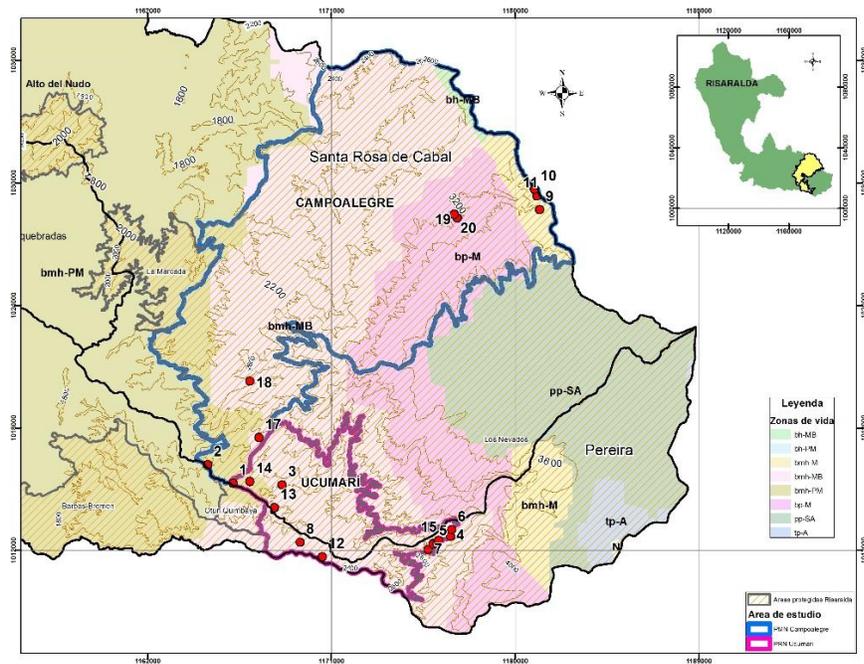


Figura 7. Ubicación de la zona de estudio; zonas de vida; límites altitudinales y ubicación de las 20 parcelas de muestreo. Límite azul área del Parque Municipal Natural de Campo Alegre, límite rosa área del Parque Regional Natural de Ucumarí, zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Los Nevados.

Selección de sitios y muestreo de la vegetación

El muestreo de la vegetación se realizó a través del establecimiento de 20 parcelas en los parches de bosque denso alto de tierra firme identificados para las dos áreas protegidas, de la siguiente manera: i) 1700 a 2000 metros de altitud (3 parcelas); ii) 2000 a 2500 metros de altitud (7 parcelas); iii) 2500 a 3000 m de altitud (5 parcelas); iv) 3000-3500 metros de altitud (5 parcelas). El tamaño de las parcelas fue de 50m x 50m (0.25 ha) de acuerdo a la metodología empleada para estudios florísticos similares según lo recomendado por Chain *et al.* (2012), Sesnie *et al.* (2009), y Murrieta *et al.* (2007). Cada parcela se instaló y delimitó con ayuda de equipos GPS GARMIN 62CS, Hipsómetro Vertex IV y de brújula magnética. En cada parcela se realizó el muestreo y la medición de todos los individuos de fustales, palmas y helechos con un DAP mayor a 10 cm. Se consideraron únicamente individuos vivos cuya identificación se realizó

preliminarmente en campo y se afianzó en el herbario del Jardín Botánico de la Universidad Tecnológica de Pereira UTP.

Análisis y selección de especies indicadoras

Para realizar este análisis, se generó la matriz de abundancia para las 20 parcelas, identificando tres tipos de bosque mediante un análisis de conglomerados (Cáceres & Legendre 2009), para afirmar la tendencia de las agrupaciones mediante la caracterización específica de los grupos, otorgando valores indicadores a cada especie en cada grupo (McCune & Mefford, 1999), identificando un listado de especies que aportan a la diferenciación de los tipos de bosque encontrados. Este proceso, se realizó mediante el programa estadístico R (Librerías Vegan y Indicspecies).

Modelación de la distribución potencial y futura de las especies indicadoras

Del listado general de especies forestales indicadoras determinadas, se seleccionaron las de mayor significancia (P valor <0.005), simplificándolas en un listado de 37 especies. De este listado, se eliminaron las especies con presencias en menos de 5 parcelas, pues estas no contaban con los suficientes datos para un buen ajuste del modelo CAO. La modelación se realizó empleando la técnica de ordenación Aditiva Restringida (CAO), basada en el ajuste de modelos aditivos generalizados (GAM) que permite establecer curvas de respuesta de distribución de especies tal como realmente son, frente a gradientes dominantes y no como curvas de respuesta simétricas y unimodales tal como lo asumen varias teorías y modelos de comunidades ecológicas (Yee 2006). Esta técnica incluye variables respuesta (especies) contra un pequeño número de variables latentes estandarizadas que son la combinación lineal de las variables predictivas (Yee 2006) y que no se pueden medir directamente (Yee 2015). Para la modelación, se relacionan las variables latentes seleccionadas mediante el análisis de componentes principales realizado para las 19 variables bioclimáticas (BIOCLIM). En este análisis, se evidenció cuales variables son las de mayor influencia para los dos primeros componentes.

Los datos bioclimáticos de las variables latentes seleccionadas actuales se obtuvieron de Worldclim para los años 1950-2000, al igual que las plantillas futuras del escenario de trayectoria de concentración representativa RCP 2.6 (escenario optimista) para los modelos NorESM1-M, MPI-ESM-LR, GFDL-ESM2G, la cual estima un aumento de la temperatura media global en superficie de 0.3°C a 1.7 °C para el año 2050 (promedio para 2041-2060) en formato ASCII a 30 minutos (1km).

El modelo CAO (ordenación aditiva restringida) de la familia Poisson, se realizó en base a las abundancias que presentaron las seis especies indicadoras seleccionadas con referencia a las variables latentes que presentaron el mejor ajuste al modelo. A estas especies se les realizó la modelación actual y futura (modelos NorESM1-M, MPI-ESM-LR, y GFDL-ESM2G). El modelo CAO, al pertenecer a una familia Poisson permite predecir para los modelos futuros el número de individuos de cada especie en un área determinada, para este caso el área de la parcela (Yee 2006). El ajuste del modelo para cada especie se determinó mediante un pseudo- R^2 , el cual fue calculado como la raíz cuadrada de la correlación entre la abundancia observada y la abundancia predicha del modelo. El pseudo- R^2 se establece como la proporción de varianza de la variable respuesta (especies) que es explicada por las variables predictivas (Hu 2006). Los análisis se realizaron en el entorno del programa R (R Development Core Team, 2008), usando las librerías VGAM (Yee & Wild 1996). Para generar la salida gráfica de los modelos actuales y futuros se empleó el software ARCGIS 10 x, con el cual se extrajo la información climática de cada uno de los píxeles de la zona de estudio. Con esta información se predijo el número de individuos de cada una de las seis especies para cada píxel, se resalta que como el píxel tiene un área mayor a la parcela, los datos obtenidos del modelo se proyectaron al área del píxel (100 ha o 1km²).

Se realizaron tres mapas de distribución por especie, el primero contempla la información del modelo actual del escenario RCP 2.6. El segundo mapa, incluye la unión de los resultados de los tres modelos futuros (NorESM1-M, MPI-ESM-LR, y GFDL-ESM2G) para cada especie. Esta integración de modelos

en un solo mapa se realizó con el fin de afianzar la probabilidad de abundancia de una especie en un espacio determinado. Donde los tres modelos convergen espacialmente, se considera un área con mayor capacidad de predicción de abundancia del modelo integrado. Como la modelación es un proceso matemático, en donde cada modelo utiliza de forma independiente sus variables y sus ecuaciones para la predicción futura, puede presentar diferencias entre los resultados obtenidos entre un modelo y otro (Scheldeman *et al.* 2010). En este mapa integrado, se determinaron además las áreas estimadas de pérdida y rangos de abundancia que posiblemente ocurrirán al año 2050 con la proyección de los modelos. El tercer mapa es la resta del resultado del modelo actual menos el resultado del modelo futuro para cada especie. En este mapa se evidencian en color Rojo – áreas de pérdida, en color blanco, las áreas en las que se encontraría menos de 1 árbol /ha y en Verde las nuevas áreas aptas.

Determinación de la conservación futura para las especies indicadoras en las áreas protegidas

Para establecer si las áreas protegidas conservarán las especies forestales indicadoras modeladas con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050, se integraron los mapas actuales, futuros y del producto de estos, para las especies que presentaron mejor ajuste al modelo CAO. El mapa resultado de esta integración se designó como mapa de áreas de distribución futura de las especies indicadoras. (Scheldeman *et al.* 2010). Finalmente, con estos insumos se concluyó respecto a la conservación de dichas especies al año 2050 bajo un escenario optimista de mitigación de emisiones como es el RCP 2.6.

RESULTADOS

Selección de las especies forestales indicadoras con el modelo CAO

El modelo CAO ajustó a seis especies identificando los puntos óptimos de distribución, o zonas con mayores valores de abundancias predichas. En la tabla 1, se presentan los Pseudo R^2 y coeficientes de restricción del Modelo de ordenación aditivo restringido (CAO) de distribución actual de abundancias para las seis especies que presentaron mejor ajuste. En este caso, estas especies presentaron Pseudo R^2 mayor a 0.72 y fueron seleccionadas como indicadoras para la integración de los tipos de bosque analizados. Las especies con mejor ajuste son *Heliocarpus popayanensis* Kunth, *Aniba muca*, seguida por el *Croton funckianus* Müll. Arg. Las variables con mayor peso de restricción son **B2: Rango medio diurno media mensual** (t° máx.- t° mín.), donde *Rango de temperatura media diurna* = $((t_{max1} + t_{max2} + \dots + t_{max12})/12 - (t_{min1} + t_{min2} + \dots + t_{min12})/12)$, en cada estación y **B13: Precipitación del mes más húmedo**, en la cual de las 12 climatologías mensuales de precipitación, se elige el valor más alto por estación.

