

**SELECCIÓN DE BIOINDICADORES TERRESTRES PARA EL MONITOREO  
DEL PÁRAMO EN FARALLONES DEL CITARÁ (ANTIOQUIA, COLOMBIA)**

**NATALIA MARÍA ORDUZ-ROMERO**

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA  
MEDELLÍN, COLOMBIA**

**2013**

**SELECCIÓN DE BIOINDICADORES TERRESTRES PARA EL MONITOREO  
DEL PÁRAMO EN FARALLONES DEL CITARÁ (ANTIOQUIA, COLOMBIA)**

**NATALIA MARÍA ORDUZ-ROMERO**

Trabajo de Grado para optar al título de Bióloga

**ASESORES**

Sandra E. Cuartas H.  
Bióloga, MSc., Ph.D.

John Jairo Ramírez  
Biólogo, MSc., Ph.D.

**INSTITUTO DE BIOLOGÍA  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA  
MEDELLÍN, COLOMBIA**

**2013**

*“The oldest task in human history: to live on a piece of land without spoiling it.”*

*Aldo Leopold, 1938*

*A Rafael y a Natalia*

*A Livia y a Carlos*

*A Clarita*

## **AGRADECIMIENTOS**

A mis padres y el resto de mi familia, sin cuyo cariño, apoyo y confianza infinitos este trabajo no habría sido posible.

A todos mis profesores por fomentar mi curiosidad y sembrar en mí la semilla de la objetividad. En especial agradezco profundamente a Sandra Cuartas y John Jairo Ramírez por permitirme desarrollar esta idea, guiarme, motivarme, corregirme y apoyarme a lo largo del proceso. A Sandra Pérez y Ricardo Callejas por su motivación y facilitación de bibliografía. A Pilar Lizarazo por acogerme en su grupo de investigación.

A Edilson Garcés, Felipe Aguirre, Giovanni Pérez y Giovanni Valencia, por su guía, compañía, paciencia y valiosísimos aportes durante nuestra estadía en Farallones. A Luis Gabriel Garcés por abrirnos las puertas de su casa en la vereda La Mina y su compañía. A Andrés Restrepo por compartirme parte de su trabajo de grado, y a los demás compañeros de SIGMAS por ayudarme a entender la perspectiva antropológica.

A Jineth Berrío y Mónica Mendiweso por toda su motivación y confianza en mí.

A Juan Ignacio Muñoz por compartirme todo su amor por la ciencia y la excelencia, y mostrarme la importancia de seguir los sueños propios. A doña Eunice por su apoyo maternal.

A todas las personas que, con sus palabras, enseñanzas y compañía, han fortalecido mi gusto por la biología, mi fe en los imposibles y mis criterios personales y académicos.

## CONTENIDO

	<b>Página</b>
LISTA DE TABLAS.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	10
RESUMEN.....	13
INTRODUCCIÓN.....	14
1. OBJETIVOS.....	18
1.1. General	
1.2. Específicos	
2. MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO.....	19
2.1. Términos clave en biología de la conservación.....	20
2.1.1. Enfoque ecosistémico o por ecosistemas.....	20
2.1.2. Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación.....	22
2.1.3. Integridad ecológica de los ecosistemas.....	29
2.1.4. Indicadores.....	30
2.1.5. Bienes y servicios ecosistémicos.....	38
3. GENERALIDADES DE LOS PÁRAMOS.....	40
3.1. Descripción de elementos abióticos.....	40
3.2. Descripción de elementos bióticos.....	44
3.2.1. Suelos.....	46
3.2.2. Flora.....	50
3.2.3. Fauna.....	52
3.3. Evolución de páramos y otros ecosistemas altoandinos.....	55

3.3.1. Orogénesis de los Andes septentrionales y evolución de los páramos.....	56
3.3.2. Afinidades geográficas para fauna y flora.....	59
3.3.3. Adaptaciones ecofisiológicas.....	62
3.3.4. Los páramos como refugios e islas.....	64
3.4. Bienes y servicios ecosistémicos de la alta montaña andina.....	69
3.5. Caso Farallones del Citará.....	73
3.5.1. Descripción de elementos abióticos.....	73
3.5.2. Descripción de elementos bióticos.....	74
3.5.3. Bienes y servicios ecosistémicos.....	78
4. CONSERVACIÓN DE LOS PÁRAMOS Y OTROS ECOSISTEMAS ALTOANDINOS.....	80
4.1. Procesos de ocupación de los páramos colombianos.....	83
4.2. Análisis situacional de los páramos colombianos.....	87
4.2.1. Estado de conservación.....	88
4.2.2. Objetos de conservación y atributos ecológicos clave.....	93
4.2.3. Presiones y amenazas.....	93
4.2.4. Estrategias de conservación.....	115
4.3. Caso Farallones del Citará.....	123
4.3.1. Estado de conservación.....	123
4.3.2. Objetos de conservación y atributos ecológicos clave.....	125
4.3.3. Presiones y amenazas.....	125
4.3.4. Estrategias de conservación.....	126
5. SISTEMAS DE MONITOREO EN LA ALTA MONTAÑA ANDINA: BIOINDICADORES.....	128
5.1. Monitoreo y evaluación de los ecosistemas de la alta montaña tropical.....	129
5.2. Criterios de selección de bioindicadores para el monitoreo de ecosistemas altoandinos.....	138
5.3. Caso Farallones del Citará.....	144

5.3.1. Estrategia de monitoreo y evaluación.....	146
5.3.2. Bioindicadores.....	148
6. CONCLUSIONES.....	161
7. RECOMENDACIONES.....	163
BIBLIOGRAFÍA.....	166
ANEXOS	
A. Glosario.....	188
B. Elementos y principios del enfoque ecosistémico.....	197
C. Descripción de elementos bióticos y abióticos de los páramos colombianos: Datos adicionales.....	200
D. Bioindicadores para Farallones del Citará: Datos adicionales.....	219

## LISTA DE TABLAS

### Página

Tabla 1. Definiciones de los factores identificados en el análisis situacional de un ecosistema bajo manejo. Unificado a partir de Chaves (2003), Granizo <i>et al.</i> (2006), FOS (2009), Guhl-Nannetti (2002), Margoluis & Salafsky (1998), MAVDT (2010), Salafsky <i>et al.</i> (2008), y USAID & CMP (2007).....	25
Tabla 2. Zonas de la alta montaña señalando franjas altitudinales, principales características fitoecológicas y vegetación dominante para los Andes colombianos. Según Alarcón-Hincapié <i>et al.</i> (2002), Cortés-Lombana (1996) y Rangel-Ch (2002).....	43
Tabla 3. Riqueza (Géneros / Especies) de plantas y líquenes presentes en ecosistemas altoandinos colombianos, de acuerdo con la zona de vida. Adaptado de Rangel-Ch. (2000).....	51
Tabla 4. Diferencias encontradas en vegetación dominante según la franja altitudinal y la clasificación climática de los páramos. Adaptado de Hofstede (2002) y Van der Hammen <i>et al.</i> (2002).....	51
Tabla 5. Riqueza (Géneros / Especies) de vertebrados terrestres de distribución no restringida presentes en ecosistemas altoandinos colombianos, de acuerdo con la zona de vida. Adaptado de Rangel-Ch. (2000).....	53
Tabla 6. Servicios ambientales proveídos por los páramos, según las categorías propuestas por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM). Adaptado de Hofstede (2008).....	70



Tabla 7. Riqueza de especies de las familias más diversas de plantas, insectos y aves presentes en los Farallones de Citará. Adaptada de CORANTIOQUIA – UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA[*] (2009) y CORANTIOQUIA – UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (1997).	76
Tabla 8. Atributos ecológicos clave para cada objeto de conservación de los páramos de Colombia.	93
Tabla 9. Principales grupos de trabajo involucrados en la conservación de los páramos a nivel internacional. Adaptado de Hofstede (2002) y COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS (2008).	118
Tabla 10. Principales grupos de trabajo involucrados en la conservación de los páramos en cada país de la ecorregión. Adaptado de Chaves (2003) y Hofstede (2002).	119
Tabla 11. Grupos taxonómicos en los que se han registrado efectos negativos (–) o positivos (+) a causa de las amenazas identificadas para páramos colombianos.	156
Tabla 12. Grupos funcionales (a nivel taxonómico de Clase) en los que se han registrado efectos negativos (–) o positivos (+) a causa de las amenazas identificadas para páramos colombianos.	157

## LISTA DE FIGURAS

	<b>Página</b>
Figura 1. Fases de los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación. Adaptado de USAID & CMP (2007).	23
Figura 2. Modelo general de un proyecto de conservación. Adaptado de Salafsky <i>et al.</i> (2008).	27
Figura 3. Riqueza de géneros y especies presentes en el páramo, de acuerdo con su origen geográfico. Tomado de Sklenár, Dusková & Balslev (2011).	60
Figura 4. Distribución de los ecosistemas altoandinos en los Farallones del Citará. Tomado de Morales <i>et al.</i> (2007).	72
Figura 5. Número de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos altoandinos bajo alguna categoría de amenaza. Adaptado de Rangel–Ch (2000) y los registros globales de UICN (2012).	90
Figura 6. Factores influyentes, amenazas directas y objetos de conservación de los páramos de Colombia.	92
Figura 7. Presiones y amenazas directas para la flora de los páramos en Colombia	95
Figura 8. Presiones y amenazas directas para la fauna de los páramos de Colombia.	95

Figura 9. Presiones y amenazas directas para los suelos de los páramos de Colombia.....	98
Figura 10. Presiones y amenazas directas para los atributos de la biodiversidad a nivel de función de los páramos de Colombia.....	100
Figura 11. Presiones y amenazas directas para los bienes y servicios de los páramos de Colombia.....	100
Figura 12. Fuentes de presión y sus relaciones con las amenazas directas sobre los páramos en Colombia.....	109
Figura 13. Proporción de uso de las variables respuesta reportadas en los estudios consultados.....	149
Figura 14. Número de estudios evaluando cada atributo de la biodiversidad, de acuerdo con el nivel de organización estudiado.....	151
Figura 15. Número de estudios evaluando cada nivel de organización para los grupos taxonómicos considerados bioindicadores potenciales.....	151
Figura 16. Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre la biodiversidad causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.....	152
Figura 17. Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre el atributo de la biodiversidad evaluado, causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.....	153

Figura 18. Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre el nivel de organización de la biodiversidad evaluado, causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.....154

## RESUMEN

Los ecosistemas altoandinos presentan una altísima biodiversidad, en especial en la Colombia, y proveen de bienes y servicios ambientales vitales para la población humana a nivel local y global. En especial, los páramos son ecosistemas estratégicos cuya corta historia evolutiva les imprime una gran fragilidad frente a los disturbios derivados de las actividades antrópicas de alta frecuencia y magnitud. Por tanto, es necesario implementar proyectos de conservación con un enfoque adaptativo e interesados en la protección de su integridad ecológica y que aseguren la persistencia de su biodiversidad y sus servicios ecosistémicos en el largo plazo. El conocimiento actual sobre los ecosistemas altoandinos colombianos es muy reducido. El uso de sistemas de bioindicación, aunque polémico, permite obtener información general sobre el funcionamiento de los ecosistemas y optimizar los pocos recursos técnicos y económicos disponibles para un plan de manejo. Desde una perspectiva teórica, este trabajo señala las principales amenazas que aquejan a los páramos colombianos. Con base en ellas y en un análisis de la literatura, propone un conjunto de bioindicadores terrestres potenciales para el monitoreo de la integridad ecológica altoandina. La revisión y análisis se ajustan al contexto ecológico y social del páramo húmedo de los Farallones del Citará (Antioquia, Colombia) y se sugiere un plan de monitoreo participativo y adaptativo, que puede convertirse en marco de referencia para otros países de la ecorregión.

**Palabras clave.** Páramos, Colombia, bioindicadores terrestres, integridad ecológica, manejo adaptativo.

## INTRODUCCIÓN

La región neotropical se considera una de las más biodiversas del planeta (Rull *et al.*, 2007). Colombia posee más del 10% del total de las especies conocidas del planeta, razón por la cual se considera un país megadiverso, aunque los inventarios de biodiversidad del país aún están inconclusos (Chaves, 2003; Henao-Sarmiento, 2002; Kattan *et al.*, 2004; MAVDT, 2010; Rangel-Ch. & Orjuela-R., 2002). Los Andes septentrionales “alcanzan su máxima complejidad geomorfológica en Colombia, donde se dividen en tres cordilleras principales (la Occidental, Central y Oriental) separadas por los valles de los ríos Cauca y Magdalena” (Kattan *et al.*, 2004). La región andina colombiana, en un área un poco mayor a 300.000 km<sup>2</sup>, es el hábitat de “más de 10.000 especies de plantas, 1.200 especies de aves, 400 especies de anuros y 270 especies de roedores y murciélagos” (Kattan *et al.*, 2004).

### **Los Andes, los páramos y su conservación**

La importancia biológica, socioeconómica y política de la cordillera de los Andes es indiscutible. La gran riqueza biológica de la sección norte de los Andes (i. e. 490.000 km<sup>2</sup>, desde la cordillera de Mérida en Venezuela hasta la depresión Huancabamba al norte de Perú), producto de ciertas características geobióticas derivadas de su historia evolutiva, y su oferta de bienes y servicios ambientales (e. g. ecosistemas reguladores y proveedores de agua) que abastecen directa o indirectamente a la mayor parte de Latinoamérica, permiten identificarla como un *Hot Spot* (Área de endemismo)<sup>1</sup> de biodiversidad con ecosistemas estratégicos, señalando su importancia en el corto y mediano plazos. Asimismo, se catalogó como la más vulnerable y amenazada de todas las regiones, debido a su

---

<sup>1</sup> Esta categoría surgió en ECOBIOS-88, primera manifestación clara de la preocupación generalizada por la biodiversidad, cuando se acuñó el término *biodiversidad* y se establecieron las 25 Ecorregiones Terrestres Prioritarias (ETP) con base en la vulnerabilidad que algunos sitios muestran de acuerdo a los grados de endemismo y amenaza a su biodiversidad. (Castaño-Urbe, 2002)

ubicación en países megadiversos, el alto grado de destrucción que presentan sus ecosistemas por efecto de actividades antrópicas y la gran presión sobre los recursos naturales por parte de las poblaciones humanas que de ellos se favorecen (Alarcón-Hincapié *et al.*, 2002; Anónimo, s.f.; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Kattan *et al.*, 2004; MAVDT, 2010; Morales *et al.*, 2007). Sólo en Colombia, por ejemplo, el 70% de la población habita en las cordilleras andinas (Kattan *et al.*, 2004). Enclavados en el orobioma andino se encuentran los páramos, ecosistemas de la alta montaña tropical de especial importancia. Dada su distribución, los páramos actualmente presentan poca conectividad genética o biológica con otros ecosistemas semejantes. El resultado de este aislamiento es un conjunto de “islas” con características orográficas y climáticas similares, pero con componentes bióticos, abióticos y evolutivos propios, que nos obliga a entender cada localidad como una unidad independiente (Castaño-Uribe, 2002; Cleef, 2008; Morales *et al.*, 2007; Rangel-Ch., 2002; Tiessen, 2011). A pesar de la gran riqueza biológica y cultural que estos procesos han creado, la importancia de la conservación de los ecosistemas paramunos se ha abordado, principalmente, desde los bienes y servicios que proveen (e. g. Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; FUNDACIÓN BICOLOMBIA, 2002; Hofstede, 2008; MMA, 2001). En consecuencia, la evaluación y monitoreo de su integridad ecológica tienen un rol fundamental en el éxito de las estrategias de manejo que se planteen desde dicha perspectiva, teniendo en cuenta que los bienes y servicios ecosistémicos derivan de las redes de interacciones de las especies entre ellas y con su entorno (Mace, Norris & Fitter, 2012; Schmitz, 2007; Townsend, 2008).

Una zona bajo manejo, así se trate de un área protegida, experimenta perturbaciones que pueden alterar los atributos de su biodiversidad (Salgado Negret, 2007). Los planes de manejo adaptativos con objetivos dirigidos al entendimiento y la conservación de la integridad ecológica constituyen el mejor instrumento para contrarrestar los efectos del manejo, máxime si se trata de

ecosistemas frágiles como los páramos. Por tanto, es menester el diseño de planes de monitoreo que satisfagan las necesidades urgentes de conocimiento, seguimiento y evaluación, y le permitan a las instituciones tomar decisiones de carácter preventivo, proactivas y proyectadas en el largo plazo, encaminadas a crear o consolidar escenarios que minimicen la vulnerabilidad de tales ecosistemas (Castaño-Uribe, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Lozano-Zambrano & Fernández, 2007; Meffe *et al.*, 1997). A pesar de las críticas, los bioindicadores se consideran una de las mejores herramientas para el monitoreo del efecto de los disturbios sobre los ecosistemas en contextos de cambio, como el actual, y de pocos recursos técnicos y económicos (McGeoch, 1998). Sin embargo, el marco teórico sobre los bioindicadores es amplio y diverso, dificultando su selección e implementación.

#### **Justificación: ¿por qué páramos en una monografía?**

El problema de la selección de bioindicadores no ha sido abordado de forma unificadora para los ecosistemas terrestres de la alta montaña colombiana. En este trabajo se pretende contestar las siguientes preguntas: 1) ¿Qué bioindicadores darían mejor razón sobre el efecto de las principales presiones en la integridad ecológica de los páramos colombianos?; y 2) ¿A qué aspectos biológicos y logísticos debe darse más importancia a la hora de seleccionar un conjunto de bioindicadores que evalúe en el tiempo la integridad de los páramos colombianos?

En Colombia son pocos los ejemplos de planes de monitoreo, aún menor es el número de proyectos que hacen uso de bioindicadores. La mayoría de esfuerzos en conservación en el país se han centrado en la realización de inventarios para identificar áreas de interés prioritario, y las propuestas de monitoreo que de ellos surgen suelen tener en consideración aspectos particulares de cada localidad. Desde la academia no parecen haberse realizado suficientes ejercicios teóricos y recopilatorios que evalúen distintas perspectivas en cuanto a la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales a nivel nacional. En efecto, este tipo de



trabajos unificadores son de suma importancia y trascendencia, ya que construyen marcos de referencia para el diseño de estrategias de conservación adaptables a las necesidades de cada localidad del país y, en esa medida, permiten tomar decisiones de manejo aún con la poca información disponible. Por tanto, son clave para mejorar la comunicación entre los sectores académico y político del país. En el trabajo que se presenta a continuación se identifican las amenazas más importantes que atentan contra los páramos colombianos, se presentan aspectos ecológicos y evolutivos determinantes en su integridad ecológica y, tomando como ejemplo a los Farallones del Citará (Antioquia), se propone un modelo para monitorear y evaluar su efecto sobre la biodiversidad y la integridad ecológica altoandinas basado en sistemas de bioindicación.

## **1. OBJETIVOS**

### **1.1 GENERAL**

Proponer un marco conceptual y metodológico de referencia para el desarrollo y ejecución de planes de monitoreo, usando bioindicadores para ecosistemas de páramo ubicados en el departamento de Antioquia (Colombia), en áreas protegidas o en proceso de declaración.

### **1.2 ESPECÍFICOS**

- Revisar los actuales criterios de selección de indicadores para la integridad del ecosistema y las estrategias para su monitoreo utilizados a nivel nacional e internacional para ecosistemas de alta montaña.
- Con base en la revisión de criterios de selección y estrategias de monitoreo de organismos indicadores, proponer una lista de bioindicadores para el seguimiento de la integridad del ecosistema de páramo en el área de manejo especial de Farallones del Citará (Antioquia, Colombia).
- Mediante la lista propuesta, ayudar a mejorar las estrategias de monitoreo en el área de estudio y configurar un marco de referencia dispuesto a ser verificado en ecosistemas equivalentes.

## 2. MARCO CONCEPTUAL Y METODOLÓGICO

La claridad de conceptos clave en biología de la conservación favorece su implementación y la comunicación entre las partes interactuantes. Sin embargo, es frecuente la redundancia y falta de unidad en los términos, y su unificación es una actividad dispendiosa no siempre llevada a cabo por los responsables de los proyectos de conservación, conduciendo a sesgos conceptuales y metodológicos (Carignan & Villard, 2002; García-Hoyos *et al.*, 2000; Hakanson & Blenckner, 2008; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Margalef, 1955; Mascia *et al.*, 2003; Medellín, Equihua & Amin, 2000). Buscando unidad y congruencia, a continuación se presentan los conceptos clave que este trabajo toma como referencia para contestar las preguntas que en el mismo se plantean.

El término *páramo* fue dado por los colonizadores españoles a aquellos espacios desconocidos, similares a los de algunas regiones de la península Ibérica (Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000). Actualmente se define como un orobioma endémico de la alta montaña neotropical andina de vegetación abierta (típicamente, pajonales) que cubren la franja altitudinal ubicada entre el bosque altoandino y el límite inferior de las nieves perpetuas, i. e. aproximadamente entre los 3.200 y los 4.100 msnm (Anónimo, s.f.; Cortés-Lombana, 1996; MMA, 2001; Rangel-Ch., 2002). Los páramos presentan un mosaico edáfico, de geoformas y condiciones climáticas que producen “una gama riquísima de nichos, hábitats y entornos ecológicos” (Cortés-Lombana, 1996). Sus características de altitud y orográficas los convierten en el equivalente biológico neotropical de las tundras boreales (Lasso-Sierra, 1996). Sus características están profundamente determinadas por las condiciones locales, lo cual obliga a realizar verificaciones en campo para confirmar la naturaleza paramuna zonal o azonal (MMA, 2001).

La gran heterogeneidad físico–biológica que se encuentra en el páramo ha hecho que los investigadores concluyan que no existe un ecosistema de páramo como tal, sino una gran diversidad de regiones paramunas. Esto ha llevado a tomarlo como una ecorregión de 35.303 km<sup>2</sup>: desde Costa Rica (a partir de la cordillera de Talamanca) hasta el norte del Perú y oriente de Bolivia y Argentina, incluyendo la cordillera de Mérida en Venezuela (Cortés-Lombana, 1996; Hofstede, 2002; Rangel-Ch, 2002; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

## **2.1 TÉRMINOS CLAVE EN BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN**

El planteamiento teórico–práctico que se propone en este trabajo se basa en el enfoque ecosistémico y, en consecuencia, está enmarcado en el manejo adaptativo de los recursos naturales y la biodiversidad.

**2.1.1 Enfoque ecosistémico o por ecosistemas.** El enfoque ecosistémico es una aproximación metodológica que integra las perspectivas ecológica, social e institucional sobre un ecosistema con el propósito de proteger o restaurar sus atributos (i. e. composición, estructura y función) en el largo plazo (Grumbine, 1994; Meffe *et al.*, 1997). Así pues, constituye “una estrategia poderosa para la gestión integrada de tierras, extensiones de agua y recursos vivos que promueve la conservación y el uso sostenible de manera equitativa” (SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, 2004). Subsecuentemente, permite incluir a los habitantes y sus aspectos socioeconómicos, buscando que las prácticas propuestas apunten a una relación más saludable entre el hombre y su entorno en el largo plazo (Meffe *et al.*, 1997).

Este enfoque, al concentrar la atención en los procesos y patrones eco–evolutivos que moldean la biodiversidad (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Meffe *et al.*, 1997), está velando por la conservación de la integridad ecológica de los ecosistemas. De hecho, aquellos programas cuyo objetivo general es

mantener la integridad ecológica coinciden en los siguientes cinco objetivos específicos, como mínimo: 1) Mantener la viabilidad poblacional de las especies nativas *in situ*; 2) Proteger ejemplares representativos de todos los tipos de ecosistemas nativos a lo largo de su rango natural de variación dentro de áreas protegidas; 3) Mantener los procesos ecológicos y evolutivos; 4) Realizar una gestión ambiental a un plazo lo suficientemente largo como para mantener el potencial evolutivo de las especies y los ecosistemas, de forma tal que les permita responder a cambios ambientales en varias escalas temporales; y 5) Acomodar los patrones de uso y ocupación humanos a estos requerimientos (Grumbine, 1994).

Adicionalmente, el tipo de manejo que se escoja para un área puede estar o no diseñado con base en la aproximación por ecosistemas; lo importante es que responda a los requerimientos locales y regionales, enriquezca las iniciativas nacionales e internacionales y permita el cumplimiento de las metas propuestas por el Convenio de Diversidad Biológica – CDB<sup>2</sup>. No obstante, si lo que se quiere es adoptar el enfoque ecosistémico como marco conceptual y metodológico, sus Principios indican que se debe implementar un manejo adaptativo, pues este diseño permite responder a la complejidad de los sistemas naturales y a los resultados imprevistos de los proyectos de gestión, así como la inclusión de nueva información científica. Para lograrlo es necesario que la estructura de las instituciones fomente y favorezca dicha estructura metodológica, se promueva el manejo participativo, los proyectos se diseñen con base en la realidad eco–evolutiva específica de cada ecosistema y su relación con el sector académico sea

---

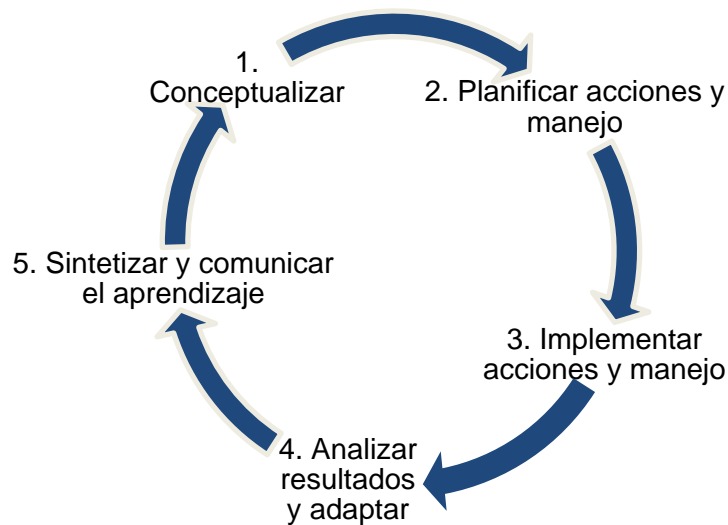
<sup>2</sup> El CDB es un tratado internacional que vincula a los países firmantes de forma jurídica a tres objetivos principales: 1) La conservación de la diversidad biológica; 2) La utilización sostenible de sus componentes; y 3) La participación justa y equitativa en los beneficios que se deriven de la utilización de los recursos genéticos. Estos objetivos fueron planteados en el marco de las necesidades generales de conservación de la biodiversidad a nivel planetario, principalmente con base en el desarrollo sostenible (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2000). La importancia del CDB radica en que significa la vinculación política en la conservación de la biodiversidad y, por tanto, el cumplimiento de los objetivos planteados en la Convención tiene repercusiones en dicho ámbito. Así, se asegura que los gobiernos y sus instituciones se involucren de forma directa en las estrategias de conservación y que no sea una tarea exclusiva de organizaciones no gubernamentales.

estrecha y constante (Grumbine, 1994; Meffe *et al.*, 1997; SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, 2004).

A finales de la década de 1980 se delinearon los Principios del enfoque ecosistémico, base de los proyectos con esta orientación (ver Anexo B; Carignan & Villard, 2002; Dombeck & Wood, 1997; Grumbine, 1994). Durante la segunda reunión de la Conferencia de las Partes del CDB (Yakarta, noviembre de 1995), el enfoque ecosistémico se adoptó como marco de referencia, reconociéndolo como una estrategia que permite alcanzar fácilmente los objetivos de conservación y restauración de los recursos naturales. La definición, orientación y principios del enfoque ecosistémico fueron aceptados durante la quinta reunión de las Partes (Nairobi, mayo de 2000, decisión V/6; SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, 2004). Colombia, al ratificar en 1994 su participación en el CDB, mantiene el compromiso de implementar el enfoque ecosistémico y el manejo adaptativo de sus recursos naturales.

**2.1.2 Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación.** En general, el *manejo* de un ecosistema es “aquel dirigido por objetivos específicos, ejecutado mediante políticas, protocolos y prácticas, y hecho sostenible gracias al monitoreo e investigación realizados con base en el conocimiento disponible referente a las interacciones y procesos ecológicos necesarios para mantener la composición, estructura y función del ecosistema” (Christensen *et al.*, 1996). A partir del manejo adaptativo y otros marcos de trabajo (e. g. planeación de proyectos en la rama empresarial, el análisis *logframe*, etc.) derivó un planteamiento cíclico iterativo basado en resultados que se conoce actualmente como *Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación* (Figura 1; Margoluis & Salafsky, 1998; Stem *et al.*, 2003; USAID & CMP, 2007).

**Figura 1.** Fases de los Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación. Adaptado de USAID & CMP (2007).



Este modelo fue adaptado a los proyectos de conservación, con el fin de unir las fases de diseño, implementación y evaluación de efectividad de los proyectos de gestión para áreas protegidas, y así mejorar el programa general con base en los resultados obtenidos en un momento dado (Margoluis & Salafsky, 1998; Stem *et al.*, 2003). Ya que hace énfasis en el aprendizaje adquirido durante cada fase del proyecto de gestión, posiciona los ajustes conceptuales y/o metodológicos como parte vital del mismo y facilita su interacción con los actores (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Stem *et al.*, 2005; USAID & CMP, 2007). Que exista la posibilidad de ajustar los proyectos a la respuesta de los ecosistemas bajo manejo permite que las estrategias obedezcan a la realidad eco–evolutiva de la biodiversidad. Este modelo permite, pues, darle prioridad a la persistencia de los procesos evolutivos de las poblaciones naturales y al desarrollo científico y tecnológico de todos los involucrados en el proyecto (Crandall *et al.*, 2000; Richardson & Whittaker, 2010).

La primera propuesta de manejo adaptativo para la gestión de los recursos naturales, el desarrollo sostenible y la biodiversidad fue desarrollada en la década de 1970; durante los 20 años siguientes evolucionó en las propuestas de The

Nature Conservancy – TNC, Conservation International – CI, International Union for Conservation of Nature – IUCN, World Wildlife Fund – WWF y Foundations of Success – FOS, entre otras organizaciones. A principios del siglo XXI, CMP presentó la primera versión de los Estándares Abiertos (Stem *et al.*, 2003).

Todo proyecto de conservación, planificado como se describe en la Figura 1, es propuesto por un equipo de trabajo<sup>3</sup> y está centrado en, al menos, un objeto de conservación afectado por una serie de amenazas. El objetivo general del equipo de trabajo es mejorar la condición general del objeto por medio de ciertas estrategias o acciones de conservación. A este conjunto de actividades se las conoce como *análisis situacional*, el cual el equipo de trabajo resume en un modelo conceptual<sup>4</sup> que debe revisarse continuamente a lo largo del diseño, ejecución y adaptación del proyecto de conservación (USAID & CMP, 2007).

Por tanto, el modelo representa un contexto de conservación particular que permite identificar los vínculos causales entre todos los factores<sup>5</sup> descritos durante cada fase (Figura 2 y Tabla 1; Stem *et al.*, 2003).

---

<sup>3</sup> Se le llama *equipo de trabajo* al grupo de personas involucradas directamente en la planificación y ejecución del proyecto de conservación, y puede referirse a un conjunto de individuos o instituciones (Salafsky *et al.*, 2008). Ver Anexo A.

<sup>4</sup> Representación de las creencias teóricas sobre las que se construye un proyecto, “un diagrama que ilustra una serie de relaciones entre ciertos factores que se cree impactan o conducen a una situación de interés” (Salafsky *et al.*, 2008).

<sup>5</sup> El término *factor* es utilizado de forma genérica para cualquier elemento del modelo conceptual (USAID & CMP, 2007).



**Tabla 1.** Definiciones de los factores identificados en el análisis situacional de un ecosistema bajo manejo. Unificado a partir de Chaves (2003), Granizo *et al.* (2006), FOS (2009), Guhl-Nannetti (2002), Margoluis & Salafsky (1998), MAVDT (2010), Salafsky *et al.* (2008), y USAID & CMP (2007).

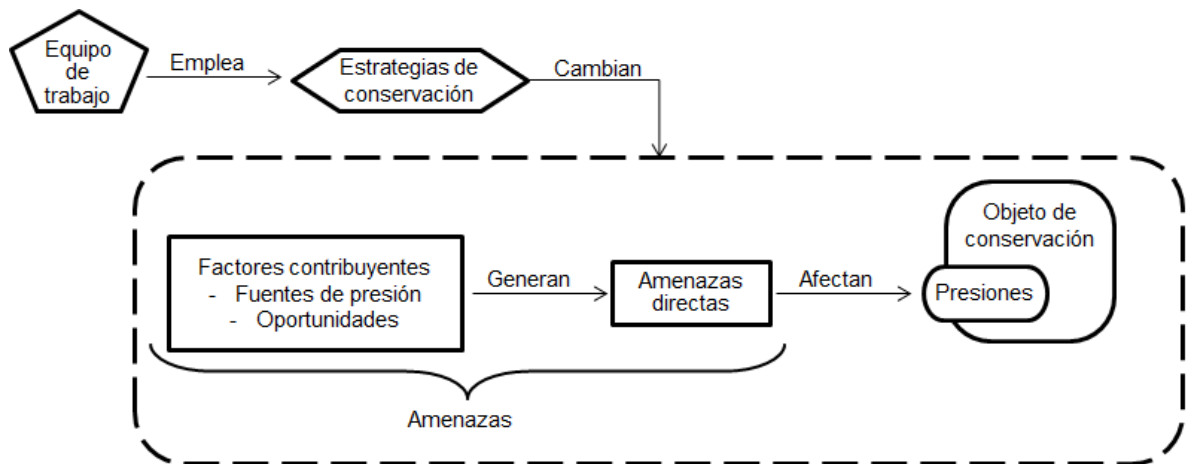
Término	Definición
<i>Objeto de conservación</i>	Especies, poblaciones o comunidades biológicas, hábitats o ecosistemas, procesos ecológicos o evolutivos relacionados con alguno de ellos que el proyecto intenta conservar o restaurar. El objeto de conservación enfoca el proyecto en un lugar específico, así como en las prácticas que atentan contra su diversidad y/o existencia. Con base en él se desarrolla todo el plan de monitoreo.
<i>Atributo ecológico clave</i>	<p>Aspecto de la biología o ecología de un objeto de conservación cuya ausencia o alteración conduciría a su pérdida directa o degradación extrema a través del tiempo. Los atributos ecológicos clave son utilizados como referencia para caracterizar y evaluar el estado actual del objeto de conservación, así como para identificar las presiones que actúan sobre él. Con base en la información disponible sobre los atributos, se escogen los indicadores que permitan hacer una valoración de su estado y, por extensión, del objeto de conservación. Se establecen rangos de variación aceptable para los indicadores, los que guiarán las estrategias de conservación a seguir y señalan el estado al cual se quiere llevar al objeto (i. e. las metas). Cada atributo puede pertenecer a una de tres categorías:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Tamaño</i>: medida del área o abundancia del objeto de conservación</li> <li>• <i>Condición</i>: medida de los atributos de la biodiversidad descritos por Noss, 1990</li> <li>• <i>Contexto paisajístico</i>: medida de los procesos macroecológicos del ecosistema, regímenes y de conectividad entre los componentes del paisaje</li> </ul>
<i>Presión</i>	“Síntomas” de degradación de los atributos ecológicos clave causados directa o indirectamente por las actividades humanas, i. e. el resultado de las amenazas sobre ellos. Pueden identificarse por sí solas o determinando qué atributos clave están o estarán degradados. Esta condición a futuro se considera cuando se está procurando diseñar un manejo proactivo.

Término	Definición
<i>Macrovectores de desarrollo, impulsores o tensores: amenazas</i>	Actividades de origen antrópico que afectan la ocurrencia espacial y manifestaciones de los niveles de organización de la biodiversidad. Se caracterizan por ser dinámicos en el tiempo y el espacio, modificándose o dando origen a nuevas prácticas, según la evolución socioeconómica de la sociedad. En consecuencia, su influencia sobre los ecosistemas también es variable en magnitud e intensidad. Se dividen en <i>amenazas directas</i> y <i>factores contribuyentes</i> .
<i>Amenaza directa</i> <sup>†</sup>	Actividades humanas que directamente causan (en pasado, presente o futuro) daño de algún tipo (i. e. destrucción, degradación o detrimento) en el objeto de conservación, incluidas aquellas que alteran fenómenos naturales y ambientales o agravan el efecto de éstos sobre la biodiversidad. Por tanto, podrían ser controlados y modificados por la sociedad en el corto plazo. Es recomendable diferenciar las <i>amenazas críticas</i> , aquellas sobre las que el equipo de trabajo debe actuar de manera prioritaria.
<i>Factor contribuyente o motor o causa de cambio</i> *	Actividades que promueven, impulsan o permiten la existencia de las amenazas directas, es decir, subyacen a ellas. Usualmente están representadas por aspectos sociales, económicos, políticos, institucionales o culturales. Generalmente resultan de las acciones realizadas en otros lugares y están fuera de la regulación social local en el corto y mediano plazos. Normalmente, se los divide en <i>amenazas indirectas</i> o <i>fuentes de presión</i> para referirse a aquellos factores que tienen un efecto negativo, y <i>oportunidades</i> , aquellos factores que tienen un efecto potencialmente positivo. Pueden originarse y tener impacto a escala global, regional o local.
<i>Estrategias, actividades, acciones, medidas o intervenciones de conservación</i>	Conjunto de actuaciones que el equipo de trabajo y/o actores plantea para que, en suma, reduzcan las amenazas y se aprovechen las oportunidades, con el fin último de alcanzar los objetivos y metas del proyecto de conservación. Las estrategias pueden actuar de forma directa sobre cualquiera de los factores anteriormente descritos, incluido el objeto mismo de conservación. En general, corresponden a actividades de monitoreo, prevención, mitigación y restauración (o corrección).

<sup>†</sup> Las amenazas directas son equivalentes a lo que Guhl-Nannetti (2002) llama *macrovectores directos* y, a pequeña escala espacio-temporal, a lo que Vargas-Ríos (2002) denomina *eventos catastróficos*.

\* Las fuentes de presión equivalen a lo que Guhl-Nannetti (2002) llama *macrovectores* o *motores indirectos*.

**Figura 2.** Modelo general de un proyecto de conservación. Adaptado de Salafsky *et al.* (2008).



Dentro de la propuesta de los Estándares Abiertos, cada etapa de la planeación e implementación de un proyecto de conservación se revisa continuamente. Los pasos a seguir son (Figura 1; Dombeck & Wood, 1997; Stem *et al.*, 2003; USAID & CMP, 2007):

- 1. Conceptualización.** Durante esta fase el equipo de trabajo se consolida e identifica el(los) objeto(s) de conservación, las amenazas a las que se enfrenta y estrategias para minimizarlas, elaborando el modelo conceptual. Además, deja en claro los puntos críticos del proyecto en los que los resultados obtenidos y la evaluación serán cruciales para la adaptación y mejora del plan.
- 2. Planificación.** Durante esta fase, el equipo de trabajo define los objetivos y metas de conservación, ajusta a ellos las estrategias y selecciona los indicadores que monitoreará, describe el método a seguir y concreta un cronograma de actividades. Por tanto, las labores del equipo se centran en la formalización de los planes de Acción, de Monitoreo, Operativo y Estratégico. Durante la elaboración de estos planes se deben especificar los supuestos detrás de cada estrategia y método propuestos y, para esto, el modelo conceptual realizado ayuda a establecer las cadenas de resultados esperados de acuerdo con la fundamentación teórica.

- 3. Implementación.** Durante esta fase, el equipo de trabajo realiza las actividades propuestas en la etapa de Planificación según el cronograma acordado, y recopila los datos obtenidos.
- 4. Analizar resultados y adaptar.** Durante esta fase, el equipo de trabajo analiza los resultados obtenidos con el objeto de evaluar la efectividad de las actividades realizadas y adaptar el contexto teórico, los métodos y los indicadores seleccionados. Puesto que el equipo analiza todos los niveles de trabajo (es decir, no sólo los datos, sino también los supuestos detrás de los métodos y las tendencias encontradas), se investigan igualmente las razones del éxito y el fracaso de las estrategias propuestas. Resultan, así, una serie de recomendaciones dirigidas a los responsables directos y enfoques complementarios que podrían ser más efectivos de acuerdo con los objetivos de conservación, además de las lecciones aprendidas. En consecuencia, se maximiza el impacto del proyecto.
- 5. Sintetizar y comunicar.** Durante esta fase, el equipo de trabajo resume los resultados de todas las fases anteriores, con el fin de compartir la experiencia con los actores y otros investigadores. De esta forma, se estimula y se le da importancia al proceso de aprendizaje de todas las partes involucradas. Así, el equipo de trabajo asegura la atención de los actores, las instituciones y las organizaciones potencialmente financiadoras del proyecto, consolidando la confianza de éstos en el mismo.

Dado que el proceso es cíclico, una vez seguidos los 5 pasos descritos, se empieza de nuevo en un ritmo iterativo que permite perfeccionar el proyecto y los resultados encontrados a cada vuelta del ciclo (Carignan & Villard, 2002; Stem *et al.*, 2003). La descripción realizada y las figuras mostradas podrían dar la idea de que el proceso es lineal, rígido, o que empieza y termina según se enumeraron las fases. Sin embargo, los pasos raramente se realizan en el orden mencionado, y el método está diseñado para que la planificación del proyecto de conservación inicie en cualquier etapa. Los desarrolladores de esta propuesta señalan siempre que el método es flexible, adaptable a cualquier situación y localidad, y que los

lineamientos presentados en los Estándares son, simplemente, una guía que indica aspectos clave que las personas involucradas en conservación deben considerar para sus propios proyectos (Margoluis & Salafsky, 1998; USAID & CMP, 2007).

**2.1.3 Integridad ecológica de los ecosistemas.** Desde la década de 1980 se han acuñado varios términos para referirse al estado de un ecosistema bajo manejo (i. e. la integridad y la salud de un ecosistema), y muchos investigadores los usan indistintamente aún cuando su aplicación conlleva diferentes implicaciones (Carignan & Villard, 2002). En este trabajo se hará uso del término *integridad ecológica*, ya que se refiere a “la capacidad de un ecosistema de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptativa, balanceada e íntegra con una composición y diversidad de especies y una organización funcional comparable a aquellas presentes en una comunidad de un ecosistema similar e inalterado de la región” (Carignan & Villard, 2002; Suárez, 2009). En otras palabras, el concepto de integridad hace énfasis en la persistencia de la funcionalidad ecológica de un sistema natural aún después de la alteración de alguno de sus elementos. En un sentido más amplio, se incluyen las actividades humanas, y se considera al ecosistema como una unidad dinámica y resiliente en la que interactúan elementos bióticos, abióticos y antrópicos (McKay, Pruitt & Covich, 2009).

Las relaciones entre los organismos establecen, principalmente, redes tróficas llamadas, en sentido amplio, *redes de interacciones*. Estas redes aumentan su complejidad en función de la diversidad en cada nivel de organización del sistema, y su relación con factores abióticos particulares de cada área influye en los procesos ecológicos y evolutivos que moldean a la comunidad. Así, mediante esta relación retroalimentativa, los elementos de la red modifican el espacio en el que conviven y crean microhábitats que pueden significar oportunidades para más especies. Algunos elementos dentro de la red aportan de manera

desproporcionalmente alta a la estructura y procesos de la comunidad, siendo responsables en gran medida de su funcionamiento, razones por las cuales son llamados *especies clave*<sup>6</sup> (Beckerman, Petchey & Morin, 2010; Mace, Norris & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; Pinto-Zárate, 2010).

El concepto de integridad ecológica incluye, de manera implícita, la hipótesis de que la extinción de un componente en cualquiera de los niveles de organización biológica conduce a la alteración, e incluso desaparición, de las interacciones estructurales y funcionales con los demás componentes del sistema considerado (Margalef, 1955; Primack *et al.*, 2001; Richardson & Whittaker, 2010; Wiens *et al.*, 2010). Ahora bien, la propuesta actual se centra en las especies clave, asegurando que si alguna de ellas se extingue, las poblaciones involucradas en la red de interacciones no pueden mantenerla debido a la gran importancia ecológica de la especie clave dentro de la estructura de la comunidad (Meffe *et al.*, 1997; Pinto-Zárate, 2010).