Esto indica que las especies seleccionadas para la modelación experimentan un cambio más dramático en la variación de la temperatura durante el transcurso del día y tienen una fuerte influencia de la precipitación en su distribución y abundancia, por tal motivo esta se define por valores altos de precipitación. Estadísticamente, las variables B2 y B13 presentaron menor desviación estándar que las variables comunes de análisis que son la B1 (Temperatura media anual) y la B12 (Precipitación anual), estas presentan rangos amplios de mínimos y máximos.

Tabla 14. Especies indicadoras con Pseudo-R² de mejor ajuste al modelo y coeficiente de restricción de variables latentes para los modelos ajustados de distribución actual de abundancias

Coespecie	Nombre científico	Pseudo-R ²
Helpo	<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	0,99956
Crofu	<i>Croton funckianus</i> Müll. Arg.	0,97844
Animu	<i>Aniba muca</i>	0,99555
Beito	<i>Beilschmiedia towarensis</i>	0,72898
Bilro	<i>Billia rosea</i>	0,96959
Guaku	<i>Guarea kunthiana</i>	0,76145

Variable latente		Coefficiente de restricción
B2	Rango medio diario (media mensual (t° máx.- t° mín.))	9,2944
B7	Rango de Temperatura Anual (B5 - B6)	-2,2197
B13	Precipitación del mes más húmedo	-8,4431
B15	Precipitación estacional (Coeficiente de variación)	-1,8579
B19	Precipitación del trimestre más frío	1,0325

En la figura 2, se presenta el resultado del modelo CAO, para las dos especies forestales indicadoras cuya respuesta es mayor en abundancia, el *H. popayanensis* (Helpo) y *A. muca* (Animu) con referencia a los cambios de Rango medio diario de temperatura variable (B2) y Precipitación del mes más húmedo (B13). La primera, aumentará su abundancia cuando existan cambios de temperatura por debajo de 8.9°C (media calculada) y menos de 304,5 mm de precipitación del mes más húmedo y la segunda presenta el caso contrario, pues aumentará su abundancia cuando exista un cambio de temperatura por encima de 8.9°C y una mayor precipitación del mes más húmedo, por encima de 304,5 mm. Este valor de temperatura y precipitación, fue determinado como umbral a partir del cual las especies responderán a un posible cambio en su abundancia. Las especies como *Beilschmiedia towarensis* (Beito), *Billia rosea* (Bilro) y *Guarea kunthiana* (Guaku), presentan un umbral de respuesta similar al presentado por *A. muca*, sin embargo la respuesta en abundancia es mucho menor a la presentada por estas especies. La especie *C. funckianus* (Crofu), evidencia una leve respuesta en abundancia por debajo de la media calculada para las dos variables determinadas.

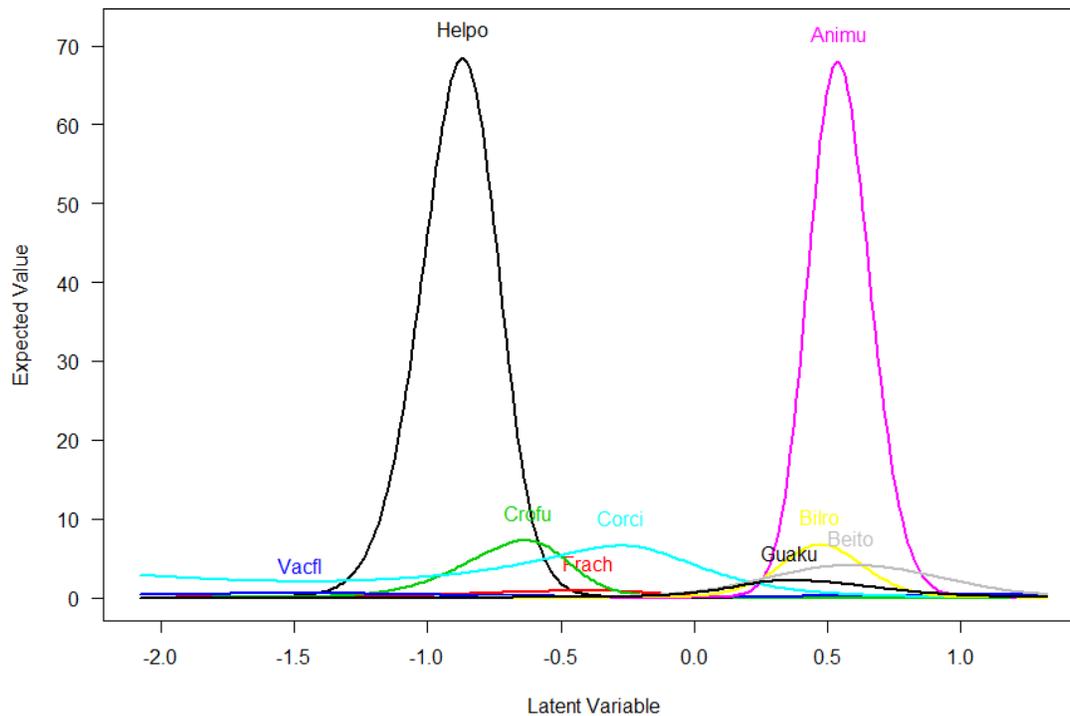


Figura 8. Modelo de ordenación aditivo restringido (CAO) proveniente de abundancias de especies indicadoras de tipos de bosque en 20 parcelas de muestreo en los parques naturales de Ucumarí y Campo Alegre en Risaralda – Colombia. Especies: (Helpo) *H. popayanensis*; (Corci) *Cordia cilindrostachya*; (Crofu) *C.funckianus*. (Vacfl) *Vaccinum floribundum*; (Animu) *A. muca*; (Beito) *B. towarensis*; (Bilro) *B. rosea*; (Guaku) *G. kunthiana*.

En el modelo se probaron las respuestas de las especies *V. floribundum* (Vacfl) y *C. cilindrostachya* (Corci), las cuales presentaron también un Pseudo R^2 mayor a 0,75. Sin embargo, las bandas de ajuste de estas dos especies (ANEXO 1) presentaron un comportamiento truncado dado que el modelo no puede determinar un límite de tolerancia ambiental por la falta de datos por debajo del límite inferior del gradiente altitudinal registrado por los datos de parcelas (Yee 2015). Por este motivo estas dos especies no hacen parte de las seis especies seleccionadas para la presente modelación.

En la figura 3, se presentan los mapas de distribución actual y futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro) para las especies indicadoras *A. muca* y *B. rosea*, empleando el modelo CAO, bajo

tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6). Estas especies se agruparon por tener una respuesta similar en la modelación realizada.

Para estas especies, en el **modelo actual** CAO, se evidencian presencias en el parque regional Ucumarí, y municipal Campo Alegre y se extiende hasta áreas sectorizadas el parque Nacional Los Nevados. Las abundancias que predice el modelo actual, van de 1 a 10 árboles por hectárea. En el parque nacional Los Nevados, se predicen abundancias de 10 a 20 árboles por hectárea. El **modelo futuro proyectado 2050** con tres modelos (RCP 2.6) predice una distribución que se ampliará en el parque municipal Campo Alegre y entre los límites de los Parques Ucumarí y Los Nevados con abundancias mayores a 10 - 20 individuos. En el **modelo de cambio** proyectan la evidencia de nuevas áreas aptas en el cordón que va desde el parque regional Campo Alegre, hasta los límites con el parque Regional Natural Ucumarí y Parque Los Nevados. La probabilidad de abundancias predicha al 2050 es de 1 a 20 árboles por hectárea, y en algunos sectores de 20 – 40 árboles por hectárea. Estas nuevas áreas aptas pueden desplazar a otras especies que se encuentran actualmente en ese rango altitudinal.

En la figura 4, se presentan los mapas de distribución actual y futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro) para las especies indicadoras *G. kunthiana* y *B. towarensis*, empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6).

Para la especie *G. kunthiana*, en el **actual** con el modelo CAO, se evidencian presencias concentradas en el parque regional Ucumarí, y algunos sectores del parque municipal Campo Alegre y del parque Nacional Los Nevados. Las abundancias que predice el modelo actual, van de 1 a 10 árboles por hectárea. En el **modelo futuro proyectado 2050** con tres modelos (RCP 2.6) se predice una distribución disminuida en el área del parque regional Ucumarí en límites con el Parque Los Nevados y en el Campo Alegre con abundancias de 1-10 árboles/ha . En el **modelo de cambio**, se observa evidencia de un núcleo definido en la parte central del parque municipal Campo Alegre, no se proyectó presencia al interior del Parque

nacional Los Nevados. La probabilidad de abundancias predicha al 2050 es de 1 a -10 árboles por hectárea.

Para la especie *B. towarensis*, se observa un comportamiento similar al presentado por *G. kunthiana*. Sin embargo en el escenario futuro se observan áreas proyectadas de aparición más extensas que las *G. kunthiana*. Esta especie proyecta presencias y abundancias de 10-20 individuos / ha en los límites del parque regional Ucumarí y los Nevados y en el cordón central en el parque municipal de Campo Alegre.

En la figura 5, Para la especie *H. popayanensis* en el **modelo actual** con el modelo CAO, se evidencian presencias en forma de corredor entre el parque municipal Campo Alegre y del parque Nacional Los Nevados. Las abundancias que predice el modelo actual, van de 1 a 20 árboles por hectárea. En el **modelo futuro proyectado 2050** con tres modelos (RCP 2.6) se predice una posible distribución en el área del parque regional Ucumarí en límites con el Parque Los Nevados. En el **modelo de cambio**, se observa que esta especie tendría presencia al interior del Parque Nacional Los Nevados y solo se conservarían algunos relictos al interior del parque Campo Alegre. Para la especie *C. funkianus* en el **modelo actual** con el modelo CAO, se evidencian presencias en forma de corredor entre el parque municipal Campo Alegre y del parque Nacional Los Nevados, y áreas sectorizadas del parque regional Ucumarí. Las abundancias que predice el modelo actual, van de 1 a 10 árboles por hectárea. En el **modelo futuro proyectado 2050** con tres modelos (RCP 2.6) se predice una fragmentación del corredor proyectado en el escenario actual para el parque municipal de Campo alegre y el Parque Los Nevados, además de una pérdida la parte sur de este corredor. En el **modelo de cambio**, se observa una pérdida completa de la presencia proyectada en el futuro 2050 al interior del Parque Nacional Los Nevados y Ucumarí, y solo se evidencian algunos sectores que permanecen con abundancias probables al 2050 de 1 a 20 árboles por hectárea.