**2.1.4 Indicadores.** Una definición amplia e independiente de la escala establece que un *bioindicador* es una herramienta científica que hace uso de un conjunto de atributos ecológicos (i. e. a nivel estructural, de composición o funcional) como variables de estado para evaluar la biodiversidad total o cualquier otra propiedad de un ecosistema que, por alguna razón logística, presupuestal y/o técnica, no puede medirse de forma más directa. Es decir, es un análisis que busca aplicar el conocimiento científico al manejo de las interacciones ecológicas para determinar

---

<sup>6</sup> Puede considerarse a una especie como *clave* si la relación biomasa:densidad poblacional es desproporcionada o si presenta interacciones (en especial, tróficas) particularmente estrechas con otras especies de la comunidad. Esto les permite desempeñar funciones vitales para la estructura de la comunidad y, por ende, del ecosistema. Por tanto, cambios de algún tipo en los aspectos poblacionales de las especies clave tienen efectos a gran escala en las demás especies del ecosistema, así como en los procesos del mismo y otras interacciones que se lleven a cabo en él. Incluso, pueden presentarse efectos negativos a nivel de paisaje. Una especie clave puede pertenecer a cualquier nivel dentro de la estructura de la comunidad y, en consecuencia, en cualquier taxón (Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Meffe *et al.*, 1997; Stork *et al.*, 1997).

cuantitativamente el éxito o fracaso de las estrategias de manejo implementadas en mantener la diversidad o integridad de un ecosistema. Debido a que un solo bioindicador no provee toda la información necesaria para conocer la respuesta o comportamiento de una comunidad entera (i. e. su integridad ecológica), se debe identificar un *sistema de bioindicación*: i. e., un conjunto coherente de indicadores en el que cada uno esté relacionado con una presión particular y, en conjunto, aporten mayor información sobre el ecosistema evaluado. Análogamente, que el sistema seleccionado considere diversas escalas espaciales y grupos funcionales asegura que el programa de conservación en el que se encuentra enmarcado proteja la integridad del ecosistema bajo evaluación (Carignan & Villard, 2002; Holt & Miller, 2011; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Margalef, 1955; McGeoch, 1998; Medellín, Equihua & Amin, 2000; Römbke, Jänsch & Didden, 2005; Straalen, 1998).

La utilización de bioindicadores es posible debido a que, aunque la diversidad de cada nivel posee patrones y procesos propios, algunos de ellos son comunes y se relacionan entre todas las escalas (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Turner, 1995). “Esta relación puede proveer métodos para determinar la diversidad de la escala que es más fácil de medir (como la estructura de un tipo de vegetación medida a partir de sensores remotos) con la escala en donde la medida de la biodiversidad es más compleja (como la diversidad animal presente en ese tipo de vegetación)” (EL SALVADOR, MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.). Por ejemplo, el estudio de patrones observados en organismos pequeños permite incorporar los resultados en análisis regionales, y el estudio de procesos caracterizados a nivel de ecosistemas hace posible identificar estrategias de manejo participativo acordes con la historia evolutiva del paisaje (Turner, 1995). De igual manera sucede con las presiones que tienen efectos a gran escala espacio-temporal pero son identificadas gracias a la respuesta de los organismos a escalas más pequeñas. Esto permite escoger bioindicadores desde un nivel molecular hasta niveles de organización equivalentes a la escala a la cual opera la presión de forma directa. Así, la única restricción para la selección de un bioindicador es su

ámbito de distribución y tiene en cuenta que, a medida que aumenta la escala espacial de evaluación del organismo o atributo elegido, también debe aumentar la escala temporal (McGeoch, 1998).

Consecuentemente, la hipótesis detrás de cualquier sistema de bioindicación es que los organismos o atributos seleccionados posibilitan la realización inmediata de una evaluación confiable y cuantificable de la calidad del hábitat, dada su relación directa o indirecta con el(los) factor(es) de interés (i. e. una correlación indicador–factor estadísticamente fuerte; Cano & Schuster, s.f.; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; McGeoch, 1998; Straalen, 1998; Stork *et al.*, 1997). Esta hipótesis fundamenta las características que diversos autores (e. g. Carignan & Villard, 2002; Gutiérrez, Riss & Ospina, 2004a; Hakanson & Blenckner, 2008; Hodgkinson & Jackson, 2005; Holt & Miller, 2011; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; McGeoch M. A., 1998; Noss, 1990; Römbke, Jänsch & Didden, 2005) han señalado como descriptoras del bioindicador ideal y representan, a su vez, una guía para su selección, a saber:

- Que provea alertas tempranas sobre las respuestas de la comunidad a las perturbaciones en el ecosistema;
- Que sea sensible a presiones específicas sobre el ecosistema;
- Que su respuesta represente la reacción de la comunidad;
- Que pertenezca a un grupo taxonómicamente estable y de fácil diagnóstico, con un alto conocimiento de su biología y un rol funcional sustancial en el ecosistema;
- Que su diversidad refleje la de otros grupos taxonómicos y/o funcionales dentro de la comunidad;
- Que su presencia o ausencia signifique que el hábitat posee condiciones adecuadas o inadecuadas para otros grupos taxonómicos;
- Que sea abundante y con alta diversidad ecológica, taxonómica y trófica, con un ámbito de distribución espacio–temporal coincidente con los requerimientos del monitoreo, lo que permitiría una evaluación continua a lo largo de amplios tipos e intensidades de amenazas, pudiendo así detectar numerosos impactos



en el ecosistema y tener certeza sobre los rangos de respuesta del indicador seleccionado; y,

- Que permita la aplicación de métodos de seguimiento costo–efectivos, simples y ejecutables por todas las personas involucradas en el monitoreo (incluyendo los no especialistas). Dichos métodos han de brindar alta precisión en la estimación y rapidez en la obtención de resultados, así como fácil difusión a todo público.

Estas características y criterios indican que para la selección de bioindicadores es fundamental la existencia de una gran cantidad de información disponible sobre la diversidad, la distribución y los efectos de las presiones sobre las poblaciones presentes en el área de interés (Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000), condición que pocas veces se cumple.

Por lo demás, estas propiedades atribuidas a los indicadores justifican su utilidad e importancia. Un sinnúmero de aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas son difíciles de monitorear y aún más de medir (García-Hoyos *et al.*, 2000; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Medellín, Equihua & Amin, 2000). En el mismo sentido, las respuestas a nivel poblacional por lo general se hacen evidentes después de un lapso de tiempo que varía según la especie y su sensibilidad al disturbio<sup>7</sup> (Wilson, Davies & Thomas, 2009). Por estas razones resulta más fácil, rápido y económico utilizar indicadores en el monitoreo de las prácticas de manejo sugeridas y del ecosistema *per se*. Así las cosas, es posible modificar tempranamente las estrategias implementadas, en caso de ser necesario, fomentando además la investigación sobre la biología del ecosistema que brinde nuevos y mejores criterios al equipo de trabajo y a las organizaciones encargadas de tomar decisiones a nivel político (Carignan & Villard, 2002; García-Hoyos *et al.*, 2000; Hakanson & Blenckner, 2008; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Margalef, 1955; Medellín, Equihua & Amin, 2000; Straalen, 1998). Por otro lado, la utilización de bioindicadores se tornó de interés político al hacer

---

7

parte de los objetivos de la CDB después de 1996, cuando decidió enfocar sus intereses en “desarrollar criterios e indicadores para la calidad de los bosques y la conservación de la biodiversidad como parte del manejo forestal sostenible, y la evaluación del impacto de las actividades antrópicas sobre los ecosistemas forestales” (Stork *et al.*, 1997).

En definitiva, los organismos indicadores ofrecen un mayor volumen de información acerca de los procesos ecológicos y evolutivos que ocurren en un ecosistema particular, en comparación con las características climáticas, físicas, químicas y estructurales del mismo, reduciendo el número de componentes que se evaluarán y/o monitorearán según las necesidades de manejo en un área. Ello, debido a que representan un sistema temporal de condiciones y no sólo un conjunto atemporal de datos que tal vez no estén relacionados con las causas de degradación del sistema (Carignan & Villard, 2002; Holt & Miller, 2011; Margalef, 1955; Severtsov, 2004). Los organismos indicadores hacen posible, entonces, la construcción y perfeccionamiento de sistemas de información, cuya finalidad es asignar responsabilidades entre las partes interactuantes en un plan de manejo, facilitar e impulsar mecanismos para la toma de decisiones y fijar nuevos parámetros (García-Hoyos *et al.*, 2000; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000). Esta lógica constructiva está emparentada con el fundamento adaptativo de los Estándares Abiertos para el manejo de áreas naturales protegidas, discutido anteriormente, y por ello son parte fundamental del mismo.

Los primeros estudios sobre bioindicación se realizaron en la primera década del siglo XX en ecosistemas acuáticos, identificando grupos de macroinvertebrados asociados a diferentes grados de contaminación. Desde entonces, se han aplicado en diversos contextos, desde la evaluación de la calidad de un hábitat hasta los protocolos de verificación del cumplimiento de reglamentaciones a nivel industrial, así como en diferentes tipos de hábitats. De hecho, están incluidos en el CDB como un componente de la diversidad considerado de importancia para dirigir las investigaciones en el marco de la biología de la conservación y el desarrollo

sostenible (Carignan & Villard, 2002; Margalef, 1955; McGeoch, 1998; Straalen, 1998).

Se han propuesto diversas clasificaciones de los sistemas de bioindicación (e. g. Straalen, 1998), pero la más frecuente citada en la literatura agrupa pueden agruparse en tres categorías principales: los indicadores ambientales, ecológicos y de biodiversidad<sup>8</sup>. En cuando al método para seleccionar los elementos de un sistema de bioindicación, se han planteado diversos esquemas y criterios de clasificación<sup>9</sup>. Cada institución tiene sus motivos para preferir un esquema sobre otro, los cuales normalmente están relacionados con los objetos y objetivos de conservación, así como con la estructura interna de la institución (Gabrielsen & Bosch, 2003). Aún así, la mayoría de estos esquemas comparten la misma fundamentación teórica arriba señalada. Ese es el punto de referencia para el trabajo se presenta que en secciones posteriores, dado que no se tiene conocimiento de algún estudio que establezca si es posible obtener un sistema de bioindicación significativamente diferente al utilizar cada esquema de clasificación. Es necesario que, al escoger alguno de dichos lineamientos para guiar la selección de bioindicadores, el equipo de trabajo reconozca que la decisión es *a priori* y, por tanto, independiente de la ecología del sistema que está evaluando o del análisis situacional que haya identificado para él. De ahí que estos esquemas de clasificación y selección sean sólo guías que, en el largo plazo, podrían ser la clave para sistematizar ese proceso durante la planificación del monitoreo, pero aún están por realizarse investigaciones al respecto.

Naturalmente, existen opiniones contrastantes con respecto al uso y utilidad de los indicadores. Muchos de estos debates se centran más en los indicadores a nivel de especie que a nivel de ecosistema o paisaje (Carignan & Villard, 2002). Por lo tanto, se ha mencionado que no se pueden hacer generalizaciones en cuanto a que algunos taxa reflejen los patrones de diversidad de otros grupos taxonómicos

---

<sup>8</sup> Ver Anexo A.

<sup>9</sup> En este sentido, Stork *et al.* (1997) tratan a profundidad el caso de C&I, Levrel *et al.* (2009) presentan un caso de indicadores E-P-R, y Gabrielsen & Bosch (2003) presentan el caso de los indicadores DPSIR.

de la comunidad, sustentando su argumento en casos documentados (e. g. Nöske *et al.*, 2008; Schulze *et al.*, 2004). De similar manera, se ha señalado que la utilización de bioindicadores representa un error conceptual (pues cada grupo responde de manera específica a una presión y de acuerdo a su flexibilidad ecológica) y metodológico (por no ser unánimes las opiniones con respecto a los grupos taxonómicos, niveles de organización o atributos de la biodiversidad a utilizar como bioindicadores; Brehm, Süssenbach & Fiedler, 2003; Nöske *et al.*, 2008; Santi *et al.*, 2010). En cuanto a los organismos que se eligen, se ha advertido, por ejemplo, que es erróneo utilizar las mismas especies de interés comercial como bioindicadores de sostenibilidad, dado que no representan variables independientes del factor que se está evaluando. Además, gran parte de dichas especies tienen ciclos de vida largos, aportando información relevante sólo después de haber pasado varias generaciones (que pueden alcanzar décadas) (Brown Jr., 1997).

Otras críticas señalan que el uso de bioindicadores adolece de un error argumentativo, a saber: aunque se conozcan algunas relaciones que se establezcan entre los organismos indicadores (i. e. variables de estado) y los disturbios que causan cambios en los ecosistemas, y este conocimiento permita direccionar las acciones de manejo, es necesario entender los mecanismos que subyacen a dichas relaciones (i. e. de respuesta) para que la selección de bioindicadores sea acertada e informada. Con respecto a los mecanismos de respuesta es relativamente poca la investigación realizada frente a la cantidad de organismos propuestos como buenos indicadores. Esto implica que la selección de bioindicadores se hace “a ciegas” la mayoría de las veces, y pocos equipos de trabajo cuentan con los recursos suficientes para hacer investigaciones y calibraciones, previas al monitoreo, de los organismos o atributos escogidos (Frego, 2007). Lo anterior se relaciona con el señalamiento sobre el efecto sinérgico de diversas amenazas sobre la población del indicador seleccionado, lo que dificulta la interpretación de los cambios que se logren registrar en la variable respuesta. Por ello, es de gran importancia que el equipo de trabajo cuente con

suficiente información sobre los factores no relacionados con la pérdida de integridad del ecosistema que pueden influir en los bioindicadores seleccionados (Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000).

Para solucionar los aspectos mencionados en las críticas y lograr consensos teóricos y metodológicos, es necesario investigar los mecanismos de respuesta de un mayor número de poblaciones y buscar las relaciones directas entre amenazas particulares y los organismos, a cualquier nivel de organización (Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; McGeoch, 1998).

Se ha sugerido una amplia gama de indicadores para cada nivel de organización y atributos de la biodiversidad, desde características metabólicas hasta variaciones en redes tróficas u otras alteraciones del paisaje (e. g. Brown Jr., 1997; Carignan & Villard, 2002; Fragoso *et al.*, 1997; Henry, Cosson & Pons, 2007; Hodkinson & Jackson, 2005; Holt & Miller, 2011; Römbke, Jänsch, & Didden, 2005; Wilson, Ascorra, & Solari, 1996). Incluso se ha señalado que la proporción entre especies nativas y exóticas y que la relación entre la tasa de extinción y de colonización a nivel poblacional y de comunidad, pueden llegar a ser mejores indicadores que los índices de diversidad a nivel de especie para tomar decisiones de manejo y conservación (Meffe *et al.*, 1997). El aumento en la varianza de la biomasa y otros atributos de la comunidad como indicadores de cambio en estados sucesionales (Magurran *et al.*, 2010), la identificación y seguimiento de especies clave (Stork *et al.*, 1997), y la composición y diversidad funcional de anélidos en la comunidad edáfica (Römbke, Jänsch & Didden, 2005) son sólo algunos ejemplos de bioindicadores que han sido utilizados en ecosistemas, principalmente subtropicales. En estos ecosistemas se han adelantado numerosas iniciativas en cuanto a la utilización de bioindicadores y métodos para el monitoreo de la integridad del ecosistema, y su utilización ha permitido delinear recomendaciones para los objetos y objetivos de conservación, así como para la asignación de áreas a conservar (también sobre la ampliación o conectividad de las existentes) (e. g. Boitani *et al.*, 2007; García-Hoyos *et al.*, 2000; Gutiérrez, Riss & Ospina, 2004a,

2004b; Henry, Cosson & Pons, 2007; McGeoch, 1998; Medellín, Equihua & Amin, 2000; Römbke, Jänsch & Didden, 2005; Wilson, Ascorra & Solari, 1996).

**2.1.5 Bienes y servicios ecosistémicos.** Con el fin de lograr puntos en común entre las esferas socioeconómicas y la conservación de la biodiversidad, se han desarrollado conceptos que permitan este encuentro interdisciplinario. Uno de ellos es el de bienes y servicios ecosistémicos. Los *bienes* hacen referencia a aquellos elementos de la biodiversidad de los que puede hacerse uso directo (e. g. fuentes de alimento o de medicinas, material de construcción o manufactura, etc.) y por ello son valorados en términos económicos, sociales o culturales. Los *servicios* son aquellas actividades asociadas al nicho ecológico de las especies (e. g. polinización, descomposición, etc.) que representan un beneficio para los humanos (Mace, Norris & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; Townsend, 2008).

Los bienes y servicios ecosistémicos provienen de las redes de interacciones de las especies entre ellas y con su entorno; por tanto, también están sujetos a los procesos ecológicos y evolutivos que moldean a las comunidades. En esta medida, son igualmente dinámicos y su cantidad, calidad y confiabilidad están dadas por dichas relaciones y procesos. Similarmente, estas propiedades afectan la forma en que los humanos interactúan con los ecosistemas, dando lugar a una relación de causalidad entre el bienestar humano, las amenazas directas e indirectas, y los bienes y servicios ecosistémicos. Esto significa que la relación entre bienes, servicios, biodiversidad, integridad ecológica y bienestar humano es muy estrecha (Mace, Norris, & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; Pinto-Zárata, 2010; Schmitz, 2007; Townsend, 2008).

Los servicios ecosistémicos se han clasificado en cuatro categorías: *de apoyo* (e. g. polinizadores, producción primaria y ciclos biogeoquímicos), *de aprovisionamiento* (e. g. agua), *de regulación* (e. g. control contra inundaciones), y *culturales* (e. g. recreación y turismo). A su vez, el bienestar humano está definido

por cuatro componentes (seguridad, necesidades materiales básicas, salud y relaciones socioculturales) que afectan su relación con los servicios y, por ende, las decisiones políticas que se tomen acerca del manejo de los recursos naturales. En efecto, los servicios de aprovisionamiento suelen tener mayor potencial para influir sobre factores socioeconómicos, mientras que los servicios culturales suelen tener menor influencia en los componentes del bienestar. La intensidad de las relaciones bienestar–servicios responde a las características de cada ecosistema y sociedad humana que lo aprovecha. En todo caso, cualquier estrategia encaminada a su conservación debe incluir y ser consistente con la biología general del sistema y la forma en que se relacionan las comunidades humanas locales con su entorno (Hofstede, 2008; Mace, Norris, & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Cabe tener presente que los bienes y servicios son sólo categorías dentro de una clasificación utilitarista antropocéntrica que se ha empleado para la valoración de la biodiversidad (Meffe *et al.*, 1997; Townsend, 2008). Por ello, la estrategia de conservación más común ha sido concentrar las actividades en asegurar su persistencia, prestando poca atención a la dinámica ecológica subyacente, en virtud de lo cual los equipos de trabajo enfocan los proyectos sólo en algunas taxa que pueden no ser fundamentales dentro de los procesos del ecosistema (e. g. especies carismáticas; Mace, Norris & Fitter, 2012).

### 3. GENERALIDADES DE LOS PÁRAMOS

En Colombia hay 34 páramos cubriendo un área total de 19.330 km<sup>2</sup>, correspondientes al 1,69% de la extensión total del territorio y siendo la segunda nación con mayor área de páramos en proporción al área continental total del país (Anónimo, s.f.; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010). Las mayores áreas de páramo se encuentran en las cordilleras Oriental (49,11% del área total de páramo colombiano, desde Tamá hasta el Macizo de Sumapaz) y Central (32,91%, desde Paramillo hasta el Macizo Colombiano). El 17,98% restante se encuentra en el Macizo de Santa Marta y en algunos sectores de la cordillera Occidental (Lasso-Sierra, 1996).

#### 3.1 DESCRIPCIÓN DE ELEMENTOS ABIÓTICOS

A nivel macroecológico, los ecosistemas de páramo se caracterizan de la siguiente manera (Castaño-Uribe, 2002; Cleef, 2008; Cortés-Lombana, 1996; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Malagón-Castro, 2002; Mora-Osejo, 2002; Morales *et al.*, 2007; Navas, 1999; Rangel-Ch, 2002):

- Relieves desde muy quebrados a escarpados en amplios sectores.
- Procesos erosivos naturales.
- Poca luminosidad aunque intensa radiación UV.
- Baja presión atmosférica.
- Baja disponibilidad de oxígeno.
- Régimen uni- o bimodal de precipitación<sup>10</sup> (600 – 3.000 mm anuales), dependiendo de la localidad.

---

<sup>10</sup>En climatología se utiliza la precipitación media mensual para construir una curva anual de precipitaciones, mediante la cual puede caracterizarse un régimen pluviométrico a partir de los máximos y mínimos registrados. Teniendo en cuenta que los datos utilizados en esta caracterización son de estadística descriptiva clásica (i. e. media), es posible usar la moda para señalar el comportamiento general de las



- Clima en general húmedo, siendo la humedad relativa variable y de carácter estacional.
- Baja temperatura media ambiental, con un promedio de 8° C. Debido a la poca luminosidad y la delgada capa atmosférica a la altitud a la que ocurren estos ecosistemas, se registran variaciones drásticas de temperatura a lo largo del día (e. g. temperatura del suelo en la noche: -10° C; durante el día: 30° C). Este ciclo diario restituye una parte de la humedad proveniente de la precipitación y la niebla a la atmósfera, contribuyendo a los altos niveles de lluvia registrados en los páramos.
- Vientos fuertes en las áreas expuestas, aunque variables en intensidad según la localidad.

A nivel microecológico, las diferencias surgen de la heterogeneidad térmica que genera la distribución desigual de radiación solar en los microhábitats. Esta disparidad es acrecentada por el grado de exposición, humedad y tipo de cobertura vegetal (Lasso-Sierra, 1996; Mena Vásconez & Hofstede, 2006; Navas, 1999). Esto significa que la influencia del componente biótico en el modelamiento de las condiciones abióticas paramunas es alta (Rey, Franco-Vidal & Castaño-Urbe, 2002).

El modelo de distribución y características de los páramos zonales fue propuesto por Cuatrecasas en 1954 y es el más aceptado entre los especialistas actualmente (Tabla 2). Es importante resaltar que la altitud a la cual se ubican subpáramos y páramos en su ámbito de distribución es dependiente de la localidad. Asimismo, existen páramos azonales (o “paramillos”) conformados por una comunidad paramuna típica donde las condiciones edáficas, climáticas (e. g. por inversión térmica en el fondo de los valles) y/o geomorfológicas lo permitan (Castaño-Urbe, 2002; Hofstede, 2002; Rangel-Ch, 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Urbe, 2002).

---

precipitaciones (Gil-Olcina & Olcina-Cantos, 1997). También, se utilizan prefijos latinos para indicar el número de máximos de precipitación y de estaciones que ocurren al año en una región o localidad.