En general para las especies *A. muca*, *B. towarensis*, *H. popayanensis*, y *C. funkianus* en el escenario futuro se proyectan desplazamientos hacia zonas altas dentro del mismo sistema de parques del

departamento de Risaralda, en especial hacia el Parque Nacional Natural de los Nevados. Estas especies se desplazarán en búsqueda de temperatura y precipitación adecuadas para su desarrollo, teniendo en cuenta que el escenario RCP2.6 y los modelos seleccionados, plantean que a mayor elevación existirá un aumento de temperatura y precipitación.

Las especies *G kuntiana*, *B rosea*, restringirán su rango de distribución con bajas abundancias al interior del parque municipal de Campo Alegre.

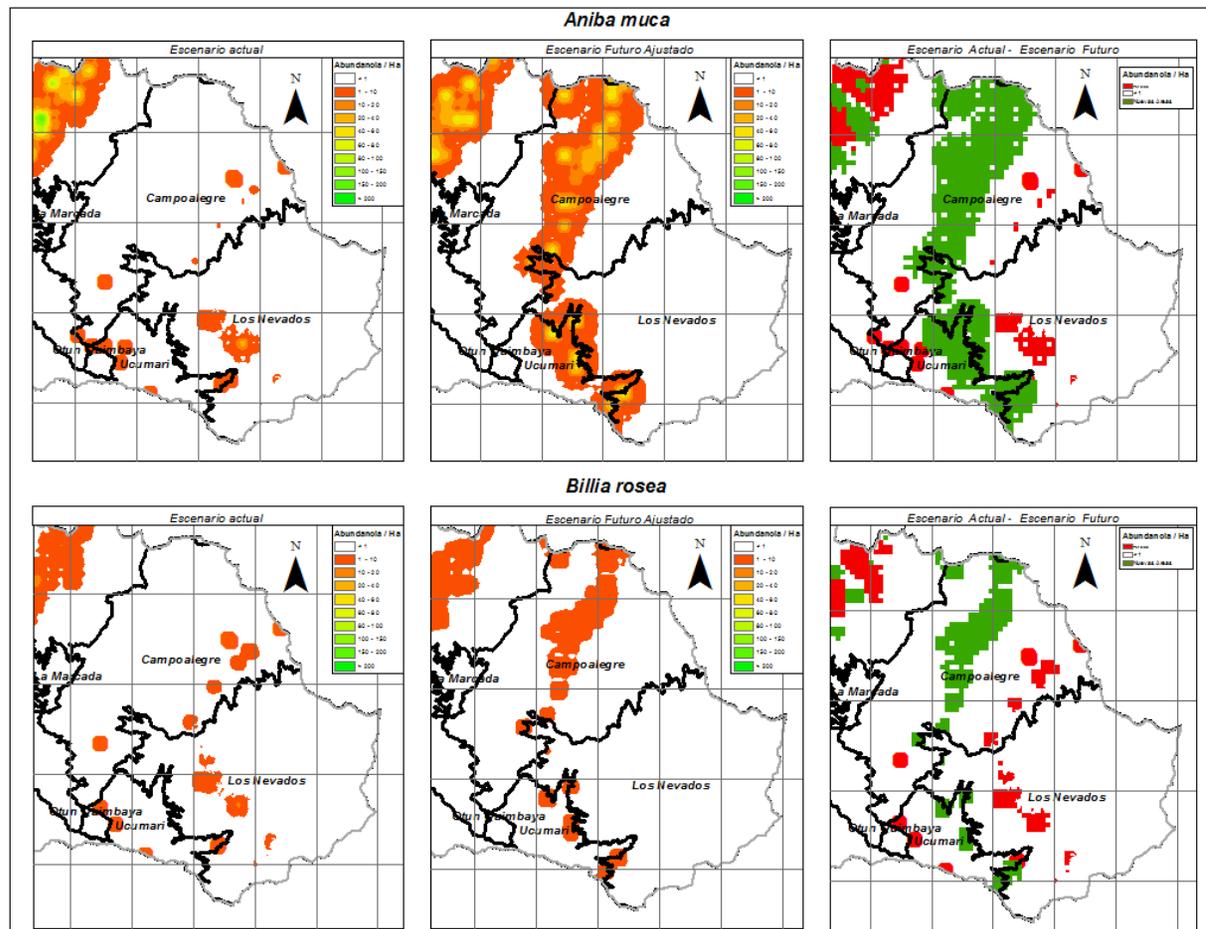


Figura 9. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <1 árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para *A. muca* y *B. rosea* empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.

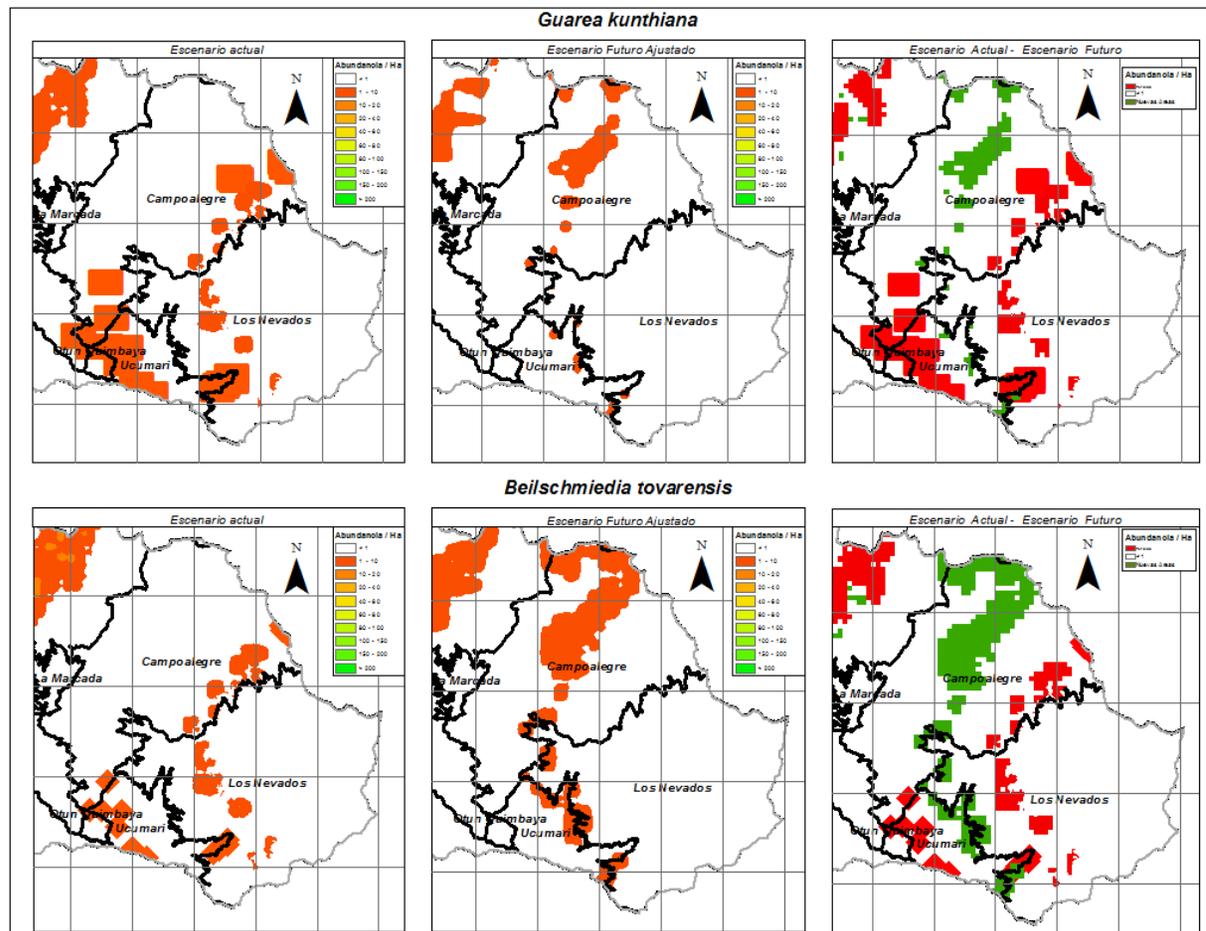


Figura 10. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <math>< 1</math> árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para *G. kunthiana* y *B. tovarensis* empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.