Los regímenes climáticos paramunos están determinados por la posición latitudinal de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT) y la intensidad del Índice de Oscilación del Sur (comúnmente conocido como El Niño y *ENSO* o *SOI*, por sus siglas en inglés). A causa de estas influencias atmosféricas los páramos más húmedos se encuentran en Colombia y el norte de Ecuador, mientras que los páramos del sur de Ecuador y las jalcas peruanas son ecosistemas relativamente secos (Castaño-Uribe, 2002; Kattan *et al.*, 2004; Mora-Osejo, 2002; Rangel-Ch, 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002; Rull *et al.*, 2007). El encuentro entre los Andes y dichas corrientes de aire produce frentes de condensación en las vertientes externas de las cordilleras (*lluvia o precipitación orográfica*). Debido a esto, los páramos más húmedos se encuentran en las vertientes exteriores de los Andes colombianos, caracterizados por presentar lagunas, zonas pantanosas, niveles de precipitación anual muy por encima de los 1.000 mm y representan el 89% de los páramos del país. Los más secos representan el 6% de los páramos colombianos y se ubican al interior de las cordilleras y se caracterizan por vientos más fuertes, mayor fluctuación de la temperatura diaria, valores de precipitación inferiores a los 1.000 mm. El 5% restante corresponde a cobertura de superpáramo (García de Mejía, Marín-Ramírez & Sánchez-Lancheros, 2002; Hofstede, 2002; Kattan *et al.*, 2004; MMA, 2001; Morales *et al.*, 2007). En Colombia es posible encontrar páramos secos, semihúmedos, húmedos, muy húmedos, superhúmedos, superhúmedo-pluviales o pluviales, de acuerdo con la cantidad de precipitación promedio anual en cada localidad (Rangel-Ch, 2002).

**Tabla 2.** Zonas de la alta montaña señalando franjas altitudinales, principales características fitoecológicas y vegetación dominante para los Andes colombianos. Según Alarcón-Hincapié *et al.* (2002), Cortés-Lombana (1996) y Rangel-Ch (2002).

Zona	Franja altitudinal	Características	Vegetación dominante
Altoandina	3.000 – 3.200 msnm	Ecotonía entre la vegetación cerrada de la media montaña y la abierta de la parte alta. Bosques achaparrados de 8 – 10 m dominados por una o dos especies	Bosques achaparrados
Páramo bajo (subpáramo)	3.200 – 3.500 (3.600) msnm	Predominio de vegetación arbustiva y matorrales. Se presentan zonas de contacto con la vegetación de la región de la media montaña y se conforman comunidades mixtas	Frailejonales – Rosetales
Franja media, Páramo propiamente dicho (o de gramíneas)	3.500 (3.600) – 4.100 msnm	Máxima diversificación comunitaria; predominio de frailejonales o rosetales, árboles de porte enano y otros arbustos. Montos de precipitación por debajo de 1.500 mm anuales	Pastizales – Pajonales Turberas Chuscales zonales Matorrales Frailejonales – Rosetales
Superpáramo	> 4.100 msnm	Zona inmediatamente inferior al límite de la nieve. Vegetación discontinua y apreciable superficie de suelo desnudo. Cobertura y diversidad disminuyen hasta llegar a un crecimiento de pocas plantas aisladas y predominio del sustrato rocoso, dando la sensación de aridez. Condiciones extremas de vientos, precipitaciones y temperaturas menores a 0 °C	Prados – Turberas – Agrupaciones de plantas vasculares en cojín Matorrales Pastizales – Pajonales

A causa de la precipitación orográfica, las alturas intermedias son más húmedas y, a partir de allí, la cantidad de lluvia disminuye con la altitud (Escobar, Lobo & Halffter, 2005; Mora-Osejo, 2002). Por ello, en Colombia las franjas de subpáramo y superpáramo presentan regímenes de precipitación bimodales–tetraestacionales, mientras que en las franjas medias son unimodales–biestacionales. Por encima de los 3.200 msnm, estas condiciones húmedas (mínimo dos meses secos y diez de lluvias) en conjunción con las características topográficas y edáficas, condicionan la riqueza y diversidad del componente biótico de cada localidad (ver Tabla C1 en Anexo C. Rangel-Ch., 2002).

En el año 2002, en la alta montaña colombiana se encontraban registradas casi 1.600 lagunas, siendo numerosas en las cordilleras Central y Oriental, y muy pocas en la cordillera Occidental. Es frecuente hallarlas formando conjuntos. La importancia de los ecosistemas acuáticos paramunos (principalmente, turberas, pantanos y lagunas) recae en que, aunque comparten algunas características generales con el medio, también crean condiciones microclimáticas y participan en la regulación de la humedad local (García de Mejía, Marín-Ramírez & Sánchez-Lancheros, 2002).

### **3.2 DESCRIPCIÓN DE ELEMENTOS BIÓTICOS**

Los páramos se consideran uno de los ecosistemas más biodiversos de todos aquellos de alta montaña tropical (Anónimo, s.f.; Rangel-Ch, 2002; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). Aunque el número de endemismos a nivel de género es bajo, a nivel de especies sí es alto, dada la relativa juventud geológica y el grado de aislamiento de este ecosistema (Morales *et al.*, 2007; Muñoz-Saba, 2002; Tiessen, 2011). En los ambientes paramunos de Colombia se registran los mayores niveles de endemismo de toda la ecorregión: se estiman valores de 270 géneros y 1.000 – 1.500 especies endémicas, encontrándose el más alto número de especies endémicas en los páramos de la cordillera Oriental (Cleef, 2008; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010).

Al igual que en otras regiones del mundo, en los páramos se incrementa la riqueza de especies a medida que aumenta la precipitación, dado que la disponibilidad de agua es un factor limitante para la distribución de la vegetación (Cleef, 2008; Fjeldsa & Lovett, 1997; Keppel *et al.*, 2011; Krebs, 2009; Rangel-Ch., 2002; Tiessen, 2011). En consecuencia, los patrones de biodiversidad de toda la ecorregión de páramo son dependientes de la localidad y su régimen de precipitación (Tabla 4 y C1 en Anexo C; Cleef, 2008; Van der Hammen *et al.*, 2002). Igualmente, se ha encontrado que, en general, la diversidad faunística disminuye con la altitud (Escobar, Lobo, & Halffter, 2005; Muñoz-Saba, 2002; Navas, 1999; Rangel-Ch., 2000), excepto en el caso de algunas polillas (Lepidoptera: Geometridae: Larentiinae y Ennominae; Brehm, Süssenbach, & Fiedler, 2003). Tanto en fauna como en flora, la mayor riqueza de especies se encuentra en las franjas de ecotonía altoandino–subpáramo y los menores valores, en la franja de superpáramo (Tabla 3 y Tabla 5; Rangel-Ch., 2002; Tiessen, 2011).

En los páramos colombianos existen, aproximadamente, 124 familias, 644 géneros y 4.700 especies, cifras en aumento desde 1997 dado que el número de investigaciones se ha multiplicado. Aún así, el grado de conocimiento actual sobre la biodiversidad paramuna colombiana está basado en pocos estudios. Por ejemplo, la investigación sobre algunos grupos taxonómicos, redes de interacciones y el funcionamiento de los ecosistemas altoandinos ha sido poca, así como sobre aspectos poblacionales y requerimientos ecológicos y fisiológicos de las especies, tan importantes para entender la vulnerabilidad de los sistemas biológicos (MAVDT, 2010; Tiessen, 2011).

**3.2.1 Suelos.** En general, la evolución y naturaleza del relieve y los suelos están determinadas por fenómenos glaciales y periglaciales<sup>11</sup> y procesos de modelado del relieve, mientras están en estrecha codependencia con la circulación de los vientos, las variaciones de temperatura, la dinámica hídrica de la interfaz atmósfera–biósfera, los regímenes de precipitación locales y el drenaje (Cortés-Lombana, 1996; Lutgens & Tarbuck, 2012; Morales *et al.*, 2007). Conociendo su historia evolutiva es posible entender los patrones de distribución, extensión y composición de los ecosistemas (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002).

Los suelos paramunos se caracterizan por estar en proceso de formación, ser arenosos (composición promedio para Colombia = 56% de arenas, 17,5% de arcillas); presentar una capa espesa de materia orgánica (>1 m de profundidad) en estado incompleto de descomposición, fuerte acidez (pH = 4,5 en promedio para Colombia), baja cantidad y muy baja saturación de bases de cambio, contenidos escasos de fósforo disponible, altos porcentajes de carbono orgánico y CIC<sup>12</sup>, bajos niveles de fertilidad, baja temperatura promedio, pedregosidad, retención de humedad mediana–alta, y una evolución muy lenta (Cortés-Lombana, 1996; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Malagón-Castro, 2002; Mora-Osejo, 2002; Rangel-Ch., 2002).

**Relieve.** Geomorfológicamente, “la alta montaña se divide en cuatro unidades o sistemas morfogénicos: glaciario, periglaciario, modelado glaciario heredado y montaña altoandina inestable, cada una con características propias en cuanto a su ubicación altitudinal, procesos y geoformas” (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a). Estudios del IDEAM en conjunto con la UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, señalan que el superpáramo se corresponde con la unidad periglaciario, en la unidad de modelado glaciario heredado se presenta

---

<sup>11</sup>Los procesos glaciares y periglaciares hacen referencia a los fenómenos geomorfológicos que son producidos por la acción del hielo en las áreas colindantes a los permafrost o capas de hielo (Arbogast, 2011).

<sup>12</sup>**Capacidad de Intercambio Catiónico.** Cantidad total de cationes que puede retener o liberar un suelo de acuerdo a la cantidad de arcillas y materia orgánica que presente (Arbogast, 2011). Ver Anexo A.

vegetación típica de páramo (3.200 – 4.000 msnm), y la unidad de montaña andina inestable equivale a la zona de vida del bosque altoandino. A pesar de que es posible encontrar diferencias a nivel litológico y estructural derivadas de la localidad<sup>13</sup>, cada uno de estos sistemas presenta las mismas geoformas básicas y está sujeto a procesos similares. Esto posibilita hacer las generalizaciones morfológicas, físicas, químicas y mineralógicas señaladas anteriormente. Asimismo, todas las unidades de modelado glaciar heredado se caracterizan por presentar un paisaje suavizado debido al accionar de las capas glaciares en descenso, las cuales también produjeron depresiones (llamadas *cubetas de sobreexcavación glaciar*) donde ahora se encuentran lagunas, pantanos y turberas (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a).

**Material parental**<sup>14</sup>. El material parental determina si un suelo es orgánico (*Histosoles*), con minerales heredados de cenizas volcánicas (*Andisoles*), o de materiales sedimentarios (*Entisoles*) o metamórficos (*Inceptisoles*) (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002). La cordillera Oriental y la Sierra Nevada de Santa Marta están compuestas por el mismo basamento<sup>15</sup> antiguo en el que dominan rocas metamórficas e intrusivas<sup>16</sup> y espesas capas sedimentarias que se acumularon durante el Cretáceo y Terciario inferior; las cumbres de la cordillera Occidental están constituidas por secuencias volcano-sedimentarias cretácicas (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a). La cordillera Central “es más diversa litológicamente, ya que se incluyen las formas y formaciones volcánicas e intrusivas recientes, además de los Macizos

---

<sup>13</sup> Esto debido a que cada cordillera tiene suelos característicos a causa de la orogenia andina, la posición respecto a los frentes de condensación y uso del suelo, principalmente.

<sup>14</sup> La fuente de material mineral degradado del cual los suelos se desarrollan es llamado *material parental* (Lutgens & Tarbuck, 2012). También puede encontrarse como *material de origen*.

<sup>15</sup> El *basamento* se refiere de manera general a la roca subyacente al suelo (Lutgens & Tarbuck, 2012).

<sup>16</sup> Las *rocas metamórficas* son aquellas que se originan a partir de otro tipo de roca mediante un proceso de transformación en respuesta a condiciones de temperatura y presión diferentes a aquellas bajo las cuales la roca original se formó, dando lugar a cambios en el contenido mineral, la textura y, a veces, en la composición química de las rocas. Las *rocas intrusivas* son aquellas que se forman al cristalizarse y enfriarse el magma en los cuellos volcánicos (Lutgens & Tarbuck, 2012).

antiguos” (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a). Así, la geomorfología del modelado glaciar heredado de ambientes volcánicos presenta formaciones superficiales más espesas debido a los materiales piroclásticos (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a). En ambientes no volcánicos, tales formaciones están constituidas en su mayor parte por “depósitos de detritos<sup>17</sup> glaciares y/o materia orgánica” (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a). En consecuencia, los Andisoles son predominantes en los páramos de las cordilleras Occidental y Central, escasos en los de la cordillera Oriental y ausentes en los de la Sierra Nevada de Santa Marta. En todas las cordilleras se encuentran Entisoles, Inceptisoles e Histosoles (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002).

**Clima.** Debido a las condiciones climáticas de cada vertiente, los suelos de las zonas expuestas a los frentes húmedos (ver Tabla C1 en Anexo C) presentan mayor alteración de los materiales parentales, desarrollo de los perfiles y actividad biológica que aquellos que se encuentran en las vertientes “secas”. Por tanto, las condiciones climáticas generales de cada localidad, junto con la altitud, determinan la distribución geográfica de los suelos. El 74,6% de los suelos paramunos colombianos se encuentra bajo condiciones climáticas húmedas y el 25,4% está ubicado en climas secos (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002).

**Edafofauna.** Resulta preocupante el bajo nivel de información con respecto a la edafofauna de los páramos colombianos, dado que esta fracción de la comunidad biótica paramuna, en conjunción con la vegetación y el clima, representan un factor clave en el proceso de formación de suelos (Cortés-Lombana, 1996; PROYECTO PÁRAMO ANDINO). Cortés-Lombana (1996) afirma que la mayor comunidad edáfica se encuentra en el horizonte O (i. e. el más superficial), y los taxones principales y típicos de los suelos altoandinos son Enchytreidae, Lumbricidae, Collembola, Coleoptera, Diptera y Arachnida. Hasta el momento, los

---

<sup>17</sup> Resultado de la descomposición de una masa sólida en partículas.



organismos de los suelos paramunos más estudiados son los anélidos (Hofstede, 2002).

Los procesos catalogados como los más importantes durante la formación de los suelos de páramos colombianos (i. e. adiciones de material orgánico, pérdida de materiales por erosión y lixiviación, y mayor transformación bioquímica que mineral) indican que se trata de suelos jóvenes (Malagón-Castro, 2002). En consecuencia, son menos diversos que los que se encuentran en la media montaña andina bajo cobertura boscosa cerrada (Castaño-Uribe, 2002; Cortés-Lombana, 1996; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002).

Ahora bien, el aporte de elementos volcánicos aumenta la capacidad del suelo de retener agua, pues el aluminio de las cenizas se combina con la materia orgánica y forma vesículas muy resistentes a la descomposición bioquímica (Castaño-Uribe, 2002; Hofstede, 2002; Lutgens & Tarbuck, 2012). Por otro lado, las bajas temperaturas parecen disminuir la actividad metabólica de los microorganismos edáficos, impidiendo una rápida descomposición de la materia orgánica acumulada e interfiriendo en el equilibrio químico del suelo (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; Cortés-Lombana, 1996; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Hofstede, 2002; Morales *et al.*, 2007). De ahí que los suelos del páramo presenten baja mineralización y concentración de nutrientes (i. e. son desaturados), un pH ácido (que también inhibe la propagación de la flora y fauna) y gruesas capas de tierra negra y necromasa, entre las demás características mencionadas inicialmente. Estos rasgos son la causa de que los suelos del páramo posean tan buena capacidad de almacenamiento y regulación hídrica, y representen depósitos de carbono atmosférico (Castaño-Uribe, 2002; Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; Cortés-Lombana, 1996; Hofstede, 2002; Malagón-Castro, 2002; Mena Vásquez & Hofstede, 2006; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002).

En resumen, todas las características mencionadas no conducen a una edafogénesis rápida (Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002). Los suelos de

páramo se han reportado como de bajo nivel de resiliencia<sup>18</sup> y, por ello, alta fragilidad (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; Cortés-Lombana, 1996; Hofstede, 2002; Malagón-Castro, 2002). Teniendo en cuenta que los suelos son la interfaz entre el ambiente y el tejido biótico del planeta (Lutgens & Tarbuck, 2012), posibilitando procesos como ciclaje de nutrientes, es de vital importancia entender la dinámica ecológica que en ellos sucede y considerarlos objetos de especial cuidado y manejo (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Malagón-Castro, 2002; Mena Vásconez & Hofstede, 2006). Sin embargo, la importancia de su conocimiento ha sido subvalorada y es muy poco lo que se sabe sobre ellos (Hofstede, 2002).

**3.2.2 Flora.** El grupo taxonómico más estudiado en los páramos es la flora. A lo largo de toda la ecorregión se han encontrado más de 5.150 especies de más de 130 familias, i. e casi el 20% de la riqueza vegetal total de los Andes. El 79% de las angiospermas, el 85% de hepáticas, el 96% de líquenes y el 98% de los helechos que se registran en toda la ecorregión se encuentran en Colombia, así como el mayor número de especies endémicas, y sólo para nuestros páramos se han descrito 327 asociaciones vegetales. La flora vascular del páramo colombiano reúne casi 3.300 especies de 570 géneros y 120 familias, lo cual significa el 12% del total de la flora colombiana y el 29% de aquella presente en la región andina del país (Tabla 3; Anónimo, s.f.; Hofstede, 2002; Pinto-Zárate, 2010; Rangel-Ch., 2000, 2002). Según Rangel-Ch. (2002), en el páramo propiamente dicho se encuentra la mayor riqueza comunitaria, y los tipos de vegetación del superpáramo presentan las mayores similitudes fisionómicas y florísticas. Aunque la vegetación zonal de páramo consiste, básicamente, en pajonales y/o chuscales,

---

<sup>18</sup> La *resiliencia* es un concepto acuñado por Holling durante las décadas de 1970 y 1980 que hace referencia a la magnitud de los disturbios que un ecosistema tolera antes de que su estructura sea cambiada de forma fundamental y, por tanto, conducida a un estado diferente (Meffe *et al.*, 1997).

ésta se diferencia de acuerdo al nivel de humedad atmosférica (ver Tabla 4 y C1 en Anexo C; Cleef, 2008; Rangel-Ch., 2002).

**Tabla 3.** Riqueza (Géneros / Especies) de plantas y líquenes presentes en ecosistemas altoandinos colombianos, de acuerdo con la zona de vida. Adaptado de Rangel-Ch. (2000).

Grupo taxonómico	Zona de vida			
	Altoandina	Subpáramo	Páramo	Superpáramo
<b>Líquenes</b>	74 / 254	71 / 250	72 / 237	49 / 129
<b>Hepáticas</b>	93 / 275	80 / 273	66 / 248	33 / 68
<b>Musgos</b>	136 / 325	124 / 299	107 / 268	42 / 85
<b>Helechos</b>	49 / 250	52 / 274	43 / 240	22 / 79
<b>Espermatófitos</b>	487 / 2.385	415 / 1.958	361 / 1.575	136 / 443

**Tabla 4.** Diferencias encontradas en vegetación dominante según la franja altitudinal y la clasificación climática de los páramos. Adaptado de Hofstede (2002) y Van der Hammen *et al.* (2002).

Franja altitudinal	Clasificación climática	
	Seco	Húmedo
<b>Subpáramo</b>	<i>Calamagrostis</i>	<i>Chusquea</i>
	<i>Sphagnum</i> (en valles)	<i>Sphagnum</i> (extensos, en laderas)
	Macollas	Bambús
<b>Páramo</b>	<i>Espeletiopsis</i> y <i>Espeletia</i>	<i>Espeletia</i>
	<i>Sphagnum</i> (sólo en valles)	<i>Sphagnum</i> (extensos, en laderas)

Rangel-Ch. (2000) reporta más de 3.300 especies de más de 550 géneros y casi 120 familias de plantas en los páramos colombianos (Tabla 3), y a las familias Asteraceae (100 géneros / 711 especies), Orchidaceae (57 / 580), Poaceae (40 / 148), Melastomataceae (12 / 112) y Bromeliaceae (7 / 98) como las de mayor riqueza. Rangel-Ch. (2002) afirma que la riqueza de las familias Ericaceae y Scrophulariaceae es mayor en las franjas bajas del páramo; y que Asteraceae presenta el mayor número de especies de distribución restringida en casi todas las

franjas altitudinales, excepto en la zona altoandina, donde el mayor número de estas especies pertenecen a Orchidaceae. No reporta especies de las familias Bromeliaceae y Melastomataceae en la zona de superpáramo.

Los tipos de vegetación del páramo colombiano representan la casi totalidad de las combinaciones fitoecológicas que se pueden hallar en todo el ámbito de distribución de este ecosistema (Fernández-Alonso, 2002; Rangel-Ch., 2002). Rangel-Ch. (2002) dice al respecto que “los arreglos fisionómicos son parecidos especialmente entre los tipos de vegetación con mayor área de distribución”. Evidencia de ello es que en el Macizo de Tatamá (sección norte–centro de la cordillera Occidental) y en páramos húmedos de las cordilleras Oriental y Central pueden encontrarse los chuscales presentes en los páramos costarricenses. También los pajonales de la Sierra Nevada de Mérida y otros páramos venezolanos son encontrados ampliamente en la cordillera Central, así como la alta similitud entre los rosetales de ambos países. Y los frailejones ecuatorianos también pueden encontrarse en los páramos del sur colombiano (Hofstede, 2002; Mena Vásquez & Hofstede, 2006; Rangel-Ch., 2002). Estas similitudes reportadas por varios investigadores podrían servir como puntos en común para desarrollar planes de manejo estandarizados para la ecorregión, así como estrategias conjuntas de conservación y monitoreo de los países andinos. No obstante, es menester concluir los inventarios en Colombia, las descripciones fitosociológicas en Ecuador y Costa Rica y realizar estudios que esclarezcan las relaciones biogeográficas para poder adelantar las iniciativas mencionadas.

**3.2.3 Fauna.** En general, la fauna paramuna ha sido menos estudiada que la flora y evidencia de ello es que la información disponible para muchos grupos taxonómicos todavía es escasa (Hofstede, 2002; PROYECTO PÁRAMO ANDINO).

**Insectos.** Se tienen datos para mariposas (más de 200 especies), abejas (Insecta: Hymenoptera, ±70 especies) y simúlidos (Insecta: Diptera, 24 especies).