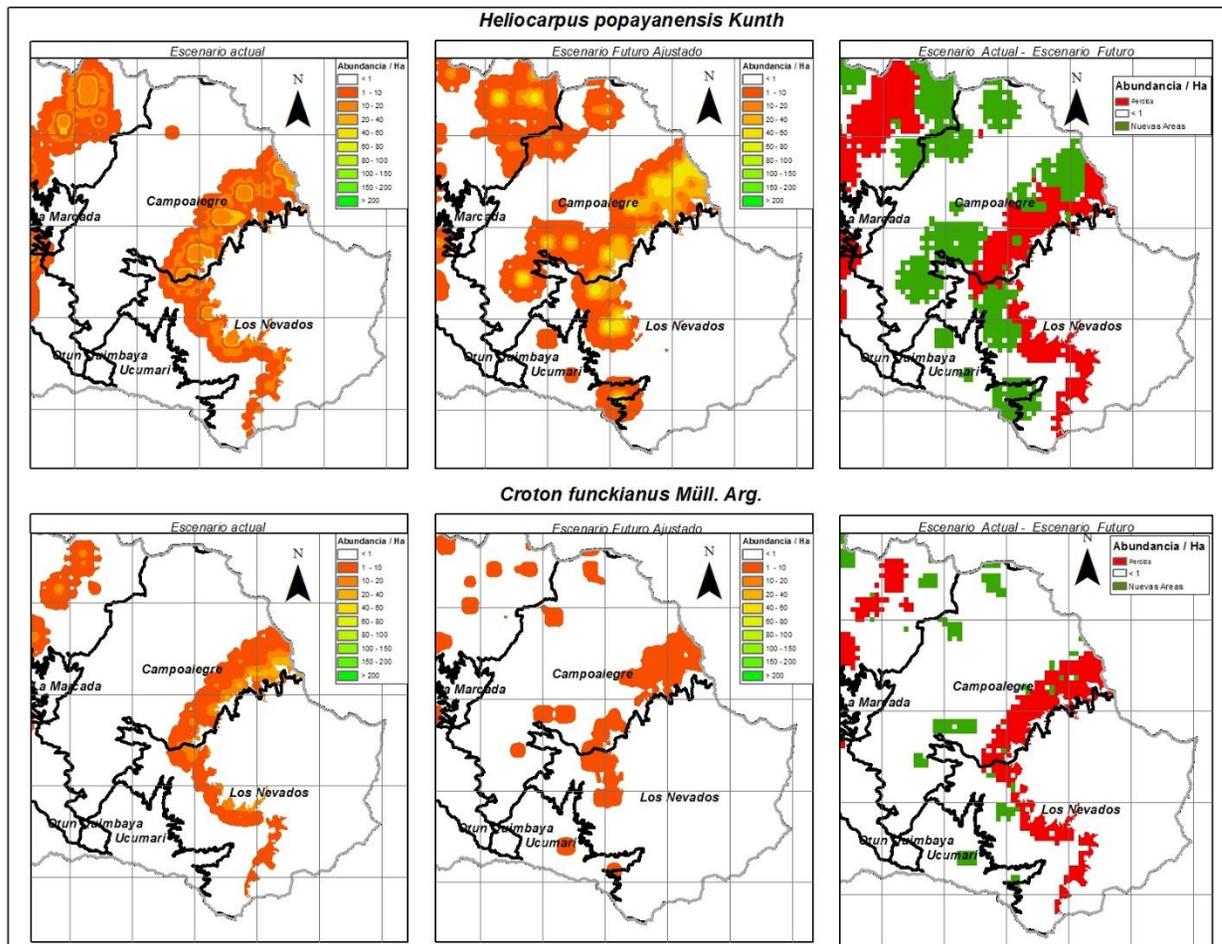


Figura 11. Mapas de distribución potencial actual, distribución potencial futura y escenario de cambio (diferencia actual menos futuro: Rojo – áreas de pérdida; Blanco: <1 árbol /ha; Verde: Nuevas áreas aptas) para *H. popayanensis* y *C. funcianus* empleando el modelo CAO, bajo tres modelos de cambio climático integrados de la trayectoria representativa (RCP 2.6), con la probabilidad de ocurrencia de una especie en términos de abundancia por hectárea.

Conservación de las especies forestales indicadoras en el Parque Municipal Natural de Campo Alegre y en el Parque Regional Natural de Ucumarí con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.

Áreas de ganancia y pérdida de distribución actual y futura de las especies indicadoras seleccionadas.

En la figura 6, se observan los mapas de áreas de distribución potencial actual (Figura 6 a), mapa de distribución futura (Figura 6 b) y mapa de escenario de cambio (diferencia actual menos futuro) (Figura 6c) de la integración de las modelaciones resultantes para las seis especies que ajustaron al modelo CAO. En general, se evidencia que en las áreas protegidas objeto de estudio, se conservarán a nivel de presencia las especies modeladas al horizonte del 2050, pues no se presenta en los mapas resultado posibles extinciones, las pérdidas a nivel espacial son sectorizadas. Sin embargo, es posible evidenciar que al año 2050 pueden existir desplazamientos hacia áreas de mayores altitudes en búsqueda de temperaturas más altas, definidas dentro del sistema de parques de Risaralda como el Parque Nacional Natural Los Nevados, parques regionales de Alto Del Nudo y Barbas Bremen, entre otros.

En el **mapa de distribución potencial actual integrado** para las seis especies modeladas (Figura 6 a), se puede evidenciar que se proyecta un corredor de distribución que va desde el parque municipal Campo Alegre a el Parque Nacional de los Nevados. Se observan además posibles áreas de distribución al occidente del parque regional Ucumarí y hacia la parte oriental en límites con el Parque Nacional De Los Nevados. En general los promedios de abundancias proyectadas se encuentran en los rangos de 1- 10 árboles / ha con un área de predicción aproximada de 3430,12 ha y de 10 -20 árboles/ha, con un área de predicción aproximada de 664,24 hectáreas, para un total de 4094,36 ha, tal como se evidencia en la tabla 2.

En el **mapa de áreas de distribución futura integrada 2050**, (Figura 12 b), se presentan las áreas predichas por el modelo CAO integrado para las seis especies. Dicha modelación predice un cambio de distribución en el parque regional Ucumarí limitando estas especies hacia su parte oriental cercano al límite del parque Nacional Los Nevados, evidenciando el desplazamiento de las especies hacia zonas más altas (arriba de 3800 metros de altitud) en aproximadamente 1878,15 hectáreas. En el parque municipal de Campo Alegre, se observa un nuevo corredor por el eje central del mismo que podría predecir la aparición de las especies con abundancias probables de 1-10 árboles/ha con un área de predicción aproximada de 6298,18 ha, en su mayor parte, tal como se evidencia en la tabla 2.

En el **mapa de áreas de cambio de distribución** (escenario actual menos futuro Figura 12 c), se presentan pérdida de distribución actual dentro de los parques objeto de estudio en 910,14 hectáreas en el rango de abundancia de 1-10 hectáreas. La mayor ganancia de áreas de distribución, se encontró en el rangos de abundancia de 1- 10 ha se reportan 954,12 ha, que se encuentran como nuevas areas aptas con mayores elevaciones (Parque Nacional Natural de Los Nevados) tal como se evidencia en la tabla 2.

Tabla 15. Áreas de ganancia o nuevas áreas aptas y áreas de pérdida de distribución actual y futura predicha por el modelo discriminada por rango de abundancia.

Abundancia / ha	Área distribución Potencial Actual y futura (ha)	Nuevas Área Futuro 2050 area de estudio (ha)	Areas Perdida de área de distribución actual (ha)	Ganancia Nuevas áreas aptas mayores elevaciones (ha)
< 1	0	0	0	0
1 - 10	3430,12	6298,18	-910,14	954,12
10 - 20	664,24	1193,5	0	924,03
20 - 40	0	33,44	0	0
<40	0	0	0	0
TOTALES	4094,36	7525,08	910,14	1878,15
TOTAL AREA DE PREDICCIÓN DE DISTRIBUCIÓN	14407,74 (ha)			

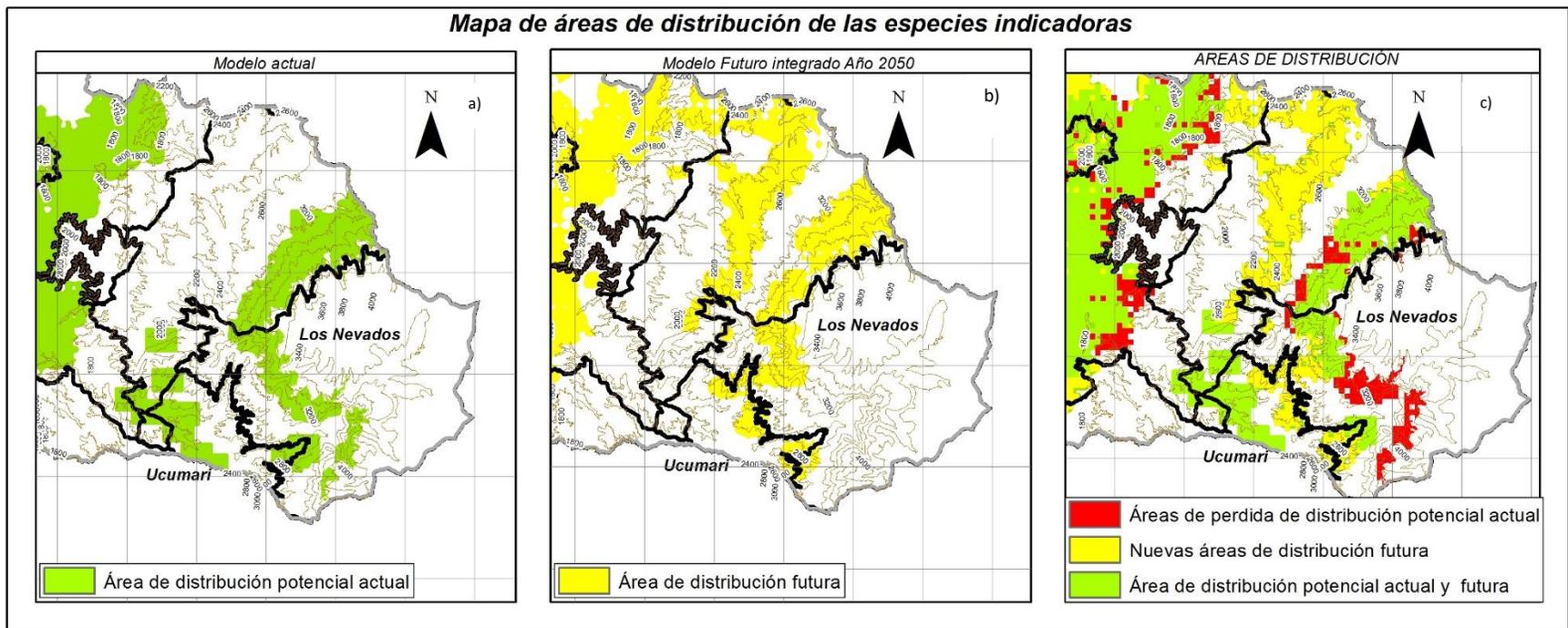


Figura 12. a) Mapa de áreas de distribución actual, (b) Mapa de áreas de modelación futura c) Mapa de áreas de cambio de distribución (diferencia actual menos futuro) integrados para las seis especies forestales indicadoras que se ajustaron al modelo CAO, con base a la modelación de escenarios climáticos de la ruta representativa RCP2.6

DISCUSION DE RESULTADOS

El modelo CAO empleado, predijo cambios en la abundancia y distribución actual y futura para las seis especies indicadoras seleccionadas que ajustaron al modelo con pseudo R^2 mayores a 0.72

Las especies *V. floribundum* (Vacfl) y *C. cilindrostachya* (Corci) de las ocho seleccionadas que se ajustaron al modelo, presentaron una predicción no satisfactoria, pues en dicha modelación, se observaron áreas de predicción por fuera del nicho además de predicciones extremas de la variable abundancia (>200 individuos por ha), datos alejados de lo predicho para las seis especies restantes. Según lo mencionado por Yee (2006), estas especies puede que no está lo suficientemente representada en el conjunto de datos producto del muestreo realizado. También es posible que el comportamiento de estas especies dependa de factores no tomados en cuenta en la presente modelación (tipo de suelos, gradiente altitudinal entre otras). Estos factores pueden mejorar la explicación de la variabilidad de los datos. Según Barrio *et al.* (2006), incluir estos factores puede mejorar la precisión espacial de la modelación a escala local. Por tal motivo estas dos especies no fueron parte del modelo integrado CAO de las seis especies indicadoras, que se realizó para aumentar la capacidad de predicción en áreas de convergencia de las mismas.

Las variables que mayor coeficiente de restricción aportaron al modelo fueron el rango medio diario de temperatura (B2) y la precipitación del mes más húmedo (B13). En general la mayoría de las especies modeladas, presentaron buena respuesta a estas variables, las cuales actúan en todas las etapas del ciclo de vida, afectan la supervivencia, el desarrollo y la reproducción; ejercen efectos limitantes sobre su capacidad competitiva, su resistencia a los depredadores, parásitos y a las enfermedades. Ramírez (2007) y Yee (2015), recomiendan por su estabilidad, menor desviación estándar y comportamiento para modelos CAO, el empleo de las variables rango medio diario (B2), Rango de Temperatura Anual (B7), Precipitación del mes más húmedo (B13) Precipitación estacional (B15) Precipitación del trimestre más frío (B19) que fueron empleadas en la presente modelación.

El modelo CAO evidencia la respuesta positiva de la variable abundancia para las especies *H. popayanensis* y *A. muca*, respecto a la media de las variables latentes B2 (Rango medio diurno de temperatura) y B13 (Precipitación del mes más húmedo). Las otras especies modeladas responden de una manera menos relevante a esta variable.

La modelación de las seis especies prevé un cambio en su distribución, que se proyecta hacia sectores de mayor elevación en el parque municipal regional de Campo Alegre y del parque Nacional Natural de los Nevados (área conectada a la zona de estudio del presente trabajo), pues el escenario RCP2.6 presentó condiciones climáticas adecuadas para las especies de tierras bajas a mayores elevaciones (mayores a la cota 3800), comportamiento similar presento el estudio realizado por Veintimilla (2013b). Es decir que los cambios en la distribución potencial de las especies están condicionados al conjunto de condiciones ambientales en las que esta se desarrolla. Pearson (2007), Feeley & Silman (2010) y Colwell *et al.* (2008), han mencionado que para los bosques tropicales, la tendencia es que las especies migren hacia mayores altitudes. En general se mantiene la tendencia de las especies a colonizar nuevas áreas para buscar sus condiciones óptimas de temperatura y precipitación, esta situación evidencia la relevancia de realizar esfuerzos de mitigación de efectos de cambio climático, pues a pesar de modelar con el escenario RCP 2.6 en el cual las emisiones de gases de efecto invernadero serán mitigadas, el resultado de la modelación muestra que los efectos serán significativos.

Para las seis especies al año 2050, se prevé nuevas áreas aptas para posibles migraciones, con rangos de abundancias similares a los proyectados para el escenario actual, con promedios que oscilan entre 1 – 20 árboles por ha y en algunos sectores reducidos de 20-40 árboles / ha. Es importante analizar que los rangos de abundancia proyectados, están estimados para una resolución de pixel de 1km² otorgada por las plantillas climáticas de WORLDCLIME, por lo tanto esta determinación de abundancias marca una tendencia probable de comportamiento. Especies con mayor abundancia dentro de una parcela, amplían su área de distribución actual a toda el área de estudio, las especies con baja abundancia dentro de las parcelas, restringen la distribución actual a una zona más cercana a la ubicación de las especies Villaseñor & Valdez (2004); Chain (2012); Kazuya *et al.* (2006). En las áreas donde se predecía una potencial

distribución actual, en el escenario futuro se verá disminuido el espacio geográfico. Esto concuerda con lo demostrado en el estudio realizado por Cuesta *et al.* (2008), quienes investigaron a cerca de la respuesta de la distribución de las especies ante el cambio climático en algunas especies de los Andes tropicales al año 2050 -2080, los resultados demuestran que los efectos del cambio climático sobre la biota andina podrían ser extremadamente severos, pues pueden desencadenar extinciones a largo plazo. Los desplazamientos de especies que controlan de manera regional la distribución actual de los ecosistemas montanos sugieren posibles cambios en el arreglo espacial de la biomasa (Cuesta *et al.* 2012).

Es importante considerar que los resultados obtenidos a partir del método y modelo aplicado en la presente investigación, pueden presentar una sobre estimación de la distribución potencial y futura, pues es posible que se hayan ampliado los límites reales de la distribución de cada especie, por tal motivo se requiere validar con trabajo de campo pues estas predicciones pueden incluir errores de omisión al no considerar el espacio que la especie debería estar ocupando y de comisión si considera un espacio que en realidad la especie no ocupa ni debe ocupar, validando la recomendación determinada en los resultados encontrados por Peterson & Vieglais (2001); Anderson *et al.*(2003) y Scheldeman *et al.*(2010) en los cuales se indica la alta probabilidad de ocurrencia de este tipo de errores.

A pesar de esta situación, se debe resaltar la relevancia de los mapas obtenidos para cada especie, pues estos pueden ofrecer una guía para el trabajo de campo hacia sitios más específicos que permitan evaluar el posible comportamiento actual y futuro, al comprobar los resultados. Caso tal, puede presentarse en las áreas prioritarias para la conservación donde según la predicción del modelo, las especies podrían encontrarse, pero para la cual todavía no existe una prueba de su presencia. Adicionalmente, es posible que estos resultados contribuyan a identificar áreas donde se pueden establecer sitios de colecta, los cuales contribuirán con lineamientos para el manejo de la zona de estudio como un área protegida integral.

Anderson *et al.* (2003) Scheldeman *et al.* (2010), Araujo *et al.* (2004).

Conservación de las especies forestales indicadoras con base a los cambios en su distribución por efectos climáticos al año 2050.

Según la modelación realizada, las áreas protegidas evaluadas al año 2050 evidenciarán la pérdida de áreas de distribución potencial actual de las seis especies indicadoras en áreas de rangos de abundancias de 1 -10 árboles / ha. Sin embargo, se evidenciarían áreas de ganancia (1878,15 ha) con condiciones de temperatura y precipitación adecuadas para el desarrollo de estas especies, hacia altitudes superiores ubicadas en el parque Nacional natural de los Nevados. Este resultado, no indica que no existan efectos del cambio climático sobre estas especies. Al contrario, los efectos serán evidenciados en migraciones o desplazamientos de especies que afectarán de manera significativa el ecosistema del Parque Nacional de Los Nevados. Pues al aumentar las temperatura existirá un efecto de calentamiento sobre la zona de vida de paramo pluvial existente y sobre las áreas de nieve, que se reflejará en la posible disminución de los servicios ecosistémicos que esta zona puede ofrecer a futuro.

El escenario de cambio, evidencia pérdida de distribución actual el parque municipal de Campo Alegre. En estas zonas determinadas puede presentarse pérdida de especies debido a los desajustes en el calendario de las mismas, a la competencia con especies nuevas en el ecosistema y al estrés directo. (FAO 2013)

El escenario futuro predice la ganancia de nuevas áreas aptas en aproximadamente 39.3 % en otras zonas en las que las especies no estaban predichas en el escenario actual de la distribución potencial, estas nuevas áreas se ubican en altitudes mayores en los parques objeto del presente estudio y se extienden a la parte sur occidental del límite del parque Nacional de los Nevados con el parque regional Ucumarí y en la parte occidental de las áreas protegidas regionales (Barbas bremen y Alto del nudo). Según FAO (2013) se prevén algunos cambios por efectos climáticos más evidentes en las regiones montañosas, donde las franjas de vegetación podrían estar subiendo por el incremento de la temperatura, lo cual provocaría

extinción de especies endémicas adaptadas a las condiciones de cumbres aisladas que ya no tendrán a donde ir.

Por la configuración espacial de las áreas protegidas evaluadas y su interconexión con el Parque Nacional Natural de Los Nevados, es posible asegurar que estas, conservarán las especies modeladas, pues al 2050 no se proyectan extinciones. Sin embargo, si se evidenciarán áreas con pérdida de distribución en las cuales puede presentarse que la distribución especies con ciclos de vida relativamente cortos favorecerá por procesos de selección natural a los que se ubican en el frente de las condiciones cambiantes y reduce las tasas de supervivencia de los que se encuentran en el borde sub óptimo del hábitat en movimiento. Las especies arbóreas con tiempos de maduración muy lentos y estrechos rangos de temperatura óptima probablemente no sobrevivirán, si la velocidad del suceso del cambio climático y ecológico, asociados es más rápida que su ciclo de vida. Las plántulas probablemente crecerán pero no alcanzarán la edad reproductiva antes de que el incremento en la temperatura haga que se pierdan las condiciones óptimas. (FAO 2013)

Por el posible arreglo que se puede presentar en el mapa del modelo de distribución integrado es importante tener en cuenta que la delimitación actual de las mismas prevé áreas de pérdidas de presencia y abundancia de especies, que dejan abierta la posibilidad de no conservar todas las especies a futuro, a pesar que el departamento de Risaralda presenta un sistema de parques robusto.

El ejercicio realizado en el presente proyecto puede convertirse en una herramienta clave para la delimitación de áreas protegidas en el país, pues estas deben contemplar las zonas de migración, desplazamientos y extinciones que las especies posiblemente pueden presentar a largo plazo. Sobre todo para departamentos que no tienen un sistema de áreas protegidas fortalecido.