(González, Ospina & Bennett, 2005; Hofstede, 2002; PROYECTO PÁRAMO ANDINO) Para el caso de coleópteros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) se ha encontrado que, en sistemas montañosos suramericanos, los más abundantes pertenecen a la subfamilia Scarabaeinae (Escobar, Lobo & Halffter, 2005). Al año 2000 se tenían registradas 131 especies de 4 familias de lepidópteros; la mayoría de estos registros corresponden a localidades ubicadas en las cordilleras Oriental y Central (Rangel-Ch., 2000). Estudios posteriores han establecido que, sólo para la tribu Pronophilini (Nymphalidae: Satyrinae), en los páramos colombianos hay 205 especies (ver Tabla C3 en Anexo C). Este taxón presenta altas tasas de endemismo<sup>19</sup>, sus especies se distribuyen en estrechas franjas de altitud y el 95% de ellas habita bosques altoandinos y páramos de los Andes. Los estudios en la cordillera Occidental sobre estas mariposas son de los más recientes (Pyrz & Rodríguez, 2007).

**Vertebrados.** En los páramos colombianos se han registrado 64 especies de mamíferos, 154 de aves, 15 de reptiles y 89 de anfibios (Muñoz-Saba, 2002; PROYECTO PÁRAMO ANDINO; Rangel-Ch., 2000).

**Tabla 5.** Riqueza (Géneros / Especies) de vertebrados terrestres de distribución no restringida presentes en ecosistemas altoandinos colombianos, de acuerdo con la zona de vida. Adaptado de Rangel-Ch. (2000).

Zona de vida	Reptiles	Anfibios	Aves	Mamíferos
<b>Altoandina</b>	6 / 12	10 / 48	80 / 134	45 / 68
<b>Subpáramo</b>	6 / 8		74 / 117	34 / 45
<b>Páramo</b>	3 / 5	5 / 11	46 / 70	27 / 32
<b>Superpáramo</b>	2 / 2	3 / 6	36 / 46	1 / 1

Después de Brasil, Colombia es uno de los países con mayor diversidad en mamíferos: se han reportado 471 especies (28 endémicas) de 200 géneros y 46

<sup>19</sup> 31% de pronophilinidos endémicos en la cordillera Oriental, 25% en la Occidental y 15% en la Central. La tasa de endemismo de la franja subpáramo-páramo es casi del 100%.

familias. En los páramos colombianos hay 21 familias, 42 géneros y 64 especies (Tabla 5), seis de ellas endémicas: *Akodon bogotensis*, *Olallamys albicauda*, *Rhipidomys caucensis*, *Thomasomys bombycinus*, *Thomasomys monochromos* y *Thomasomys niveipes* (Tabla C4 en Anexo C). La diversidad de mastozoofauna de alta montaña colombiana depende principalmente de la altitud, la humedad, la temperatura, el tipo de hábitat y el grado de alteración del mismo (Tabla C4 en Anexo C), pues esto causa migraciones y, en ocasiones, extinción de las poblaciones. Los mamíferos de menor tamaño (i. e. los roedores) son los más diversos, siendo el conejo de páramo el más abundante (Hofstede, 2002; Muñoz-Saba, 2002).

Las aves son el grupo de vertebrados con mayor representación en los páramos (Tabla 5), con un registro de 154 especies pertenecientes a 84 géneros de 31 familias. Sin embargo, el 20% de ellas no habitan únicamente el páramo. Se encuentran 6 especies endémicas: *Ramphomicron dorsale* (Trochilidae), *Synallaxis subpudica* (Furnariidae), *Scytalopus latebricola* (Rhinocryptidae), *Diglossa gloriosissima* (Thraupidae), *Cistothorus apolinari* y *Troglodytes monticola* (Troglodytidae); y *Bolborhynchus ferrugineifrons* y *Pyrrhura calliptera* (Psittacidae). Las familias más diversas son Thraupidae (12 géneros / 25 especies), Trochilidae (13 / 23), Emberizidae (7 / 18), Tyrannidae (10 / 14) y Furnariidae (6 / 10) (Hofstede, 2002; Rangel-Ch., 2000).

En ecosistemas de páramo la herpetofauna es el grupo de vertebrados menos diverso (Tabla 5; Hofstede, 2002; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002). En el caso de los reptiles, en los ecosistemas altoandinos colombianos se localizan 9 géneros y 15 especies de las familias Colubridae, Gymnophthalmidae, Polychrotidae y Tropiduridae. Sólo *Proctoporus simoterus* (Gymnophthalmidae) ha sido reportada para la cordillera Occidental, y su distribución asciende hasta la franja de bosque altoandino. No se reportan especies de reptiles restringidas al superpáramo (Rangel-Ch., 2000).

Los anfibios son más abundantes que los reptiles, encontrándose 6 familias, 15 géneros y 89 especies (Tabla 5). Los géneros de anuros identificados con mayor

frecuencia son *Atelopus* (Bufonidae), *Centrolene* (Centronelidae), *Hyloxalus* (Dendrobatidae), *Pristimantis* (Strabomantidae), *Gastrotheca* e *Hyloscistus* (Hylidae); y *Bolitoglossa* (Plethodontidae) de caudados. Al año 2000, había reportadas 53 especies de anfibios restringidas a ecosistemas de páramo, 25 especies en la cordillera Oriental, 59 en la Central, 6 en la Occidental y 5 en la Sierra Nevada de Santa Marta. Se ha reportado 91% de endemismo entre las especies que se distribuyen en los páramos colombianos, mayor diversidad de anfibios paramunos en la cordillera Central, y baja afinidad faunística entre cordilleras (Lynch & Suárez-Mayorga, 2002; Navas, 1999; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002; Rangel-Ch., 2000).

### **3.3 EVOLUCIÓN DE PÁRAMOS Y OTROS ECOSISTEMAS ALTOANDINOS**

La geomorfología glacial y la orogenia andina produjeron una gran heterogeneidad ambiental, así como contextos de fragmentación, aislamiento y condiciones abióticas severas (i. e. cambios drásticos en humedad, temperatura y radiación solar). Esto habría favorecido los procesos de especiación locales a partir de adaptaciones ecofisiológicas y asociaciones bióticas, aumentando las diversidades  $\alpha$  y  $\beta$  del ecosistema. Por tanto, la riqueza y diversidad que encontramos ahora en los páramos son resultado de las condiciones abióticas y su evolución, así como de la interacción del ecosistema con aquellos que lo rodean (Castaño-Uribe, 2002; Cleef, 2008; Cortés-Lombana, 1996; Fernández-Alonso, 2002; Hodgkinson & Jackson, 2005; Hofstede, 2002; Hughes & Eastwood, 2006; Kattan *et al.*, 2004; Lasso-Sierra, 1996; MAVDT, 2010; Morales *et al.*, 2007; Pinto-Zárate, 2010; Rull *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

La cordillera de los Andes es un sistema geomorfológico constituido por varias unidades de diverso origen. Su levantamiento, producto del encuentro entre las placas tectónicas de Nazca (oceánica) y la Sudamericana (continental), condujo a procesos de reorganización paleogeográfica determinantes en los patrones biogeográficos descritos para muchas especies. Para el caso del norte de los

Andes, se considera que su alta biodiversidad sería el resultado de tres eventos mayores de la historia geológica reciente del continente (llamados “catastróficos” por Vargas-Ríos [2002]), a saber: la orogenia andina, la dinámica de los ciclos glaciares y el cierre del Arco centroamericano (Istmo de Panamá; Kattan *et al.*, 2004; Rull *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

### **3.3.1 Orogénesis de los Andes septentrionales y evolución de los páramos.**

Es posible que la orogénesis de los Andes septentrionales date de los principios de la era Mesozóica (hace unos 243 Ma). Al parecer, las primeras cimas que se formaron fueron las de la cordillera de Mérida, la protocordillera Central y las montañas no volcánicas del Ecuador (Hofstede, 2002). Aparentemente, la formación de la cordillera Occidental y el levantamiento de la Central iniciaron hace 65 Ma (final de la era Mesozóica), durante una fase volcánica. La orogénesis de la cordillera Oriental habría iniciado hace 34 Ma, a mediados del período Terciario. El 40% de la altura actual de las cordilleras parecen haberse alcanzado entre mediados del Mioceno e inicios del Plioceno, brindando las condiciones ambientales para impedir el desarrollo de bosques y dar lugar a un *prepáramo* caracterizado por una vegetación semi-abierta y especies de sabana tropical y bosque subandino, las cuales hacen parte del elemento neotropical de la flora actual de páramo. Las tres cordilleras colombianas y la Sierra Nevada de Santa Marta parecen haber llegado a su altura actual en el Plio-Pleistoceno, y tal vez entonces fue cuando un *protopáramo* se extendió entre los 2.000 y los 3.000 msnm. Probablemente en este momento, hace 3,5 Ma, se formó el Istmo de Panamá y los Andes septentrionales se unieron con los meridionales, permitiendo la migración de las especies de origen templado y las de la sabana tropical que lograron adaptarse a las condiciones climáticas más drásticas. Este período puede haber durado un millón de años, durante todo el Pleistoceno, cuando la biota paramuna se enriqueció gradualmente, formando paulatinamente el ecosistema que actualmente conocemos. Se considera que el proceso de levantamiento de



los Andes, de gran dinamismo, todavía está ocurriendo y se manifiesta continuamente (Castaño-Uribe, 2002; Ceballos-Liévano, Hofstede, 2002; Kattan *et al.*, 2004; Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011; Vargas-Ríos, 2002).

Se han identificado más de 20 ciclos glaciares a lo largo de la era Cenozoica, causados por los ciclos de Milankovitch<sup>20</sup>, dando lugar a eventos de glaciación y deglaciación y, en consecuencia, descensos y ascensos sucesivos de las franjas de vegetación. Tales ciclos habrían fragmentado y unido los ámbitos de distribución de las poblaciones altoandinas en diferentes momentos. Durante los eventos de agrupación se habría formado un gran corredor paramuno y, en consecuencia, se habrían visto favorecidos los procesos de intercambio de especies y, tal vez, de especiación por hibridación. Durante los eventos de separación, habría prevalecido la especiación alopátrica y los páramos habrían formado un patrón de “islas” biogeográficas como el actual (Castaño-Uribe, 2002; Cleef, 2008; Escobar, Lobo & Halffter, 2005; Fernández-Alonso, 2002; Fjeldsa & Lovett, 1997; Haffer & Prance, 2002; Hofstede, 2002; Morales, y otros, 2007; Pinto-Zárate, 2010; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002; Rull *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková, & Balslev 2011).

Esta dinámica de unión y aislamiento fue experimentada en diferente magnitud por cada páramo, pues no todas las glaciaciones fueron igual de intensas y, además, los lugares en los que se encuentran sobre los Andes no tienen la misma distancia de separación. Cada área de páramo ha tenido distinto grado de aislamiento espacio-temporal a lo largo de su historia. Para el caso de los páramos colombianos, es probable que la unión haya formado “bloques paramunos” discontinuos sobre cada cordillera. Así, el bloque de la cordillera Occidental habría unido a aquellos que ahora encontramos asociados a los cerros Paramillo-

---

<sup>20</sup> Los *ciclos* se refieren a oscilaciones geológicas de alta frecuencia que causan la expansión y retirada cíclica de los mantos glaciares durante el Pleistoceno y son: a) *precesión de los equinoccios*: cada 19.000 –23.000 años; b) *excentricidad de la órbita*: cada 100.000 años; y c) *oblicuidad del eje*: cada 40.000 años (Haffer & Prance, 2002; Rull *et al.*, 2007; Uriarte, 2012). Ver Anexo A.

Frontino–Urrao–Farallones de Citará, Tatamá y Farallones de Cali–Munchique, separados del Macizo Colombiano; toda la cordillera Central (excepto el complejo Belmira–altiplano de Santa Rosa de Osos, debido a su separación de la cordillera por el Valle de Aburrá) habría estado cubierta por un bloque paramuno completo; y en la cordillera Oriental habrían estado los bloques de la sección norte–centro (desde Perijá hasta Sumapaz) y sur hasta el Macizo Colombiano<sup>21</sup> (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008; Hofstede, 2002; Morales *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

Según las investigaciones de Van der Hammen, los glaciares de las cumbres andinas tuvieron su máxima extensión durante la última glaciación (hace 35.000 años aproximadamente), cubriendo todo lo que ahora conocemos como alta montaña, y la máxima reducción desde hace unos 14.000 años. Como resultado, habrían quedado los glaciares relictuales que presenciamos actualmente en las cordilleras Central y Oriental<sup>22</sup>, las cuales continúan su retroceso debido al momento interglaciar de la actualidad y al rápido cambio climático global (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Urbe, 2002). En algunas de estas zonas recientemente abandonadas por los glaciares se encuentran suelos en sus primeros estados de formación muy susceptibles a la erosión, que se consideran

---

<sup>21</sup> Fue identificado “un patrón de especiación muy marcado asociado al gradiente de páramos de la cordillera Oriental en Colombia, desde las ramas andinas al Norte (Sierra de Mérida y complejo Perijá–Tamá) hasta el Sur del país (departamentos del Meta y Huila) y su unión con el Macizo Colombiano (departamentos del Cauca y Nariño)” (Fernández-Alonso, 2002): es decir, un mayor número de procesos de especiación a nivel de géneros, tanto autóctonos como alóctonos, en los páramos del norte de la cordillera Oriental que en los del sur en respuesta al aislamiento entre los páramos ubicados al norte y aquellos del ramal de la cordillera que se encuentra en lo que hoy es el límite entre los departamentos Meta, Huila y Caquetá. Sklenár *et al.* (2011) lo ilustran claramente.

<sup>22</sup> Cordillera Occidental: volcán El Cumbal (4.764 msnm, departamento de Nariño), que se cubre de nieve en algunas estaciones. Cordillera Central: Nevado del Ruiz (5.321 msnm, departamentos de Caldas y Tolima), Nevado del Tolima (5.215 msnm, departamento de Tolima), Nevado de Santa Isabel (4.965 msnm, departamentos de Caldas, Risaralda y Tolima), Nevado del Huila (5.700 msnm, departamentos del Cauca, Huila y Tolima). Cordillera Oriental: Nevado del Cocuy (5.330 msnm, departamento de Boyacá, más de 20 picos nevados). Sierra Nevada de Santa Marta (5.775 msnm, departamentos de Magdalena, Cesar y Guajira).

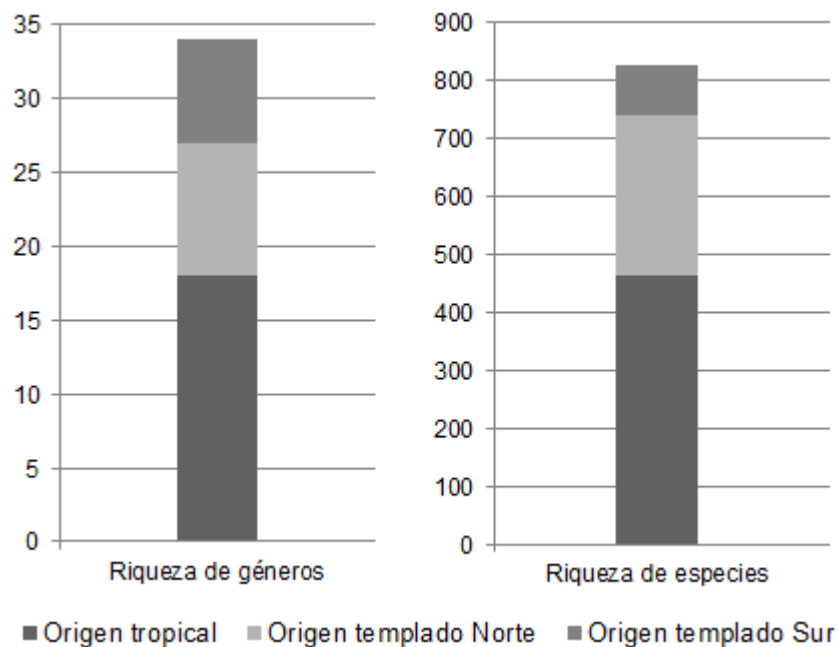
escenarios de gran importancia en cuanto a pedogénesis para evaluar los efectos del cambio climático global actual (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002).

En suma, resulta evidente que los páramos son los ecosistemas más jóvenes entre los de la alta montaña neotropical, toda vez que se encuentran sobre formaciones geológicas recientes que han estado directamente afectadas por la dinámica glaciaria y volcánica de los últimos 100.000 años, y la cota altitudinal en la que se encuentran no tiene más de 3 Ma. Algunos investigadores indican que se trata de un lapso de tiempo muy corto para la adaptación biológica y fisiológica de las especies en todo un ecosistema, comparado con otros sistemas contiguos. En cualquier caso, pueden explicar el carácter endémico de los páramos y la exclusividad de la asociación *Espeletium–Calamagrostis* como comunidad característica del orobioma (Castaño-Uribe, 2002; Hofstede, 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Uribe, 2002). En consecuencia, se resalta la importancia de tener los eventos paleogeográficos en consideración al momento de estudiar el origen, las adaptaciones y la distribución de las especies paramunas, dado que han sido determinantes en la estructura y función del ecosistema y, en la actualidad, definen su capacidad de respuesta ante cambios naturales o inducidos y perturbaciones (Vargas-Ríos, 2002).

**3.3.2 Afinidades geográficas para fauna y flora.** El rol de la cordillera de los Andes no es sólo de gran barrera geográfica, sino también de “impulsor” de la diversificación, debido a que su formación generó condiciones ambientales únicas relativamente rápido (Hughes & Eastwood, 2006). Las evidencias encontradas hasta ahora señalan que, una vez formado el Istmo de Panamá en el Plioceno, los Andes actuaron como un importante corredor biológico que permitió la dispersión de la biota (conocido como el Gran Intercambio Faunístico), en especial de aquellas especies adaptadas a condiciones de clima frío (Cody *et al.*, 2010; MacFadden, 2006). Por ello, en los páramos confluyen elementos laurásicos

(Holárticos y templados; i. e. del Polo Norte, zona Boreal de Alaska y Canadá, y bosques subtropicales de Norte América, considerados alóctonos) y gondwánicos (Australo-Antárticos, andino-tropicales y subtropicales, considerados autóctonos) (Figura 3; Castaño-Uribe, 2002; Fernández-Alonso, 2002; Rangel-Ch., 2002; Rull *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

**Figura 3.** Riqueza de géneros y especies presentes en el páramo, de acuerdo con su origen geográfico. Tomado de Sklenár, Dusková & Balslev (2011).



Los investigadores han establecido que la vegetación característica del páramo existe desde el Plio–Pleistoceno (Fernández-Alonso, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Rull *et al.*, 2007). Asimismo, en los análisis palinológicos de zonas altoandinas correspondientes a este período se encuentra polen de *Aragoa*, *Valeriana*, *Plantago*, *Geranium*, *Gunnera*, *Gentianella*, *Lysipomia*, así como el de algunas poáceas, cariofiláceas y ranunculáceas, y un aporte cada vez mayor de géneros provenientes de zonas templadas Holárticas y Austral–Antárticas. Dentro de los géneros endémicos también se hallan especies cuyas poblaciones se distribuyen en bosques de niebla e, incluso, en ecosistemas extra–andinos

(Hofstede, 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Urbe, 2002; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). En los géneros alóctonos, la mayor diversificación la presentan los géneros que se encuentran a mayores altitudes (e. g. *Quercus*, *Draba* y *Lupinus*) y que la riqueza de géneros de origen tropical es mayor en los páramos húmedos que en los secos. (Cleef, 2008; Hughes & Eastwood, 2006) Aunque se considera que la primera fuente de géneros alóctonos fueron los Andes meridionales, donde se encuentran los linajes de flora de alta montaña más antiguos de Sur América, en los elementos florísticos de origen templado del páramo hay un mayor aporte de la zona Holártica que de la Austral–Antártica (Figura 3). Hasta ahora, no se han encontrado evidencias que indiquen una posible migración de elementos bióticos desde el páramo hacia zonas templadas. (Sklenár, Dusková & Balslev, 2011)

En cuanto a la fauna, los patrones de distribución reflejan los problemas que surgen al hacer generalizaciones sin tener en cuenta la escala: para algunos grupos, las mayores barreras biogeográficas parecen no representar obstáculo para su distribución (e. g. algunos mamíferos como *Sturnira erythromos* o *Microryzomys minutus*), mientras que en otros producen aislamiento y diversificación (e. g. mariposas de la tribu Pronophilini; Pyrcz & Rodríguez, 2007; Rangel-Ch., 2000). En anuros (Lynch & Suárez-Mayorga, 2002; Navas, 1999), polillas (Brehm, Süssenbach & Fiedler, 2003) y aves (e. g. Chesser, 2000) se ha encontrado el mismo patrón que aquel mencionado para plantas (e. g. Colinvaux, de Oliveira & Bush, 2000; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). Las evidencias sugieren que los procesos de diversificación resultan de la evolución local (y, por tanto, grupos monofiléticos endémicos) y del contacto secundario al presentarse migración altitudinal de grupos taxonómicos típicos de climas cálidos.

Kattan *et al.* (2004) realizaron un estudio con mariposas diurnas, anuros, aves y mamíferos para “determinar el grado de similitud en la composición de especies y patrones geográficos de distribución entre diferentes subregiones” de los Andes colombianos. De acuerdo con los datos obtenidos, concluyeron que la formación de las cordilleras produjo dos patrones de diversificación en los grupos analizados: uno altitudinal, separando a las especies en función de la franja altitudinal, y otro

horizontal que acarrió una diferenciación según la cordillera o la vertiente. Así pues, existe una diferenciación entre la fauna de la vertiente occidental de la cordillera Occidental, de las zonas interandinas y de la vertiente oriental de la cordillera Oriental a causa de especiación alopátrica, principalmente, dado el levantamiento asincrónico de las cordilleras colombianas (Kattan *et al.*, 2004). Adicional al efecto de los Andes, los ríos que surgieron de su levantamiento también han influido en el proceso de diversificación en algunos grupos, e. g. insectos (Lozano-Zambrano & Fernández, 2007; Pyrcz & Rodríguez, 2007). Para concluir, las evidencias apuntan a que “la diferenciación geológica y climática, junto con las migraciones, son el fundamento de la biodiversidad de los Andes tropicales” (Tiessen, 2011).