CONCLUSIONES

- Los resultados de la presente modelación se obtuvieron empleando los escenarios de la ruta representativa 2.6 que prevén un cambio relativamente bajo en cuanto a temperatura (debajo de 2°C), precipitación, emisión de combustibles fósiles, nivel del mar entre otros. El empleo de este escenario es un punto de referencia clave para predecir los cambios mínimos que pueden suceder a futuro 2050, pues los otros RCP predicen cambios más drásticos.
- Se identificaron seis especies indicadoras que presentaron el mejor ajuste al modelo con Pseudo R2 mayor a 0,72 lo cual indica una buena capacidad de predicción del mismo. Sin embargo, dos de ellas *V. floribundum* (Vacfl) y *C. cilindrostachya* (Corci) no presentaron una modelación satisfactoria, pues las abundancias predichas y las áreas de distribución a 2050 tienen un comportamiento alejado de los promedios de predicción para las demás especies modeladas. Las curvas de ajuste al modelo corroboraron dicho resultado. Este resultado puede deberse a que la distribución de dichas especies responde a otras variables (suelo, dispersión etc.) diferentes a las evaluadas en el presente trabajo.
- Las especies modeladas con mayor respuesta de la variable abundancia con respecto a la media de la variable latente B2 Rango medio diurno de temperatura fueron *H. popayanensis* y *A. muca*. Estas dos especies proyectan una posible probabilidad aumento en puntos focalizados del rango de abundancia predicho. En general la modelación de estas especies predice que éstas al año 2050 se encontrarán en áreas con mayores altitudes según los escenarios del RCP2.6 que predicen aumento de la temperatura hacia zonas con mayores elevaciones. Estas áreas estarían definidas dentro del Parque municipal Campo alegre y el Área del Parque Nacional Natural de Los Nevados.
- Las áreas protegidas evaluadas en el presente estudio conservarán las especies modeladas al año 2050 al efecto del cambio climático, pues no se presentan extinciones determinantes. Estas sin

embargo, evidenciarán áreas de pérdidas de distribución actual en las cuales la abundancia será de menos de 1 individuo por hectárea. En estas zonas se considera que se verán afectadas las especies con ciclos de vida cortos, pues estos no podrían estar acorde a los tiempos de duración del cambio climático. Las áreas de ganancia se predicen en zonas altas del parque Nacional Natural de Los Nevados afectando los ecosistemas presentes.

- Es evidente que el cambio climático tendrá un efecto en la distribución de las especies forestales existentes en las áreas protegidas evaluadas. Por tal motivo, se requiere que desde ahora se planteen estrategias para que estas afronten esta situación a futuro con métodos que garanticen la conservación de genética de las especies in situ. Es importante resaltar que estas deben empezar por el manejo adecuado de su área de amortiguación, para evitar el avance de la frontera agrícola que puede inducir al aumento de especies invasoras dentro de las mismas.
- La modelación de distribución de especies debe ser tomada en cuenta en la definición de áreas protegidas, pues las áreas de posibles migraciones, desplazamientos o extinciones deben ser parte integral de la planificación de las mismas.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Anderson, RP, M. Laverde & AT Peterson. (2002). Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98: 3-16

Anderson, R.P., D. Lew & A.T. Peterson. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162: 211-232.

Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H. (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10:1618- 1626

- Barrio, G del; Harrison, P; Berry, P; Butt, N; Sanjuan, M; Pearson, R; Dawson, T.** (2006). Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science & Policy*. 9:129-147
- Cáceres, M. de; Legendre, P.** (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. (90) (12). 3566–3574 p
- CARDER.** (2004 a). Plan de manejo Parque Municipal Natural Campo alegre. 194 p. URL: http://www.carder.gov.co/documentos/2984_Plan_de_manejo_PMN_Campoalegre.
- CARDER.** (2004b). Plan de manejo del Parque Municipal regional Ucumarí. 131 p. URL: <http://www.carder.gov.co/web/es/pnr-ucumari>.
- Castaño V, J.** (2005). Áreas protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico - Centro de Museos - Museo de Historia Natural* Vol. 10 -79-101
- Chain, A; Finegan, B; Vilchez, S; Casanoves, F.** (2012). Determinants of rain forest variation on altitudinal gradient in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 28:1-19
- Cuesta, F., M. Peralvo & A. Ganzenmüller.** (2008). Posibles efectos del calentamiento global sobre el nicho climático de algunas especies en los Andes Tropicales. CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, University of Texas at Austin, EcoCiencia. Quito, Ecuador. 24 p
- Cuesta F., P. Muriel, S. Beck, R. I. Meneses, S. Halloy, S. Salgado, E. Ortiz y M.T. Becerra.** (2012). Biodiversidad y Cambio Climático en los Andes Tropicales - Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria-Andes, Lima-Quito. Pp 180
- Colwell, R; Brehm, G; Cardelús, C; Gilman, A; Longino, J.** (2008). Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. *Science* 322:258-260.

- Grünwaldt, A., H. Meirovich, L. M. Uribe, T. Shimizu, S. C. Valencia, G. Rivera, W. Bendix, A. Suarez & M. C. Landázuri.** (2010). Impactos potenciales del cambio climático en ecosistemas forestales en cordilleras latinoamericanas y herramientas para la adaptación de la gestión. Costa Rica, CATIE: 41p.
- FAO** (2013). Consecuencias del cambio Climático. En La fauna silvestre un clima cambiante. 27 pp ISBN 978-92-5-307089-3. Roma.
- Feeley KJ, Silman MR.** (2010). Modelling Andean and Amazonian plant species responses to climate change: the effects of geo-referencing errors and the importance of data filtering. *Journal of Biogeography* 37, 733–740.
- Hu B, M Palta.** (2006). Pseudo-R² in Logistic Regression Model. University of Wisconsin-Madison. *Statistica Sinica* 16 (2006), 847-860p
- Kazuya. N, Gómez. M.I, López. R.P, Meneses .R.I, Vargas. J.** (2006). Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41(1) 65 – 78.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P.** (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361-371.
- Pearson, R.** (2007). Species' distribution modelling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History (en línea). Consultado 17 mar. 2013. Disponible en: <http://ncep.amnh.org>.
- Peterson, A. & D. Vieglais.** (2001). Predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem. *BioScience* 51: 363-371pp.
- Ramírez M.** (2007). Principios de Biogeografía. Revista de investigación 360 grados en ciencias y matemáticas. Tercera edición
- R Development Core Team.** (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>.

Scheldeman X, Van Zonneveld M, Salcedo J. (2010). Guía sobre el uso de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) como apoyo a la conservación y el uso de los recursos fitogenéticos.

Biodiversity internacional. 157 p.

McCune, B; Mefford, MJ. (1999). Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.25

(PCORD). MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A

Veintimilla D. (2013b). Distribución Actual Y Potencial Bajo Escenarios De Cambio Climático De Especies Indicadoras De Tipos De Bosque En El Gradiente Altitudinal “Caribe-Villa Mills”, Costa Rica.

CATIE Costa Rica 89-144 p

Villaseñor, J. & O. Téllez. (2004). Distribución potencial de las especies del género *Jefea* (Asteraceae) en México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica 75 (2). 205 – 220 p.

Yee, T, Wild, C. (1996). Vector generalized additive models. Journal of the Royal Statistical Society.

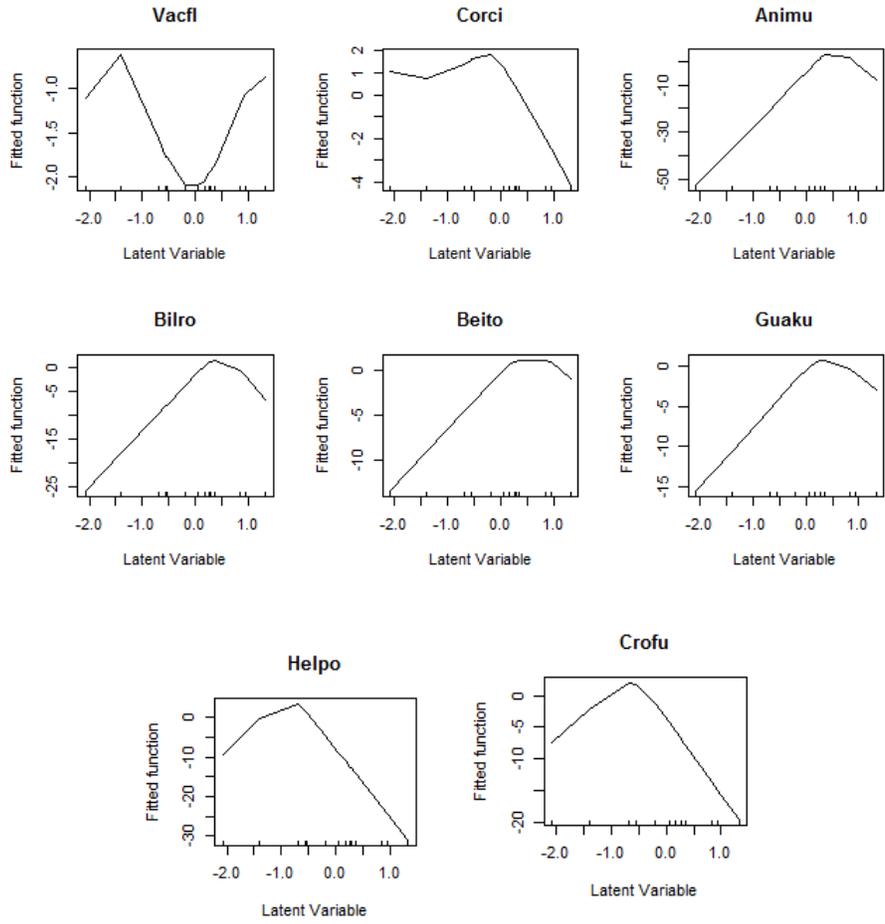
58(3):481-493

Yee, T. (2006). Constrained additive ordination," Ecology 87. 203-213 p

Yee T. (2015). Vector Generalized Linear and Additive Models with an Implementation in R. Springer

.604

Anexo 2. Función ajustada para las ocho especies indicadoras.