**3.3.3 Adaptaciones fisiológicas.** Ahora bien, los pisos térmicos y la composición biológica de cada uno están determinados, de un lado, por la variación climático–hipsométrica y, del otro, por los siguientes factores secundarios: la exposición a los rayos solares (de menor relevancia en los Andes dada su dirección norte–sur), la altura de las montañas (los pisos térmicos alcanzan alturas mayores en el interior y altiplanos de las montañas que en las laderas externas), las lluvias orográficas, los vientos y los suelos (Brehm, Süssenbach, & Fiedler, 2003; Castaño-Uribe, 2002; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997). En los ecosistemas altoandinos, las características mencionadas en la sección 3.1 (cuyo origen y causa es la orogenia andina) en interacción con los agentes antrópicos (los daños ecológicos causan variaciones en la temperatura y humedad de los diversos pisos térmicos), representan las limitaciones más importantes para las adaptaciones de fauna y flora y, en consecuencia, para la colonización de los ambientes de alta montaña, en especial para los géneros autóctonos (Keppel *et al.*, 2011; Lasso-Sierra, 1996; MMA, 2001; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). Por ello, la fauna y flora paramuna presentan una alta resistencia a las condiciones extremas de los ciclos microclimáticos

diarios, una gran sensibilidad a los cambios de los patrones macroclimáticos y, dado el aislamiento de los ecosistemas de páramo y la alta especialización fisiológica que pudieron haber adquirido a lo largo del proceso adaptativo, una distribución restringida. Entre las adaptaciones más frecuentes compartidas por fauna y flora están las coberturas epidérmicas de diversos tipos (e. g. tricomas y pelajes densos, y coloración predominantemente oscura), las cuales brindan protección contra la quemadura severa por acción de los rayos UV y conservan de manera eficiente el calor, y una capacidad incrementada de saturación de oxígeno en tejidos especializados (e. g. mayor número de glóbulos rojos; Brodie, Post, & Laurance, 2012; Castaño-Uribe, 2002; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Mena Vásconez & Hofstede, 2006).

En plantas, algunas de estas características les otorgan una gran capacidad de almacenamiento e interceptación (*precipitación horizontal*) de agua, y tienen gran importancia en la reducción del “desierto fisiológico”<sup>23</sup> en el que se encuentran debido a las características edáficas (Castaño-Uribe, 2002; Mora-Osejo, 2002). Su evapotranspiración, sumada a la de los suelos, retorna parte del agua lluvia a la atmósfera, aumentando su disponibilidad y la humedad del ambiente. El efecto neto es la regulación del ciclo hídrico y, por tanto, son caracteres fisiológicos clave en la persistencia del servicio ecosistémico principal de los páramos. Por otro lado, en algunas especies (e. g. *Espeletia grandiflora* y *Pentacalia vaccinioides*) se ha observado que su plan arquitectural les permite reducir los efectos negativos de los cambios de la radiación solar durante el día, tan frecuentes en el páramo, sobre la conductancia, la transpiración y la temperatura foliar. Estas modificaciones están relacionadas con características anatómicas de las hojas y el tallo que contribuyen, además, al almacenamiento de agua. De la misma manera, se ha observado que, previo a la producción de órganos jóvenes, las plantas acumulan hojas vivas o muertas para la protección de dichas estructuras. En

---

<sup>23</sup> Se refiere a que las plantas están en un suelo saturado de humedad que no pueden aprovechar debido a su alta acidez (Castaño-Uribe, 2002).

conjunto, estas características permiten estabilizar las condiciones microclimáticas entre la superficie de las hojas y la atmósfera, y por ello se consideran también caracteres adaptativos de gran importancia (Mena Vásconez & Hofstede, 2006; Mora-Osejo, 2002). Se considera que el crecimiento lento, la productividad primaria baja y los procesos lentos de descomposición y sucesión se deben a los *trade-offs* fisiológicos en los que incurren las plantas para mantener dichos caracteres (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

En cuanto a la fauna, en insectos se ha observado de forma generalizada el color oscuro del cuerpo como estrategia adaptativa a las condiciones del páramo (Hofstede, 2002). También se ha encontrado que diversas adaptaciones fisiológicas son estrategias comunes en algunas polillas (Lepidoptera: Geometridae: Larentiinae; Brehm, Süssenbach & Fiedler, 2003), aves (e. g. *Oreotrochilus chimborazo*; Mena Vásconez & Hofstede, 2006) y anfibios (Navas, 1999). Finalmente, cambios comportamentales, como una distribución diferencial entre microhábitats, se han señalado como estrategias adaptativas en los reptiles (Navas, 1999).

### 3.3.4 Los páramos como refugios e islas.

**La hipótesis de los páramos como refugios.** En sentido estricto, el término *refugio*<sup>24</sup> se refiere a aquellos lugares que conservan las propiedades ecológicas

---

<sup>24</sup>En inglés existen varios términos para referirse a los refugios y la escala determina el que deba utilizarse. *Refuge* (en plural, *refuges*) alude a los microhábitats que protegen a las especies de perturbaciones o condiciones ecológicas desfavorables (pequeña escala y periodos ecológicos cortos). *Refugium* (en plural, *refugia*) es aquel espacio donde las especies se concentraron durante los periodos de glaciación en el Último Máximo Glaciar (LGM por sus siglas en inglés: *Last Glacial Maximum*) y desde donde se dispersaron durante periodos interglaciares (gran escala, periodos ecológicos largos). En la literatura se habla de dos tipos de refugios. Los *in situ* se encuentran dentro del ámbito de distribución de las especies a las que sirve de “resguardo”. Los *ex situ* son aquellos adonde las especies deben llegar por dispersión, pues no se encuentran dentro de su ámbito de distribución (Keppel *et al.*, 2011). A los refugios también se les llama “áreas con extrema estabilidad ecológica” (Escobar, Lobo & Halffter, 2005).



comunes en el paisaje, por lo que son capaces de albergar una gran biodiversidad cuando las condiciones generales del entorno son inestables; una vez las características ambientales son idóneas, la biota se dispersa. Son lugares estables a nivel espacial y/o temporal que exhiben gran diversidad microclimática, lo cual permite la persistencia de las especies y promueve su diversificación<sup>25</sup>. Se caracterizan por poseer una mayor riqueza de especies que los lugares que los rodean, altas tasas de endemismo y especies de linajes ancestrales (especialmente, aquellas propias de bosque con requerimientos de hábitat muy específicos). En consecuencia, resultan conteniendo especies de ámbito de distribución restringido. Se espera que las especies que permanecen fuera de los refugios sean capaces de tolerar un amplio espectro de condiciones ecológicas (Fjeldsa & Lovett, 1997; Haffer & Prance, 2002; Keppel *et al.*, 2011).

La hipótesis de refugios fue presentada originalmente por Forbes en 1846 para especies de zonas templadas. Desde entonces, se ha propuesto para los paisajes que no han sido afectados por el movimiento de las coberturas de hielo u otros disturbios (como actividad volcánica o sistemas desérticos en expansión) y como fundamento explicativo de los patrones de especiación y distribución de la biota tropical. Las zonas paramunas se han considerado un refugio para la fauna y la flora que, durante los periodos glaciares del Pleistoceno, se diversificaron en tierras bajas y perduraron en ellas, y cuyo ámbito de distribución quedó restringido a las montañas cercanas cuando vez aumentó la temperatura (Castaño-Uribe, 2002; Colinvaux, de Oliveira & Bush, 2000; Haffer & Prance, 2002; Keppel *et al.*, 2011).

Las evidencias que apoyan esta hipótesis en zonas neotropicales se encuentran, principalmente, en los registros fósiles de la cuenca del río Amazonas y en localidades en Panamá para el Plioceno y el Cuaternario en general. Estos muestran la presencia de algunas especies que ahora son comunes en franjas

---

<sup>25</sup> Laurance (2007) presenta el caso de un estudio en el que se asegura que aquellas especies que persistieron en refugios podrían haberse adaptado a un contexto de rápida disminución poblacional, lo cual les habría permitido ser menos vulnerables a la extinción a causa de deforestación.

altitudinales altas (e. g. *Drymis* y *Podocarpus*) mezcladas con especies de linajes pre–pleistocénicos (i. e. ancestrales) propias del bosque húmedo tropical (Colinvaux, de Oliveira & Bush, 2000; Escobar, Lobo & Halffter, 2005; Haffer & Prance, 2002; MacFadden, 2006; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). Este conjunto de datos se ha sumado a la idea de la fitogeografía tradicional, según la cual las comunidades montanas son sólo una faceta de los ecosistemas de tierras bajas (por tanto, las primeras no pertenecen a biomas independientes de los segundos) y a la evidencia de que las tierras bajas no fueron afectadas por las capas de hielo de los periodos glaciares. En esta medida, el intercambio de especies entre ecosistemas de altitudes menores con las de sistemas montanos fue fundamental para la persistencia de los segundos, especialmente durante el período Plio–Pleistoceno. Para el oriente colombiano, por ejemplo, se han señalado tres refugios como fuente de la biota de las zonas montanas adyacentes: la de Florencia, la de Putumayo y la de Kofan (Escobar, Lobo & Halffter, 2005; Fjeldsa & Lovett, 1997; Keppel *et al.*, 2011).

No obstante lo anterior, las poblaciones de algunos ecosistemas, como los de altas montañas y otros también considerados centros de endemismo, han evolucionado bajo condiciones ecológicas inestables. Por medio de las filogenias propuestas para más de 1.400 especies andinas, los investigadores han identificado eventos de especiación continua desde el inicio del Mioceno, incrementándose de forma exponencial a lo largo del Plio–Pleistoceno, momento de cambios climáticos y enfriamiento general del planeta (Colinvaux, de Oliveira & Bush, 2000; Rull *et al.*, 2007). El mismo patrón se ha encontrado para la flora paramuna de origen gondwánico, el cual habría dado origen a casi la mitad de todas las especies que se consideran neotropicales (Kattan *et al.*, 2004). Por esta razón, la alta variabilidad ecológica y ambiental habría promovido los procesos de especiación debido al surgimiento de hábitats nuevos. Algunos autores incluso consideran que los ecosistemas montanos, en particular los adyacentes a la cuenca del Amazonas, habrían alimentado la biodiversidad de las tierras bajas (Hughes & Eastwood, 2006; Rull *et al.*, 2007). Además, para el caso de los Andes

septentrionales, se ha establecido que el vulcanismo es un factor importante en la formación de sus ecosistemas, afectando la distribución y dinámica poblacional de las especies allí presentes (Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

Resulta claro que la hipótesis de refugios no es ampliamente aceptada (Colinvaux, de Oliveira & Bush, 2000; Haffer & Prance, 2002; MacFadden, 2006; Rull *et al.*, 2007) y que no hay suficientes evidencias para asegurar que los páramos son refugios *sensu stricto*.

En lo que sí parecen estar de acuerdo los investigadores es en que las oscilaciones climáticas del Plio–Pleistoceno tuvieron una gran influencia en los ecosistemas neotropicales, principalmente debido a los cambios continuos del ámbito de distribución de las poblaciones (Keppel *et al.*, 2011; Pinto-Zárata, 2010; Rull *et al.*, 2007; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011). También se considera que los procesos de aislamiento geográfico, radiación adaptativa, especiación por hibridación y migración repetida son las principales causas de la alta biodiversidad que se registra en los páramos colombianos. Similarmente, se estima que el levantamiento asincrónico de las cordilleras colombianas produjo características edáficas y evolutivas diferentes para cada macizo, generándose un panorama particular al cual las poblaciones se adaptaron de manera independiente. Debido a esto los investigadores resaltan que las condiciones abióticas locales son claves para entender los patrones de distribución y diversificación de la biota andina colombiana (Cortés-Lombana, 1996; Fernández-Alonso, 2002; Hofstede, 2002; Navas, 1999; Pinto-Zárata, 2010; Rangel-Ch., 2002; Sklenár, Dusková & Balslev, 2011).

En conclusión, no hay un consenso sobre la existencia ni la ubicación de refugios. Los científicos que investigan el escenario paleoecológico tropical hacen énfasis en que la biodiversidad presente en la cima de cualquier sistema montañoso es particularmente sensible a los cambios climáticos. Se ha hipotetizado que, en el caso de un aumento en la temperatura global, buena parte de las especies se extinguirán debido a que evolucionaron en un ambiente de condiciones en general frías. De hecho, las franjas altitudinales por encima de un ecosistema particular

son llamadas *resguardos térmicos* por los investigadores del cambio climático global, quienes consideran que la conectividad altitudinal disminuiría la tasa de extinción de especies cuyo ámbito de distribución se encuentra en tierras bajas (e. g. Brodie, Post, & Laurance, 2012). Para el caso de una disminución en la temperatura global, es probable que la extinción de especies sea notoria en tierras bajas. Sea cual sea el escenario, es importante entender con exactitud los procesos de colonización y especiación de la biota montana para lograr aumentar la efectividad de los proyectos de restauración y conservación de nuestros ecosistemas montañosos (Cleef, 2008; Kattan *et al.*, 2004; Rull *et al.*, 2007).

**La hipótesis de los páramos como islas.** En general, se estima que los ecosistemas montañosos son análogos a las islas oceánicas, principalmente por la falta de conectividad entre ellos, sus altas tasas de endemismo debidas a una rápida diversificación de las poblaciones que logran colonizarlos, la baja dispersión de las especies endémicas y la persistencia de linajes de origen templado (Hughes & Eastwood, 2006; Pinto-Zárate, 2010; Tiessen, 2011).

A modo de evidencia, para anfibios se ha encontrado que la riqueza comparada entre cordilleras concuerda con los supuestos de la teoría de biogeografía de islas: dado que los páramos de la cordillera Occidental y la Sierra Nevada son pequeños en extensión y están separados, las posibilidades de dispersión son mínimas y el ecosistema soporta un bajo número de especies. En contraste, los páramos de las cordilleras Central y Oriental son extensos y la separación entre ellos es menor, lo cual abre la posibilidad de dispersión e intercambio de especies, y una mayor capacidad del hábitat de contener un número superior de especies (Lynch & Suárez-Mayorga, 2002). En el mismo sentido, datos encontrados para escarabajos en los páramos de Ecuador, sustentan el carácter insular de estos ecosistemas. Bajo el contexto teórico-práctico en el que se enmarca al cambio climático actual, se considera que los páramos y las islas son igualmente vulnerables (Hofstede, 2002).

### **3.4 BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LA ALTA MONTAÑA ANDINA**

Las características edáficas, orográficas, climáticas y la biodiversidad de páramos y picos glaciares, mencionadas en las secciones 3.1 y 3.3.3, les permiten intervenir activamente en el ciclo hidrológico, en la regulación climática global y en el control biológico. Dichos servicios ecosistémicos son los más mencionados en las publicaciones de instituciones gubernamentales (e. g. MMA, 2001), dejando de lado otros servicios también importantes para las comunidades locales y para la planeación de proyectos de conservación (Tabla 6; Hofstede, 2002, 2008; Mora-Osejo, 2002; Pinto-Zárate, 2010).

En los ecosistemas altoandinos, los suelos, las plantas (i. e. la expresión del ciclaje de nutrientes), los polinizadores y otros animales que controlan las poblaciones de organismos nocivos para los cultivos, son aprovechados directamente en actividades agropecuarias, siendo por ello importantes servicios ecosistémicos de apoyo. Las especies medicinales y para alimentación (caza y recolección), los recursos vegetales para artesanías y construcción, y el agua han sido utilizados desde hace milenios por las comunidades locales. En la actualidad se ha dado importancia a las especies ornamentales, a la minería de suelo y a los recursos genéticos de las variedades nativas de importancia agrícola, medicinal y biotecnológica. Estos bienes son los que se han identificado como los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento que otorgan los páramos (Tabla 6; Castaño-Uribe, 2002; Hofstede, 2002, 2008; Pinto-Zárate, 2010).

En cuanto a los servicios ecosistémicos de regulación (Tabla 6), los ecosistemas altoandinos participan íntegramente en la captura y regulación del agua atmosférica. De esta forma, intervienen activamente en la regulación meso- y microclimática, así como en la del agua continental, mediante el control de humedad y temperatura a través de procesos de evapotranspiración y del ciclo hídrico (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Mena Vásquez & Hofstede, 2006; Mora-Osejo, 2002). Así, recargan acuíferos y en ellos nace la gran mayoría de sistemas fluviales que abastecen a todos los demás ecosistemas de las laderas de

los Andes y de las tierras bajas latinoamericanas. Es así como hacen posible la producción agrícola, industrial e hidroeléctrica. De todo el mecanismo de captación de agua, representado también en los sistemas de lagunas y humedales característicos de ecosistemas paramunos, ha dependido el desarrollo socioeconómico y cultural de las comunidades rurales y urbanas. En Colombia, más del 70% de la población depende del agua que proveen los páramos del país (Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; García de Mejía, Marín-Ramírez & Sánchez-Lancheros, 2002; Mora-Osejo, 2002; Pinto-Zárate, 2010).

**Tabla 6.** Servicios ambientales proveídos por los páramos, según las categorías propuestas por la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM). Adaptado de Hofstede (2008).

SE: servicios ecosistémicos

<b>Categoría EM</b>	<b>Servicios ecosistémicos proveídos</b>
<b>SE de apoyo</b>	Formación del suelo: apoyo a la agricultura Ciclo de nutrientes Producción primaria aprovechada por la ganadería Polinización
<b>SE de aprovisionamiento</b>	Agua Plantas, animales, madera y fibra: alimento (recolección y caza), medicinas, construcción, artesanías Minería de suelo
<b>SE de regulación</b>	Función reguladora del ciclo hidrológico Función reguladora del clima Protección contra enfermedades y plagas
<b>SE culturales</b>	Espiritualidad y la identidad de la población Estética: recreación y turismo Espacio para la educación e investigación

En cuanto a su rol como reguladores climáticos, se ha destacado la función de las turberas y de los suelos paramunos como sumideros de carbono, y los grandes cambios que su uso intensivo produce en las características físico-químicas del suelo y de la hojarasca (Farley, Kelly & Hofstede, 2004; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; Pinto-Zárate, 2010). A su vez, se ha señalado que las condiciones

climáticas podrían funcionar como filtros contra la propagación de patógenos, tanto para los humanos como para las especies de importancia agropecuaria y otros procesos epidemiológicos (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Hofstede, 2008).

Paradójicamente, las mismas propiedades que permiten a los ecosistemas paramunos proveer los servicios ambientales mencionados, les impiden ser aptos para actividades agropecuarias, toda vez que la organización de los horizontes de los suelos es insuficiente e inapropiada para el proceso de plantación agrícola. Igualmente, las condiciones climáticas son desfavorables para la mayoría de especies de importancia agropecuaria, significando para el cultivador o ganadero muy limitados beneficios y rentabilidad (Cortés-Lombana, 1996; Lasso-Sierra, 1996). Esto evidencia que los servicios de aprovisionamiento, de regulación y los culturales, en particular el turismo, tienen un alto impacto sobre los componentes del bienestar humano, y las relaciones entre ellos deben considerarse durante el diseño e implementación de estrategias de conservación y de desarrollo sostenible para las comunidades locales (Hofstede, 2008).





### **3.5 CASO FARALLONES DEL CITARÁ**

La cordillera Occidental hace parte del Chocó biogeográfico y constituye el sector biogeográfico que lleva su nombre. En sus cimas hay zonas de modelado glaciar heredado bien desarrollado, aunque no tan extensas, continuas y variadas como en las otras dos cordilleras del país. Allí se encuentran páramos de difícil acceso con chuscales propios de ambientes de alta disponibilidad hídrica, todos categorizados como húmedos o muy húmedos, debido a que la vertiente occidental de la cordillera es un frente de condensación y crea condiciones atmosféricas superhúmedas (Alarcón-Hincapié *et al.*, 2002; Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002b; Cleef, 2008; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002; Kattan *et al.*, 2004; Pyrcz & Rodríguez, 2007; Rangel-Ch., 2002; Rey, Franco-Vidal & Castaño-Urbe, 2002). Estos páramos se encuentran en las cimas de Farallones de Cali, Tatamá, Farallones del Citará, Paramillo y Frontino, cubriendo un 2,45% del área de la cordillera (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila, & Rincón-Romero, 2002a; Lasso-Sierra, 1996). Los páramos de esta cordillera son áreas prioritarias de conservación e investigación por su gran oferta hídrica, el alto grado de endemidad que presentan y la presión ejercida sobre ellos por parte de la expansión de la frontera agrícola, la sobre-explotación maderera, la caza deportiva, los actores armados y los cultivos ilícitos (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002).

**3.5.1 Descripción de elementos abióticos.** Los Farallones del Citará son la segunda unidad de modelado glaciar heredado más grande de la cordillera Occidental; es una cadena de cerros escarpados entre los departamentos de Antioquia, Chocó, Caldas y Risaralda (Figura 4). Están conformados por

sedimentos de origen cretácico y por rocas asociadas al Mioceno superior afectadas por un volcanismo posiblemente pliocénico.

El efecto de las glaciaciones dejó geofomas glaciares, hoy ocupadas por subpáramos y paramillos, así como una dinámica de avalanchas periódicas naturales (Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002b; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, 2009; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Morales *et al.*, 2007; Pyrcz & Rodríguez, 2007). En los suelos de Farallones se identifican algunas de las características señaladas en la sección 3.1<sup>26</sup>. Asimismo, “presentan buen movimiento de agua y aire y son muy susceptibles a la erosión, debido a lo escarpado del terreno y a la buena infiltración” (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997). Puesto que son el primer obstáculo a las masas de aire provenientes del Pacífico, en los Farallones se registran precipitaciones continuas a lo largo del año, de carácter bimodal, merced a lo cual sus fuentes de agua son permanentes. Justamente por estas principales razones, se declaró a los Farallones como área de Reserva Forestal Protectora Regional en 2008 (CORNARE *et al.*, s.f.; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

**3.5.2 Elementos bióticos.** La extensión total del páramo de los Farallones del Citará es de 2.150 ha distribuidas entre los 3.350 y 3.970 msnm, en los Cerros de San Nicolás (3.780 msnm), Caramanta (3.900 msnm), Paramillo y San Fernando. En virtud de las formas variadas de los cerros y la presencia de sistemas lagunares paramunos, las características de los páramos presentes en Farallones obedecen a un alto grado de aislamiento y a regímenes climáticos muy localizados

---

<sup>26</sup> A saber: “alofana como el principal constituyente de la fracción arcillosa, pH ácido, capacidad de cambio baja, saturación de bases baja, contenido de materia orgánica alto, gran poder fijador de fósforo, desarrollados a partir de cenizas volcánicas, poco evolucionados, superficiales en crestas y profundos en los relieves suaves, de fertilidad baja a moderada” (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

y extremos (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, 2009; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Morales *et al.*, 2007).

Por debajo de los 3.400 msnm, la vegetación dominante es de bosque andino húmedo con árboles maderables. Entre los 3.400 y 3.700 msnm se encuentra vegetación paramuna típica, compuesta por frailejones, briofitas terrestres y gramíneas. Los tipos de vegetación más frecuentes son los pajonales, frailejones y matorrales (Tabla C5 en Anexo C). En comparación con otros páramos antioqueños de la cordillera Occidental (e. g. Frontino y Paramillo), la diversidad es apreciablemente baja en todos los grupos taxonómicos. Sin embargo, la estructura y diversidad de la comunidad presentan particularidades no reportadas para otros páramos, incluyendo la presencia de especies endémicas amenazadas. De hecho, es probable que las especies confinadas a páramos de la cordillera Occidental sean también restringidas a los macizos de Tatamá, Citará, Frontino y Farallones de Cali, debido a su aislamiento geográfico<sup>27</sup>. El número de especies restringidas a la vertiente occidental de la cordillera es mayor y comprende la mayoría de especies endémicas de la misma (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, 2009; Pyrcz & Rodríguez, 2007).

Es probable que el estudio realizado por CORANTIOQUIA y la UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (1997) represente el más completo llevado a cabo hasta ahora en los Farallones del Citará, pues su evaluación se efectuó a lo largo de gradientes altitudinales en varios sectores de Farallones, mientras que otros estudios, como el de Pyrcz & Rodríguez (2007) y CORANTIOQUIA y la UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA (2009), se restringieron a un grupo taxonómico o a una franja altitudinal. Subsecuentemente, el conocimiento actual sobre la biodiversidad de Farallones del Citará, en particular para el páramo, es muy limitado.

---

<sup>27</sup> Por ejemplo, en bosques altoandinos y páramos de las Áreas de Reserva Regional Cuchilla Jardín Támesis, Farallones del Citará y Cerro Plateado San José se han registrado 47 especies de flora endémica en el departamento de Antioquia, 22 de ellas exclusivas de estos sitios. (CORANTIOQUIA, 2006)

**Tabla 7.** Riqueza de especies de las familias más diversas de plantas, insectos y aves presentes en los Farallones de Citará. Adaptada de CORANTIOQUIA – UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA[\*] (2009) y CORANTIOQUIA – UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (1997).

<b>Plantas</b>	<b>Familia</b>	<b>Riqueza</b>
Briofitas*	Sphagnaceae	4
	Diacranaceae	3
Polypodiopsida*	Dryopteridaceae	8
	Polypodiaceae	6
	Pteridaceae	5
	Blechnaceae	4
	Hymenophyllaceae	4
Monocotiledóneas	Orchidaceae	36
	Bromeliaceae	18
	Cyperaceae*	3
	Poaceae	14
Eudicotiledóneas	Melastomataceae	47
	Asteraceae	40
	Ericaceae	37
	Gentianaceae*	5

<b>Insectos</b>	<b>Familia</b>	<b>Riqueza</b>
Blattodea	Blattidae	3
	Epilampridae	2
Dermaptera	Forficulidae	4
	Chelisochidae	3
Neuroptera	Corydalidae	1
	Myrmeleontidae	2
	Chrysopidae	1
Coleoptera	Chrysomelidae	62
	Melolonthidae	34
	Curculionidae	26
	Staphylinidae	26
	Diptera	Tachinidae
Diptera	Syrphidae	32
	Calliphoridae	14
	Micropezidae	14
Homoptera	Cicadellidae	22
	Membracidae	15
	Cercopidae	10
	Dictyopharidae	3

<i><b>Insectos</b></i>	<b>Familia</b>	<b>Riqueza</b>
Lepidoptera	Nymphalidae	95
	Geometridae	48
	Pieridae	17
	Arctiidae	15
Orthoptera	Tettigoniidae	13
	Acrididae	9
	Tetrigidae	5
	Gryllidae	2
Hymenoptera	Ichneumonidae	63
	Halictidae	17
	Formicidae	11
	Pompilidae	7
	Vespidae	7
Odonata	Agrionidae	5
	Libellulidae	5
	Coenagrionidae	4
	Corduliidae	1
	Polythoridae	1

<i><b>Insectos</b></i>	<b>Familia</b>	<b>Riqueza</b>
Hemiptera	Miridae	9
	Pentatomidae	4
	Reduviidae	4
	Coreidae	2
	Tingidae	2
	Scutelleridae	2
	Alydidae	2

<i><b>Vertebrados</b></i>	<b>Familia</b>	<b>Riqueza</b>
Aves	Thraupidae	27
	Tyrannidae	17
	Trochilidae	14
	Fringilidae	10

**Flora.** Pocos géneros (18 del 46% de las familias vegetales encontradas) son abundantes, indicando que no hay un grupo que pueda representar la vegetación de la región. A 1997, antes de que los Farallones fueran declarados área protegida, se encontraba un alto predominio (35,2%) de hierbas, reflejo de la alta intervención antrópica sobre bosques y páramos de la zona a pesar del difícil acceso. Entre las familias más diversas se encuentran Sphagnaceae, Dryopteridaceae, Orchidaceae y Melastomataceae (Tabla 7 y C5 en Anexo C; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

**Fauna.** Hasta la fecha sólo se cuenta con inventarios de insectos y aves. Para los primeros, entre los órdenes más diversos se encuentran Lepidoptera, Coleoptera e Hymenoptera; para los segundos, entre las familias más abundantes se encuentran Thraupidae, Tyrannidae y Trochilidae. Los investigadores han llamado la atención sobre las poblaciones de mariposas endémicas de la tribu Pronophilini, del gallito de roca (*Rupicola peruvianus*) y de *Nothocercus julius*, que pueden considerarse indicadoras de bosques maduros poco perturbados (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Pyrcz & Rodríguez, 2007).

**3.5.3 Bienes y servicios ecosistémicos.** Teniendo en cuenta que en sus cimas se han identificado siete cuencas hidrográficas principales, en los Farallones del Citará se le ha dado particular importancia a los nacimientos de agua. Sumado a esto, una alta tendencia a la erosión de los suelos y el gran riesgo de avalanchas, fueron los principales argumentos para decretar como protegida el área (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997). A los demás bienes y servicios ecosistémicos señalados en la Tabla 6 parece no haberseles considerado de igual relevancia: las actividades agropecuarias son intensivas; y aunque las actividades de caza recreativa han disminuido, no lo han hecho por una cultura de cuidado ambiental, sino porque la comunidad local notó la disminución de las poblaciones de aquellas especies atractivas. A nivel local,

son pocos los que aprecian las montañas que los cobijan o las ven como algo más que fuentes de agua para sus cultivos (*Observaciones personales*).

#### 4. CONSERVACIÓN DE LOS PÁRAMOS Y OTROS ECOSISTEMAS ALTOANDINOS

Las continuas actividades ecológica y geológica causan ciclos de disturbios<sup>28</sup> naturales que moldean la distribución espacio-temporal de los recursos. Las poblaciones responden a ellos según la escala, magnitud y frecuencia de ocurrencia. A su vez, las actividades humanas, como las de cualquier otra especie de un sistema biológico, modifican el ambiente, alterando las relaciones inter- e intraespecíficas de las demás poblaciones. El dinamismo de estos procesos se refleja en todos los niveles de organización de la biodiversidad, así como en sus atributos y a diferentes escalas espacio-temporales. Debido a esto, es importante reconocer que la evolución de los sistemas biológicos es un proceso de carácter multicausal (i. e. que responde a muchos factores), que el ciclo disturbio-sucesión es el elemento más importante en la modelación del paisaje, según lo señalado anteriormente, y que la mayoría de los ecosistemas del planeta han sido modificados por las actividades humanas (Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Meffe *et al.*, 1997; Primack *et al.*, 2001; Vargas-Ríos, 2002; Wilson, Davies & Thomas, 2009).

La ahora definida relación bienestar humano – servicios ecosistémicos (ver sección 2.1.5) deriva del reconocimiento de que las sociedades humanas son construidas con base en los recursos naturales de los que disponemos (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Meffe *et al.*, 1997; Ospina & Tocancipá,

---

<sup>28</sup> Dependiendo de la intensidad de los disturbios, pueden considerarse *eventos catastróficos* si llegan a alterar de manera rápida los sustratos, la estructura del ecosistema, comunidad y/o los mecanismos de persistencia y recuperación de las especies (Vargas-Ríos, 2002). Si un disturbio es de baja intensidad, se considera una *perturbación*, y sus efectos pueden considerarse leves, aunque también tienen un rol importante en el desarrollo de mecanismos adaptativos en las especies (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002). De hecho, la *hipótesis de perturbación intermedia*, propuesta por Connell en 1978, señala que los disturbios de intensidad moderada y frecuencia intermedia conducen a un aumento en la diversidad de macro- y microhábitats, permitiendo la coexistencia de un mayor número de especies en el área donde ocurren (Meffe *et al.*, 1997).



2000). Sin embargo, hoy pocos ignoran que la alteración de la dinámica evolutiva natural y la disminución de la biodiversidad de los ecosistemas son procesos sinérgicos que ponen en riesgo su integridad y pueden conducirlos a la extinción. Las causas más frecuentes de la degradación de los sistemas naturales son la sobre-explotación de los recursos, la fragmentación de los hábitats, la introducción de especies exóticas, la contaminación del suelo, el agua y el aire, y el cambio climático global (Boitani *et al.*, 2007; Meffe *et al.*, 1997; Townsend, 2008).

La conservación de los ecosistemas de alta montaña genera una gran preocupación en la comunidad internacional, pues poseen una mayor vulnerabilidad intrínseca (debido a su baja productividad, altos niveles de endemismos y distribución restringida) que otros ecosistemas del mundo y una tendencia natural a que ocurran espasmos de extinción. En el caso de los páramos, durante las últimas décadas han aumentado la magnitud y escala a la que ocurren algunos disturbios naturales, como el fuego y la erosión, puesto que la mayoría de ellos está expuesta permanentemente a las actividades antrópicas. Además, el modelado glaciar heredado, aunque estable, es particularmente sensible a las perturbaciones sobre la cobertura vegetal debido a su lenta recuperación. En consecuencia, se han visto afectados aspectos de su estructura geológica y ecológica, poniendo en riesgo su integridad y los servicios ecosistémicos (Castaño-Uribe, 2002; Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila & Rincón-Romero, 2002a; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Cortés-Lombana, 1996; Hodkinson & Jackson, 2005; Hofstede, 2002; Ospina & Tocancipá, 2000; Trujillo-Mota, Amat-García & Vargas, 2002; Vargas-Ríos, 2002).

Uno de los problemas de las actividades humanas originadas en esferas socioeconómicas, es que introducen nuevas tecnologías para impulsar el desarrollo de los sistemas productivos, con el objeto de incluirlos en el modelo económico moderno, aumentando al mismo tiempo el impacto sobre los ecosistemas (Guhl-Nannetti, 2002; Meffe *et al.*, 1997). De esta forma, se favorece

la ampliación de la escala espacio–temporal en la que los disturbios suceden en el páramo, deteniendo las sucesiones naturales y acelerando el deterioro del ecosistema, pues pasan de ocurrir a microescala con frecuencia recurrente a convertirse en perturbaciones a mesoescala con frecuencia continua (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez, & Matallana, 2002; Vargas-Ríos, 2002). Se considera que esta transformación y degradación de los ecosistemas altoandinos colombianos es imposible de detener (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008). Por estas razones, los páramos y demás ecosistemas de alta montaña son considerados ecosistemas frágiles (i. e. de baja resiliencia; Hoschitz & Kaufmann, 2004), de manera que “cualquier cambio tiene un gran impacto sobre estos ecosistemas” (Trujillo-Mota, Amat-García & Vargas, 2002).

Precisamente, el principal propósito de un proyecto de conservación fundamentado en el enfoque ecosistémico es generar estrategias que eviten cambios como los hasta aquí señalados que ponen en riesgo la integridad ecológica, asegurando el mantenimiento en el largo plazo de las funciones, patrones y procesos naturales de los ecosistemas (Grumbine, 1994; EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Meffe *et al.*, 1997). Sin embargo, la falta de conocimiento sobre la composición de los sistemas paramunos impide que se desarrollen estrategias en pro del mantenimiento de su integridad ecológica y acordes a sus procesos eco–evolutivos, volviéndose impredecibles los resultados de su manejo (Beckerman, Petchey & Morin, 2010; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Mace, Norris & Fitter, 2012; Tiessen, 2011).

En conjunto, la fragilidad del páramo y las presiones que atentan contra su persistencia y la de los bienes y servicios ambientales que proveen, son las razones por las cuales los entes administrativos ambientales los consideran *ecosistemas estratégicos* (Anónimo, s.f. ; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; MAVDT, 2010; Morales *et al.*, 2007). Lo que es más, porque su

ausencia significaría un problema de seguridad nacional pues desaparecería, principalmente, el agua que estos ecosistemas suministran (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008). Esta es la justificación más importante para las medidas implementadas en todo el mundo en pro de la protección y conservación de los ecosistemas montañosos, entre ellas su categorización como Áreas de endemismo (Anónimo, s.f.; Castaño-Uribe, 2002; MAVDT, 2010).

#### **4.1 PROCESOS DE OCUPACIÓN DE LOS PÁRAMOS COLOMBIANOS**

Al igual que otras especies altoandinas, la colonización de la alta montaña en Colombia por parte de poblaciones humanas se ha dado en varios momentos y con diferentes intensidades, y ellas han tenido que adaptarse a las condiciones particulares de cada localidad, dando como resultado una gran diversidad de expresiones socioculturales. Durante los distintos momentos de transformación social, económica y política que ha sufrido el país desde la época de la Conquista hasta nuestros días, se han fomentado los procesos de migración hacia las tierras altas, potenciadas por las reformas agrícolas gubernamentales, la marginación social y/o las guerras civiles que han dominado dichas coyunturas (Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Hofstede, 2002; Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000). Esto explica que, aunque los primeros pobladores de la alta montaña andina fueron comunidades indígenas con nociones claras de respeto por la integridad ecológica de estos sistemas (Anónimo, s.f.; Castaño-Uribe, 2002; Ospina & Tocancipá, 2000; Rull *et al.*, 2007), en la actualidad el páramo es “uno de los ecosistemas que más se ha visto afectado por la insostenibilidad, pese al gran impacto que tiene en la vida de los seres humanos” (Morales *et al.*, 2007). Así, aunque la intervención humana se ha dado durante siglos, se ha intensificado durante los últimos 40 años: mientras, los campesinos han tenido que hacer uso del páramo debido al empobrecimiento de la calidad de vida, los terratenientes aprovechan las variedades mejoradas de papa para ampliar los cultivos y la

frontera agrícola (Anónimo, s.f.; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Molano-Barrero, 2009; Rangel-Ch., 2002).

Al parecer, la presencia humana en los páramos inició hace 9.000 años AP, cuando las actividades que primaban eran las de grupos cazadores recolectores. El primer registro de actividades agrícolas data de hace 6.000 años AP; las evidencias de grupos alfareros con actividades comerciales se remontan a 3.000 AP (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Obando-E., 2003). En tiempos precolombinos, los ecosistemas de alta montaña eran ocupados temporalmente por diferentes grupos indígenas que los consideraban territorios sagrados (e. g. Muisca, Kogui, Tolima y Quimbaya), haciendo uso de los recursos alimenticios disponibles según la temporada, favoreciendo actividades de cacería ocasional y restringiendo las áreas de cultivo a las tierras bajas (Anónimo, s.f.; Castaño-Uribe, 2002; Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010). Es decir, sus actividades ocasionaban disturbios de baja frecuencia e intensidad, probablemente permitiendo la persistencia de la integridad ecológica y la recuperación natural del páramo colombiano (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

En Colombia, la conquista española ocasionó cambios en el uso y ocupación de la tierra y en las relaciones ancestrales de los indígenas con ellas. Los páramos y bosques altoandinos fueron colonizados, intervenidos y transformados, se implementaron la propiedad privada (mini- y latifundios), las actividades agropecuarias con especies exóticas (cereales, ovejas, reses y caballos) y la construcción de infraestructuras permanentes por parte de indígenas y colonos para la producción económica, ampliando la frontera agrícola y disminuyendo la distancia entre los cultivos y los páramos. Los páramos en los departamentos de Boyacá, Santander, Norte de Santander, Cundinamarca y Nariño son los que más intensamente sufrieron dicha conversión inicial (Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Hofstede, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Molano-Barrero, 2009; Rangel-Ch., 2002; Vargas-Ríos, 2002).

Durante los siglos XVI y XVII los indígenas tuvieron que agruparse en resguardos por encima de los 3.000 msnm y, a lo largo de la época republicana, sus comunidades se transformaron en la clase campesina de alta montaña que ahora conocemos. Estos procesos se consolidaron durante el siglo XIX, generalizándose así la marginación social de indígenas y campesinos como promotora de la colonización y sobre-explotación actuales del páramo, así como la existencia contrastante de grandes haciendas y de personas sin tierra.

En el siglo XX, la conquista de las tierras altas colombianas continuó teniendo como causas principales la expulsión de excedentes demográficos de los centros urbanos, la minería a gran escala y la violencia generalizada, que aumentaron la potrerización iniciada durante la colonización antioqueña (siglo XIX) para la producción, entre otros, de papa, maíz y cebolla. Durante el conflicto armado del país (iniciado a mediados del siglo XX hasta nuestros días), se ha utilizado a la alta montaña andina como refugio y para el desarrollo del narcotráfico (cultivos de marihuana en la década de 1970 y de amapola desde 1990). En consecuencia, las actividades ilícitas se han convertido en prácticamente la única oportunidad laboral para las comunidades locales. Como resultado, en el año 2002 el 21,3% de la población del país habitaba ecosistemas de páramo, presentándose la mayor densidad poblacional en la cordillera Oriental y la menor en la cordillera Occidental, siendo el minifundio la forma predominante de tenencia de la tierra en zonas de alta montaña en Colombia (Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010; Molano-Barrero, 2009).

Lo que la historia muestra es que el páramo no siempre ha sido considerado por la sociedad como un espacio propicio para el desarrollo de labores productivas. Aún a pesar de que sus condiciones significan limitaciones para el aprovechamiento directo de sus recursos y para el asentamiento, ellos han sustituido los territorios

de mayor productividad<sup>29</sup> dado el acceso restringido que indígenas y campesinos tienen a estos últimos (Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Ospina & Tocancipá, 2000). De ahí que los procesos de ocupación y uso de los páramos deban entenderse según las necesidades y perspectivas de las comunidades locales, la gran mayoría de la cual (el 85%) vive en condiciones de extrema pobreza, aislamiento y localizada en sitios con los peores suelos. Es importante recordar que el otro 15% de la población humana que se encuentra en los ecosistemas altoandinos corresponde a hacendados poderosos que generalmente no habitan las tierras que poseen (Hofstede, 2002).

Se ha señalado que un objetivo principal de cualquier proyecto de conservación debería ser entender el impacto ecológico local de las actividades antrópicas para poder aminorar sus posibles efectos negativos en la biodiversidad (McGeoch, 1998). Aún así, en la descripción de los usos de los ecosistemas altoandinos se ha vuelto común catalogar como adecuadas sólo las prácticas indígenas relacionadas con actividades sagradas. En contraposición, las actividades de los campesinos se han tildado de nocivas e inadecuadas para el ecosistema. Por consiguiente, se demerita el conocimiento de las comunidades locales acumulado por generaciones sobre la disponibilidad de recursos y demás características espacio-temporales del territorio, información que sería muy útil en el desarrollo de cualquier plan de manejo y sobre la cual se dispone de pocos estudios. Este saber es adquirido durante el proceso de apropiación del espacio, ya que es fundamental para adaptarse a él y desarrollar las actividades agropecuarias de sustento y reproducir los sistemas socioculturales (Anónimo, s.f.; Castaño-Uribe, 2002; MAVDT, 2010; Meffe *et al.*, 1997; MMA, 2001; Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000; Rangel-Ch., 2002; Rull *et al.*, 2007).

Desde el punto de vista antropológico y del enfoque ecosistémico, resulta erróneo definir de forma tajante el uso y manejo de los páramos como adecuado o

---

<sup>29</sup> Desde desde un punto de vista geomorfológico, sólo el 11% de los suelos colombianos son aptos para la agricultura (Henaó-Sarmiento, 2002).

inadecuado por parte de las comunidades locales, más aún si lo que se pretende es implementar un manejo participativo (Guhl-Nannetti, 2002; McGeoch, 1998; Ospina & Tocancipá, 2000). Esto resalta la importancia de tener en cuenta que los primeros y más afectados por la degradación ecológica son los pobladores locales (Dombeck & Wood, 1997), y el conocimiento que pueden aportar sería clave para evitar el punto crítico en el que se encuentran, por ejemplo, los páramos ecuatorianos<sup>30</sup>. Desde la misma perspectiva, la gran variedad sociocultural derivada de los procesos de colonización da lugar a diferentes valoraciones culturales y económicas del páramo, aspectos cruciales en el éxito de las estrategias propuestas para la conservación de la integridad ecológica paramuna, ya que determinan la lógica propia de la comunidad local (MMA, 2001). Es, pues, ineludible el hecho de que son factores que deben incluirse en los planes de manejo, máxime cuando en Colombia “existen amplios y profundos vacíos sobre el conocimiento de los procesos históricos, el poblamiento, concepciones y uso locales del espacio, etc., que miren hacia los grupos de alta montaña como sujetos socioculturales significativos, más que considerándolos sólo por los efectos de su actividad sobre el medio” (Ospina & Tocancipá, 2000).

#### **4.2 ANÁLISIS SITUACIONAL DE LOS PÁRAMOS COLOMBIANOS**

En concordancia con lo que varios investigadores del páramo han recalcado (e. g. Guhl-Nannetti, 2002; Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000) y en el enfoque ecosistémico, el factor humano, como especie interactuante y como sistema sociocultural, hace parte de la biodiversidad altoandina y es un aspecto que se debe conservar (MMA, 2001; SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, 2004). No obstante se considera que las actividades

---

<sup>30</sup> Los páramos de Ecuador son un buen ejemplo del efecto devastador que la transformación surgida de actividades humanas pueden tener sobre estos ecosistemas: actualmente, las regiones altoandinas ecuatorianas al centro y norte del país se caracterizan por alta accesibilidad, condiciones climáticas menos hostiles que otros páramos, alta presencia humana, un paisaje transformado “en pajonales monótonos y con muchos problemas de erosión y escasez de agua” (Hofstede, 2002).

antrópicas han deteriorado los páramos (Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002), el conocimiento tradicional de las comunidades locales no puede ignorarse y es precisamente lo que se debe rescatar y valorar (Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000). Es a dicho conjunto de saberes a lo que en el siguiente apartado se considera el objeto de conservación llamado “Aspectos socioculturales” (Figura 6).