VI. AGRADECIMIENTOS

A la Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal “CONIF” de Colombia que en convenio con el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza “CATIE” de Costa Rica, a través de su proyecto CLIMAFORADE financió el trabajo de campo de la presente investigación. A la Corporación autónoma regional de Risaralda “CARDER”, por su aval para realizar la investigación en los parques de su jurisdicción. A la doctora Ángela Parrado por sus continuos e importantes aportes al mejoramiento de la idea de investigación. Al ingeniero forestal Fernando Parra por su asesoría en temas estadísticos.

VII. RECOMENDACIONES

Para precisar los resultados del modelo se recomienda ampliar el muestreo realizado e integrarlo a un muestreo en un gradiente altitudinal más amplio, estableciendo parcelas en diferentes zonas de vida que presenten diferencias significativas en rangos precipitación y temperatura. Esto permitirá que en la modelación se evidencien diferencias más marcadas que las identificadas en la presente investigación para los tipos de bosques.

Se debe incluir en este tipo de investigaciones la variable suelo, la cual permitirá mejorar la precisión del modelo, pues la relación clima –suelo, pues para algunas especies estas variables conjugadas pueden dar mejor respuesta a las bandas de ajuste en la modelación.

Se recomienda aplicar esta metodología en departamentos cuyo sistema de áreas protegidas esté en proceso de definición.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abdi H.** (2001). Metric Multidimensional Scaling (MDS): Analyzing Distance Matrices en Neil S. 2007. Encyclopedia of Measurement and Statistics. Thousand Oaks (CA): Sage
- Alban, C, F.** (2015). Impactos potenciales del cambio climático en la biodiversidad de ecosistemas de alta montaña o de paramo de Ecuador. Monografía Pontificia Universidad Católica Del Ecuador, 90 p.
- Alvear M, J Betancour, P Franco Roselli.** (2010). Diversidad florística y estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del parque nacional natural los nevados, cordillera central colombiana. *Caldasia* 32(1):39-63
- Alvis J.** (2009). Análisis estructural de un bosque natural localizado en zona rural del municipio de Popayán. Facultad de ciencias agropecuarias. (7) (1)
- Albritton, D. L, L. G. Meira.** (2001). Technical Summary: A report accepted by Working Group I of the IPCC.
- Anderson, RP, M. Laverde & AT Peterson.** (2002). Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *Oikos* 98: 3-16
- Anderson, R.P., D. Lew & A.T. Peterson.** (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162: 211-232.
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H.** (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10:1618- 1626
- Armenta P. G, J Dorado, A Rodriguez, J Ruiz.** (2014). Escenarios de cambio climático para precipitación y temperaturas en colombia IDEAM. 274 pp

Arribas P, P Abellán, J. Velasco, D.T. Bilton, J.M. Lobo, A. Millán, D. Sánchez-Fernández (2012).

La vulnerabilidad de las especies frente al cambio climático, un reto urgente para la conservación de la biodiversidad. *Revista Ecosistemas*. 21(3):79-84

Austin M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19.

Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(12):136-147

Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Casanoves F., Di Rienzo J.A., Robledo C.W. (2008). *Manual del Usuario*, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina

Barrio, G del; Harrison, P; Berry, P; Butt, N; Sanjuan, M; Pearson, R; Dawson, T. (2006).

Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science & Policy*. 9:129-147

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15:365-377.

Benito de Pando, B. & Peñas de Giles, J. (2007). "Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica", *GeoFocus Artículos*, nº 7, p. 100-119, ISSN: 1578-5157, Granada, España.

Bentsen M, I. Bethke, J. B. Debernard, T. Iversen, A. Kirkevåg, Ø. Seland, H. Drange, C. Roelandt,

I. A. Seierstad, C. Hoose and J. E. Kristj´ansson. (2013). The Norwegian Earth System Model, NorESM1-M – Part 1: Description and basic evaluation of the physical climate. *Revista Geoscientific Model Development*. 6, 687–720 p.

BIOMARCC-SINAC-GIZ. (2013). Estimación de los posibles cambios en la distribución de especies de flora arbórea en el Pacífico Norte y Sur de Costa Rica en respuesta a los efectos del cambio climático. San José-Costa Rica. 48 p.

Bravo-Nuñez, E. (1991). Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiológica* 1(1):87-93.

Buytaert W, Cuesta-Camacho F, Tobon C (2011). Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions, *Global Ecology And Biogeography*, Vol: 20, Pages: 19-33, Issn: 1466-822

Bush, M; Hanselmann, J; Hooghiemstra, H. Andean montane forest and climate change. In Bush, M; Flenley, J; Gosling, W. eds. (2011). Tropical rainforest responses to climate change. 2 ed. Berlin, DE, Springer. 35-61 p.

Cáceres, M. de; Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*. (90) (12). 3566–3574 p

CARDER. (2004 a). Plan de manejo Parque Municipal Natural Campoalegre. 194 p. URL: http://www.carder.gov.co/documentos/2984_Plan_de_manejo_PMN_Campoalegre.

CARDER. (2004b). Plan de manejo del Parque Municipal regional Ucumarí. 131 p. URL: <http://www.carder.gov.co/web/es/pnr-ucumar>

CARDER & CONIF. (2011). Plan General de ordenación forestal de Risaralda. 139 p. URL: www.carder.gov.co/intradocuments/.../plan-general-de-ordenaci-n-forestal

CARDER & CONIF. (2011b). Mapa de Uso y cobertura según leyenda Corine Land Cover para el departamento de Risaralda. 90 pp

Castaño V, J. (2005). Áreas protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico - Centro de Museos - Museo de Historia Natural* Vol. 10 -79-101

- Cervera, J, Cruz, F.** (2000). Evaluación estructural de cuatro bosques altoandinos ubicados en el Área Amortiguadora del Parque Natural Nacional Los Nevados. Tesis de Ingeniero Forestal. Universidad del Tolima. Ibagué. 180 P
- Chain, A; Finegan, B; Vilchez, S; Casanoves, F.** (2012). Determinants of rain forest variation on altitudinal gradient in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 28:1-19
- Clarke, K. R.**(1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117--143. Warton, D.I., Wright, T.W., Wang, Y. 2012. Distance-based multivariate analyses confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 89--101
- Colwell, R; Brehm, G; Cardelús, C; Gilman, A; Longino, J.** (2008). Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. *Science* 322:258-260.
- Cramer J.** (2003). Parte 4 La Cordillera Central Colombiana transecto Parque los Nevados, Alfonso Pérez Preciado (1); Volúmenes 3-5 de Studies on tropical Andean ecosystems
- Cuesta, F., M. Peralvo & A. Ganzenmüller.** (2008). Posibles efectos del calentamiento global sobre el nicho climático de algunas especies en los Andes Tropicales. CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, University of Texas at Austin, EcoCiencia. Quito, Ecuador. 24 p
- Cuesta F., P. Muriel, S. Beck, R. I. Meneses, S. Halloy, S. Salgado, E. Ortiz y M.T. Becerra.** (2012). Biodiversidad y Cambio Climático en los Andes Tropicales - Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria-Andes, Lima-Quito. Pp 180
- Delgado, D; Finegan, B; Zamora, N; Meir, P.** (1997). Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: Cambios en la riqueza y composición de la vegetación. Turrialba, CR, CATIE. 55 p. (Serie Técnica. Informe Técnico no. 298).
- Duivenvoorden, JF.** (1994). Vascular plant species in the rain forest of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 3:685-715.

- Elith, J., Leathwick, J.R.** (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40:677-697.
- Enquist, C.A.F.** (2002) .Predicted regional impacts of climate change on the geographical distribution and diversity of tropical forests in Costa Rica. *Journal of Biogeography*, 29, 519–534
- Escamilla, P.R.** (1988). Diagnóstico integral y bases para el plan de manejo del Parque Regional Natural Ucumarí. CARDER, Pereira
- FAO** (2013). Consecuencias del cambio Climatico. En *La fauna silvestre un clima cambiante*. 27 pp ISBN 978-92-5-307089-3. Roma.
- Feeley KJ, Silman MR.** (2010). Modelling Andean and Amazonian plant species responses to climate change: the effects of geo-referencing errors and the importance of data filtering. *Journal of Biogeography* 37, 733–740.
- Fujino, J., R. Nair, M. Kainuma, T. Masui, and Y. Matsuoka.** (2006). Multi-gas mitigation analysis on stabilization scenarios using AIM global model. *Multigas Mitigation and Climate Policy*. The Energy Journal Special Issue. 343-354p
- Fundación para la investigación del Clima (FIC)** (2013). Impactos potenciales del cambio climático en ecosistemas forestales en cordilleras latinoamericanas y herramientas para la adaptación de la gestión (CLIMIFORAD): escenarios regionales de cambio climático. P 167
- Fundación biodiversidad** (2013). Cambio Climático: Bases Físicas, Guía resumida del Quinto Informe de Evaluación del IPCC, Grupo de Trabajo I. 222p
- García C, C. Suarez, M. Daza.** (2010). Estructura y diversidad florística de dos bosques Naturales (Buenos aires, Dpto Cauca, Colombia). *Facultad de ciencias agropecuarias* 8 (1.)
- García N.** (2013). MACANA (*Wettinia kalbreyeri*). Pp. 119-125. En: Bernal, R y G. Galeano (Eds.) cosechar sin destruir- aprovechamiento sostenible de palmas colombianas. Facultad de ciencias- Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 244 pp.

Gentry, A. (1988). Changes in plant community diversity and florist composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (75):1-34.

Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL) (2015). <http://www.gfdl.noaa.gov/model-development>

Grünwaldt, A., H. Meirovich, L. M. Uribe, T. Shimizu, S. C. Valencia, G. Rivera, W. Bendix, A. Suarez & M. C. Landázuri. (2010). Impactos potenciales del cambio climático en ecosistemas forestales en cordilleras latinoamericanas y herramientas para la adaptación de la gestión. Costa Rica, CATIE: 41p.

Guisan, A. & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. (135) Issues 2-3. 147-186 p.

Guisan, A; Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*. 8: 993-1009

Halffter, G., y C.E. Moreno. (2005). Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, 518 p.

Hannah, L; Lovejoy, T; Scheider, S. (2005). Biodiversity and climate change in context. In Lovejoy, T; Hannah, L. eds. *Climate change and biodiversity*. London, UK, Yale University Press. 3-14 p.

Hijmans, R; Cameron, S; Parra, J; Jones, P; Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978

Hu B, M Palta. (2006). Pseudo-R² in Logistic Regression Model. *University of Wisconsin-Madison. Statistica Sinica* 16 (2006), 847-860p

Imaña-Encinas, J., Santana, O.A., & Imaña, C.R. (2011). Estructura diamétrica de un fragmento del bosque tropical seco de la región del Eco-Museo del Cerrado, Brasil. *Colombia Forestal*, 14(1), 23-30.

- IPCC - The Intergovernmental Panel on Climate Change.** (2013). Cambio climático 2013, bases físicas. Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. 34 p
- Isasi C. E.** (2011). Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* .ISSN 0378-1844
- ITCR (Instituto Tecnológico de Costa Rica).** (2008). Atlas digital de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Forestal, Laboratorio de Información Geográfica. Cartago, CR
- Jansky, L., Ives, J.D. Furuyashiki, K., Watanabe, T.** (2002). Global mountain research for Sustainable development». *Global Environmental Change*, 12: 231-239.
- Kazuya. N, Gómez. M.I, López. R.P, Meneses .R.I, Vargas. J.** (2006). Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41(1) 65 – 78.
- Lamprecht, H.** (1990). *Silvicultura en los trópicos*. Trad. A. Carrillo. Eschborn, GE, GTZ. 335 p.
- Langendoen F, D; Gentry, A.** (1991). The structure and diversity of rain forests at Bajo Calima, Chocó region, western Colombia. *Biotropica* 23(1):2-11
- Louman, B; Quirós, D; Nilson, M.** (2001). *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central*. Turrialba, CR, CATIE. 265 p. (Serie Técnica, Manual Técnico N° 46).
- Margules C.R & R.L Pressey.** (2000). Systematic conservation planning. *Nature* **405**, 243-253
- Mansourian, S, Dudley, N., Higgins, L. &** 2009. The Links between Protected Areas, Faiths, and Sacred Natural Sites. *Conservation Biology*, Volume 23, No. 3, 568– 577. Society for Conservation Biology.
- Mateo R. M, Felicísimo. J, Muñoz** (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*. 84:217-240.
- Matteucci, S; Colma, A.** (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, D.C, OEA. 168 p.

- Melo C. O, R. Vargas.** (2002). Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos/ Universidad del Tolima, CRQ, CARDER, CORPOCALDAS, CORTOLIMA. 235 pp
- McKinney, M.L.** (1997). Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:495-516.
- McCune, B; Mefford, MJ.** (1999). *Multivariate Analysis of Ecological Data Version 4.25* (PCORD).MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A
- MIMAM (Ministerio del medio ambiente del Perú)** (2014). Estrategia nacional ante el cambio climatico. Borrador de la ENCC. Peru. 64 p
- Moreno, C.**(2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis. Zaragoza, 1- 84 p
- Mostacedo, B; Fredericksen, T.** (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz de la Sierra, BO, BOLFOR. 87p.
- Mostacedo, B., J. Balcazar** (2006). Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la Amazonia sudoeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42(2): 99-116.
- Mueller–Dombois, D. y H. Ellenberg.** (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley, Nueva York. 547 p.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, J.** (2007). Identificación y caracterización florística de bosques naturales en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* (51-52):57-68.
- Parmesan, C.** (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 37: 637-669
- Patton DR.** (1987). Is the use of “management indicator species” feasible? *West. J. Appl. Forest*. 2: 33-34p
- Pearson, R.G., Dawson, T.P.** (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361-371.

- Pearson, R.** (2007). Species' distribution modelling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History (en línea). Consultado 17 mar. 2013. Disponible en: <http://ncep.amnh.org>.
- Peterson, A. & D. Vieglais.** (2001). Predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem. *BioScience* 51: 363-371pp.
- Pimm, S; Gittleman, J.** (1996). Biological diversity: Where is it? In Samson, F; Knopf, F. eds. Ecosystem management selected readings. New York, US. Springer. 8-9 p.
- Pla L, Matteucci SD.** (2001). Intervalos de confianza bootstrap del índice de biodiversidad de Shannon. *Rev. Fac. Agron. (LUZ)* 18: 222-234
- Pla, L.** 2006. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de shannon y la riqueza *Interciencia*. *Revista Interciencia*. 583-590 p
- Planning Commission Government of India.** 2006. Report of the task force on the mountain ecosystems. Environment and forest sector for eleventh five Year plan: 104p
- R Development Core Team.** (2008). R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ISBN: 3-900051-07-0, recuperado de <http://www.R-project.org>.
- Ramírez M.** 2007. Principios de Biogeografía. *Revista de investigación 360 grados en ciencias y matemáticas*. Tercera edición
- Ramos Bendaña, ZS; Finegan, B.** 2006. Red ecológica de conectividad potencial. Estrategia para el manejo del paisaje en el Corredor Biológico San Juan – La Selva. *Recursos Naturales y Ambiente* no. 49.
- Ramírez M.** 2007. Principios de Biogeografía. *Revista de investigación 360 grados en ciencias y matemáticas*. Tercera edición
- Riahi, K, R, Shilpa K Volker, C, Cho, and V, Chirkov, G, Fischer, G, Kindermann, N, Nakicenovic, P, Rafaj.** 2011. RCP 8.5 – A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, Volume 109, Issue 1-2, pp 33-57; doi: 10.1007/s10584-011-0149-y.

- Rodríguez D, J.Vega.** 2004. Evaluación de la eficacia de las áreas protegidas El Sistema de Evaluación Integrada de Áreas Protegidas (SEIAP) Resultados de la primera evaluación integrada de los espacios naturales protegidos de la Comunidad de Madrid. 312 p
- Rodríguez J, J Montero,** 2002. Estructura y composición florística de los bosques en el sector de pando – Informe II. 54p
- Saénz A.** 2012. Metodos estadísticos con Ry R Commander. Version 3.1. 142 p
- Scheldeman X, Van Zonneveld M, Salcedo J.** (2010).Guía sobre el uso de herramientas de sistemas de información geográfica (SIG) como apoyo a la conservación y el uso de los recursos fitogenéticos. Bioversity internacional.157 p.
- ShannonC.E. & Weaver, W.** 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, IL: University of Illinois Press
- Sesnie, S; Finegan, B; Gessler, P; Ramos, Z.** 2009. Landscape-scale environmental and floristic variation in Costa Rican old growth rain forest remnants. *Biotropica* 41(1):16-26.
- Thomas. C, Cameron. A, Green. R, Bakkeness. M, Beamont. L, Collingham. Y, Erasmus. B, Siqueira, M de, Grainger. A, Hannah. L, Huhges. L, Hunthely. B, Jaarsveld. A van, Midgley. G, Miles. L, Ortega. M, Townsend .A, Phillips. O, Williams. S.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature.* 427:145-148
- Thomas, C.D., Hill, J.K., Anderson, B.J., Bailey, S., Beale, C.M., Bradbury, R.B., et al.** (2011). A framework for assessing threats and benefits to species responding to climate change. *Methods in Ecology and Evolution* 2:125-142.
- Thomson. A, K.Calvin, S. Smith, G .Page, A .Volke, P. Patel, S. Delgado-Arias, S. Bond-Lamberty, B. Marshall, L. Clarke, J. Edmonds.** (2011). RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, Volume 109, Issue 1-2, pp 77-94; doi: 10.1007/s10584-011-0151-4.

Thuiller, W., S. Lavorel, M. Araújo, M. Sykes & I. Prentice. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 8245-8250 p.

Van Vuuren, Detlef P. and Stehfest, Elke and Elzen, Michel G.J. and Kram, Tom and Vliet, Jasper and Deetman, Sebastiaan and Isaac, Morna and Klein Goldewijk, Kees and Hof, Andries and Mendoza Beltran, Angelica and Oostenrijk, Rineke and Ruijven, Bas. (2011). RCP2.6: exploring the possibility to keep global mean temperature increase below 2°C. *Climatic Change*, Volume 109, Issue 1-2, 95-116 p.

Valencia, R; Balslev, H; Paz y Miño, G. (1994). High tree-alpha diversity in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 3:21-28 p.

Vargas W. (2002). Guía ilustrada de plantas de las montañas del Quindío y los Andes Centrales. Manizales: Universidad de Caldas, Centro Editorial. 814p

Veintimilla D (2013^a). Determinación y caracterización de tipos de bosque en el gradiente altitudinal “caribe-villa mills”: especies y factores ambientales. *CATIE Costa Rica* 26-78 p

Veintimilla D. (2013^b). Distribución Actual Y Potencial Bajo Escenarios De Cambio Climático De Especies Indicadoras De Tipos De Bosque En El Gradiente Altitudinal “Caribe-Villa Mills”, Costa Rica. *CATIE Costa Rica* 89-144 p

Vergara V, H. (2015). Patrones de la vegetación y tipos de uso de la tierra en el Valle del Patía. *Colombia Forestal*, 18(1), 25-45

Villa G A. M. (2006). Caracterización diamétrica de las especies maderables en bosques primarios del Cerro Murrucú. . *Revista Gestión y ambiente*. 18 p

Villaseñor, J. & O. Téllez. (2004). Distribución potencial de las especies del género *Jefea* (Asteraceae) en México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75 (2). 205 – 220 p.

Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D., 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414:65-69.

Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R., Monserrat, V.J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* 8:1138-1146.

Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A., Langham, and G. (2008). Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *Plos Biology* 6:2621-2626.

Yee, T, Wild, C. (1996). Vector generalized additive models. *Journal of the Royal Statistical Society.* 58(3):481-493

Yee, T. (2006). Constrained additive ordination," *Ecology* 87. 203-213 p

Yee T. (2015). *Vector Generalized Linear and Additive Models with an Implementation in R.* Springer .604 p