A continuación, haciendo uso de diagramas desarrollados en Miradi® (FOS, 2009), se pretende que el lector identifique de una manera fácil y estandarizada las amenazas que varios investigadores señalan en sus trabajos sobre los páramos en Colombia (e. g. Castaño-Uribe, 2002; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; García de Mejía, Marín-Ramírez & Sánchez-Lancheros, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Malagón-Castro, 2002; Martínez-Nieto, 2002; MAVDT, 2010; Rangel-Ch & Orjuela-R., 2002). Así, el análisis que se presenta puede utilizarse como base para nuevos proyectos de conservación en los páramos del país.

**4.2.1 Estado de conservación.** Los daños ocasionados en los páramos se han catalogado como extremos y significativos, siendo mayores en los de carácter seco que en los húmedos (e. g. para el año 2002, las áreas cultivadas ocupaban el 20,8% de los páramos secos. Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Trujillo-Mota, Amat-García & Vargas, 2002). Hofstede (2002) menciona que un 60% de los páramos se encuentra en uso continuo. Por tanto, resulta problemático y preocupante que los suelos del 44% de los páramos secos y del 67% de páramos húmedos posean características que les confieren muy baja resiliencia (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002).

Una primera estrategia de conservación de los ecosistemas altoandinos colombianos fue el establecimiento de reservas forestales protectoras. Las primeras se declararon en el país en 1971 para zonas de páramo: Sumapaz, con

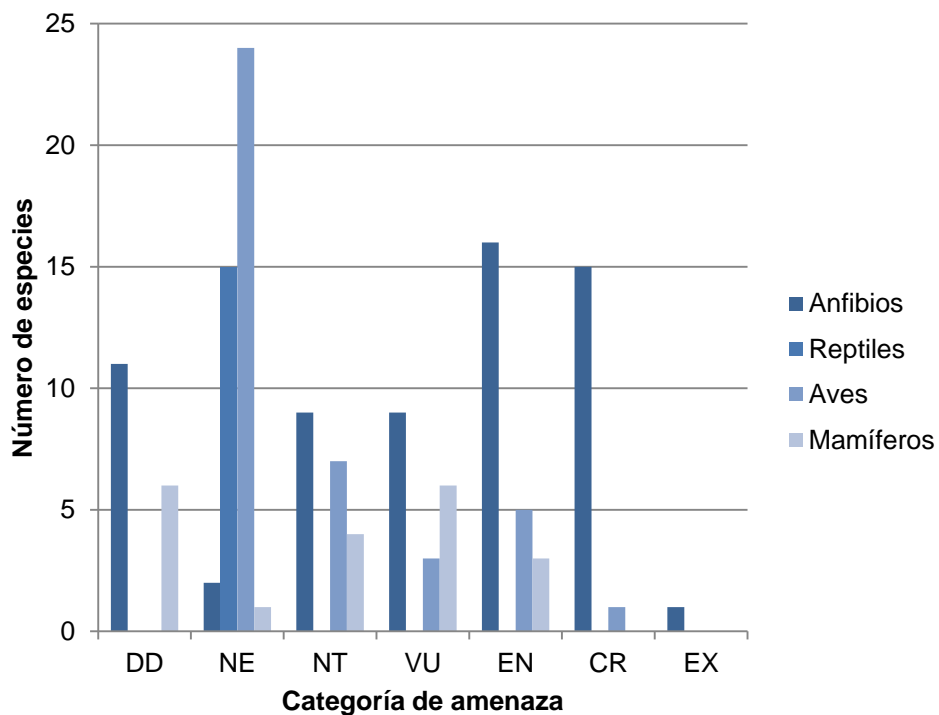


30.000 ha, y Chigaza, con 20.000 ha (Obando-E., 2003). Actualmente, en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas – SINAP se encuentran registradas 105 reservas que protegen 33.665,48 km<sup>2</sup> (2,95% del territorio continental) del área total de los ecosistemas de la alta montaña andina colombiana bajo alguna categoría de protección, bien sea de carácter privado o gubernamental. El Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia administra un área de 5.745,8 km<sup>2</sup> de páramos distribuidos en 19 áreas protegidas. Sin embargo, se reconoce que los páramos, al ser ecosistemas de gran diversidad y presentar altas tasas de endemismo, necesitan una mayor representación dentro del SINAP. Se ha calculado que, para este fin, se necesitaría doblar el total del área protegida actual, ya que el 60% de los páramos colombianos no está bajo alguna de las figuras de protección de carácter nacional (Cortés-Lombana, 1996; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010; MMA, 2001). Sin embargo, para que la estrategia de conservación de áreas protegidas sea eficiente, primero deben fortalecerse las instituciones encargadas de su administración (Hofstede, 2002; MAVDT, 2010). Una vez logrado esto, se podría pensar en ampliar la cobertura de áreas protegidas, procurando que sean territorios bajo manejo lo suficientemente amplios como para que cubran los requerimientos de hábitat de las poblaciones naturales y la heterogeneidad del paisaje. Esto mejoraría las decisiones de manejo, ampliaría el campo de acción de los equipos de trabajo y la confianza del público y el sector privado en las medidas de conservación, evitando, al mismo tiempo, los efectos de la fragmentación y el aislamiento en las poblaciones naturales (Meffe *et al.*, 1997). De esta manera, la conservación en Colombia podría empezar a ser de carácter proactivo.

Para el año 2000, casi el 20% de las comunidades de flora altoandina descritas para Colombia se registraban como amenazadas, así como 350 especies de 120 géneros y 60 familias (Pinto-Zárate, 2010). En cuanto a la fauna, bajo alguna categoría de amenaza se ubican más del 50% de anfibios, más del 10% de las aves y casi el 20% de los mamíferos registrados hasta el mismo año. Ya existe una especie de anfibios reportada como extinta (*Atelopus ignescens*, Bufonidae),

mientras que las poblaciones de las especies de reptiles reportadas no han sido evaluadas (Figura 5; IUCN, 2012).

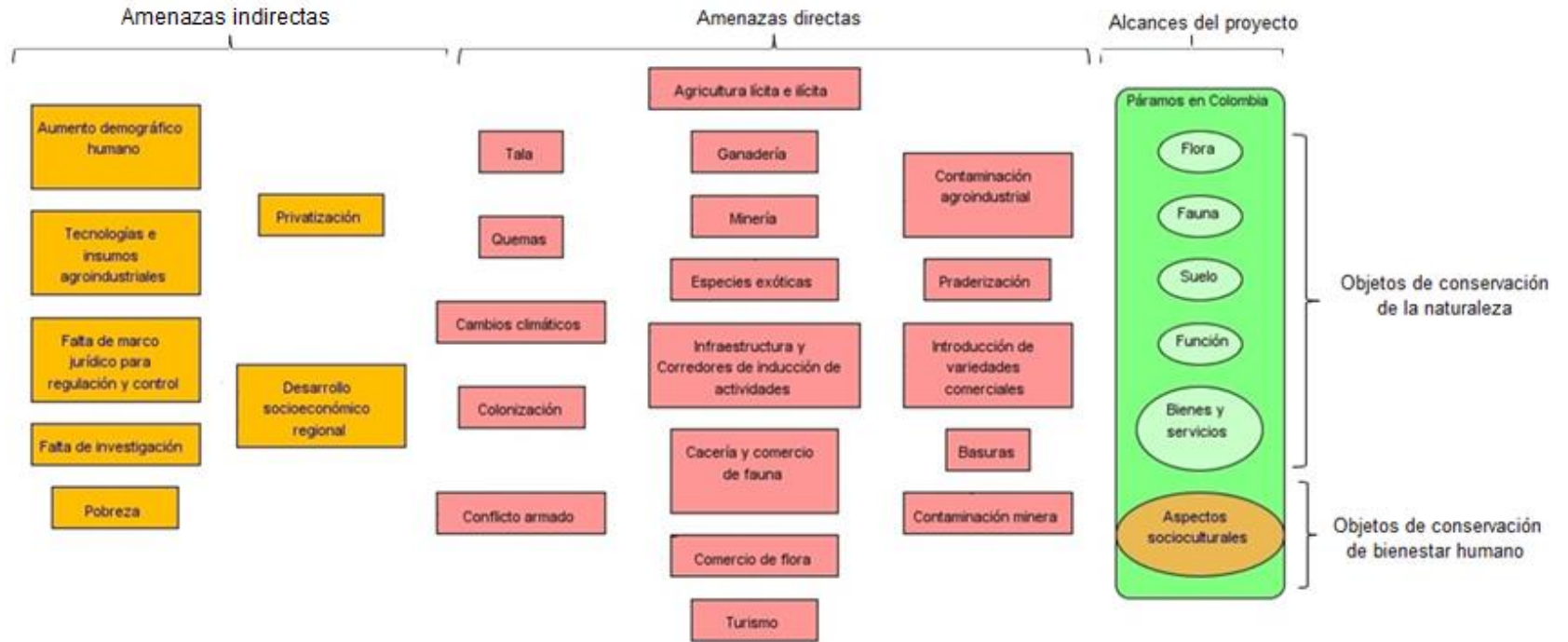
**Figura 5.** Número de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos altoandinos bajo alguna categoría de amenaza. Adaptado de Rangel–Ch (2000) y los registros globales de UICN (2012). DD: Datos insuficientes; NE: No evaluada; NT: Casi amenazada; VU: Vulnerable; EN: En peligro; CR: En peligro crítico; EX: Extinta.



Vale la pena subrayar el alto número de especies cuyas poblaciones no han sido evaluadas o para las que se cuenta con datos insuficientes para catalogarlas en algún estado de amenaza; en todos los grupos de vertebrados terrestres hay muchas especies en la categoría de Preocupación Menor (LC). En gran parte se debe a que los datos en los que se basa esta clasificación no han sido revisados o porque su ámbito de distribución es amplio, por lo que se ignoran los procesos de extinción local.

**4.2.2 Objetos de conservación y atributos ecológicos clave.** Preservar todos los niveles de organización de un ecosistema es una labor titánica, más cuando se carece de información clave que dirija los objetivos y estrategias de manejo. Asimismo, la búsqueda de un estado mínimo de viabilidad para las poblaciones naturales que habitan los páramos parece ineficaz, dado que, al comportarse ecológicamente como islas, los procesos estocásticos pueden afectar de forma irreparable los bajos tamaños poblacionales de las especies que en ellos se encuentran y, en consecuencia, el funcionamiento completo del ecosistema y su persistencia a largo plazo (Chaves, 2003; Wilson, Davies, & Thomas, 2009). Por tanto, de acuerdo con la información reunida en secciones anteriores y con miras no sólo a la conservación sino también a la restauración de los páramos colombianos, se pueden identificar, a modo de resumen, seis objetos de conservación cruciales: a) los suelos y sus procesos biogeoquímicos, b) la fauna, c) la flora, d) la integridad ecológica del páramo para que pueda seguir proveyendo a los humanos y a las demás comunidades presentes en ellos, e) sus bienes y servicios ambientales, y f) el desarrollo socioeconómico sostenible de las comunidades locales (Tabla 8 y Figura 6).

**Figura 6.** Factores influyentes, amenazas directas y objetos de conservación de los páramos de Colombia.



**Tabla 8.** Atributos ecológicos clave para cada objeto de conservación de los páramos de Colombia.

<b>Objetos de conservación</b>	<b>Atributos ecológicos clave</b>
Bienes y servicios ambientales	Lagunas, acuíferos, humedales, turberas (Tamaño) Regulación del ciclo hídrico (Contexto) Provisión de productos: alimentación, construcción y de valor cultural (Tamaño) Estado de salud del agua o del ecosistema acuático (Contexto) Almacenamiento de carbono atmosférico (Condición)
Función (i. e. integridad ecológica)	Condiciones climáticas locales (Contexto) Perturbaciones naturales (Contexto) Ecotono páramo – bosque alto andino (Contexto) Área de páramo (Contexto) Redes de interacciones (Condición)
Flora	Biodiversidad (Condición)
Suelo	Cobertura vegetal (Condición) Procesos biogeoquímicos lentos (Contexto) Características geofísicas (Contexto)
Fauna	Biodiversidad (Condición)

#### **4.2.3 Presiones y amenazas.**

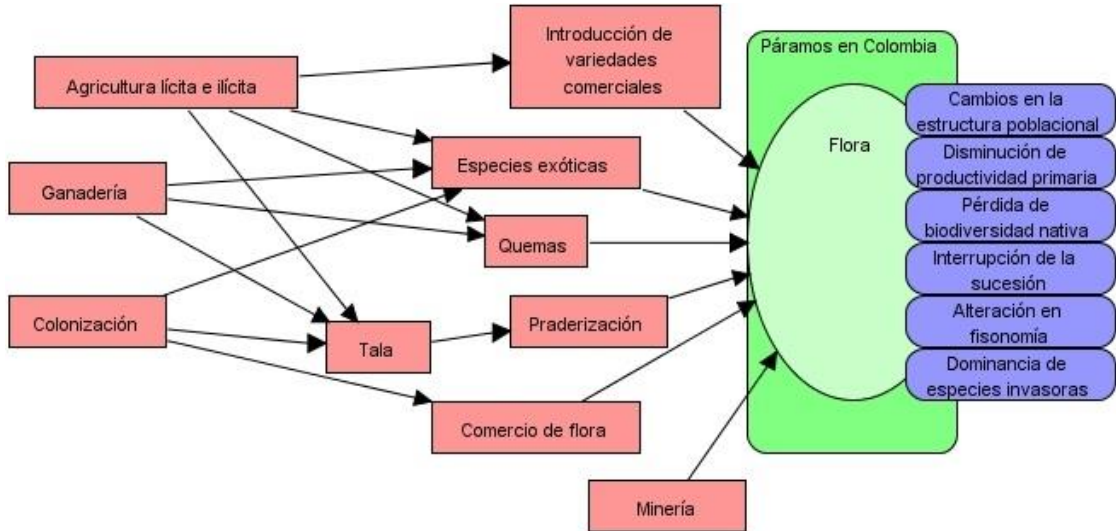
**Amenazas directas.** Las amenazas directas que afectan los objetos de conservación señalados para los páramos son el cambio en el uso del suelo (i. e. expansión de la frontera y actividad agropecuaria lícita e ilícita, y minería), la introducción de especies exóticas, la construcción de obras civiles y el consumo intensivo de los bienes y servicios ecosistémicos (i. e. comercio de fauna y flora endémica, cacería y turismo. Figura 7–Figura 11; Guhl-Nannetti, 2002; MAVDT, 2010; Pinto-Zárate, 2010). Aunque Guhl-Nannetti (2002) identifica los cambios climáticos (tanto el global como el de los ciclos glaciares–interglaciares) como fuentes de presión, en este análisis se considera al cambio global como amenaza

directa debido a que sus efectos en los páramos, como en muchos otros ecosistemas, se registran en lapsos ecológicos cortos (Salafsky *et al.*, 2008). Por otro lado, la guerra civil que se ha librado en Colombia desde la década de 1950 ha afectado en un plazo muy corto a la biodiversidad y al tejido social del páramo. Debido a ello, en este análisis se considerará también como una amenaza directa.

**Actividades agropecuarias.** El fuego y la tala incrementan la degradación de los páramos y representan el mayor impacto sobre ellos debido a que se ha incrementado su frecuencia y a que afectan todos los niveles de organización del ecosistema. Las quemas anualmente eliminan el 6–8% de la cobertura de páramos atmosféricamente secos en Colombia durante la temporada de verano. Conducen a la pérdida de necromasa (que ayuda al aislamiento térmico de los suelos) y a la disminución de la productividad primaria (por la pérdida de cobertura vegetal) y de la actividad de la edafofauna, principalmente de anélidos (Figura 7 y Figura 9). En consecuencia, se eliminan las estructuras creadoras de condiciones microclimáticas que propician la germinación de las semillas y, por tanto, los procesos de sucesión se interrumpen. En consecuencia, la estructura poblacional de la mayoría de las especies de flora cambia, pues los arbustos paramunos tardan en llegar a la madurez reproductiva después de un disturbio como el fuego, tornándose particularmente vulnerables a él cuando su frecuencia es alta. Además, la ausencia de arbustos favorece a las gramíneas palatables, permitiendo así la expansión de los terrenos destinados al ganado, el cual empeora la situación pues consume los retoños de las plantas que logran germinar (Anónimo, s.f.; Castaño-Uribe, 2002; Hofstede, 2002; MAVDT, 2010; Rangel-Ch., 2002; Salgado Negret, 2007; Vargas-Ríos, 2002).

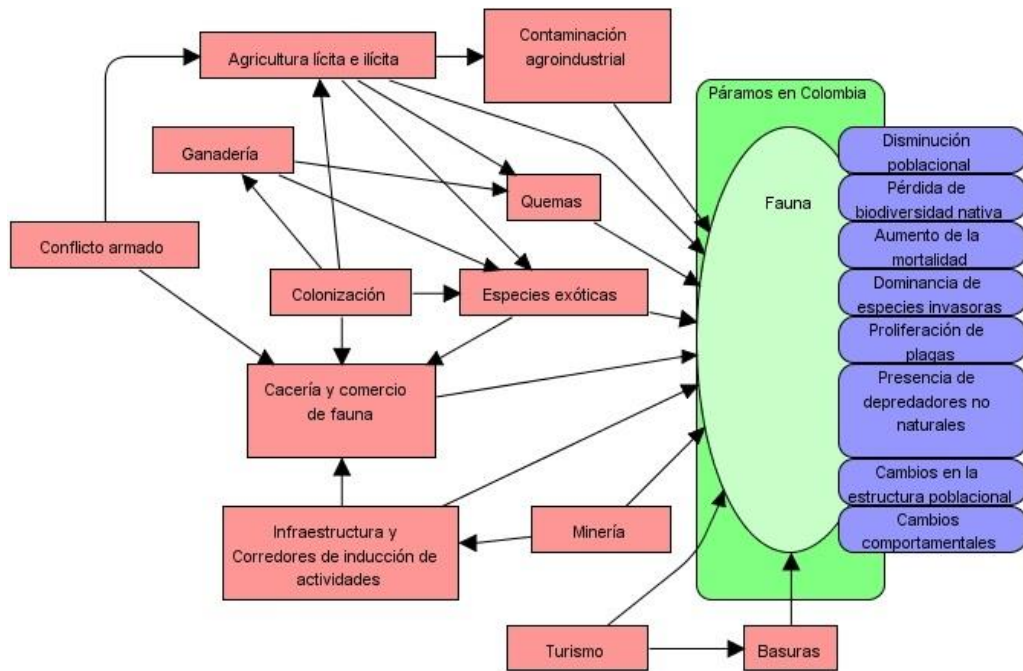
**Figura 7.** Presiones y amenazas directas para la flora de los páramos en Colombia

El diagrama se lee de izquierda a derecha. : Alcance del proyecto; : Objetos de conservación de la naturaleza; : Presiones; : "Afecta a"; : Amenazas directas.



**Figura 8.** Presiones y amenazas directas para la fauna de los páramos de Colombia.

El diagrama se lee de izquierda a derecha. : Alcance del proyecto; : Objetos de conservación de la naturaleza; : Presiones; : "Afecta a"; : Amenazas directas.



El problema con la tala no es sólo ecológico, sino también socioeconómico, como la mayoría de prácticas que tienen un impacto negativo sobre los ecosistemas altoandinos<sup>31</sup>. También empeora a medida que aumenta el grado de deforestación de los bosques y de sus remanentes, pues la rasa y la quema realizada por los mismos pobladores previene la regeneración de la vegetación y disminuye cada vez más su área total. Aunque no se realiza en el páramo propiamente dicho, acaba con el subpáramo y con el bosque altoandino con el fin de utilizar especies nativas maderables como leña y en construcciones locales, así como para disponer de los suelos para cultivos y/o pastoreo (Figura 7, Figura 9 y Figura 10; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Hofstede, 2002; Laurance, 2007; Ospina & Tocancipá, 2000). Esto resalta que los frentes de colonización actúan en mayor parte sobre el subpáramo, donde se presentan los mayores máximos de intervención (Pinto-Zárate, 2010). Debido a ello, se observa que en la mayoría de las localidades prácticamente ha desaparecido la ecotonía entre la vegetación arbórea (cerrada) y la herbácea (abierta), conduciendo a procesos de praderización (una excepción a esto son los páramos ubicados al extremo norte de la cordillera Occidental. Anónimo, s.f.; MAVDT, 2010; Molano-Barrero, 2009; Rangel-Ch, 2002).

La *paramización* es el proceso por el cual se reemplaza la vegetación boscosa del bosque altoandino por vegetación abierta característica del páramo. Si este proceso se estuviera llevando a cabo a causa de la apertura del bosque por actividad antrópica, se encontraría un aumento en la cobertura de los páramos; sin embargo, lo que sucede actualmente es un proceso de *praderización* de los bosques altoandinos y subpáramos. Por tanto, lo que se encuentra es una disminución de ambas coberturas, indicando una degradación de ambos sistemas (Figura 10). Así, aunque la fragmentación y la disminución del área total del

---

<sup>31</sup> En un principio, la abundancia de especies maderables de los bosques altoandinos era alta. Sin embargo, al sobre-explotar dicho recurso, las comunidades locales se ven obligadas a hacer uso de otras especies y ampliar los límites altitudinales de la tala. Rápidamente el recurso maderero se agota, dejando a la comunidad sin el beneficio económico que obtenía de la madera, generando un problema socioeconómico (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002; Laurance, 2007).



páramo provocan una pérdida de diversidad original, también pueden producir ambientes de transición en los que primen procesos de diversificación y radiación adaptativa, principalmente mediante especiación por hibridación<sup>32</sup> (Figura 10; Fernández-Alonso, 2002). Así pues, la única forma como pueden aumentar la cobertura de páramo y de bosque altoandino es que estos sistemas respondan de manera positiva a las estrategias de conservación que se hayan implementado en las áreas que los protegen (Alarcón-Hincapié *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002). Otros factores que han promovido la deforestación de los bosques altoandinos han sido la colonización, la producción maderera y los cultivos ilícitos (Figura 10; MAVDT, 2010).

Para el desarrollo de las actividades agropecuarias se secan turberas y pantanos, y aquellos que quedan remanentes se contaminan y se degradan (Figura 11). Estas actividades generan además desprendimientos pequeños de las rocas, lo que produce sedimentación en lagunas, humedales, quebradas y ríos tributarios, alterando las condiciones generales de estos sistemas acuáticos. También ocasionan la disminución de la capacidad de regulación y almacenamiento de agua en los suelos porque alteran sus características hidráulicas y físico-químicas al perder contenido de materia orgánica y cobertura vegetal (Figura 9; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; Ceballos-Liévano, Martínez-Ardila &

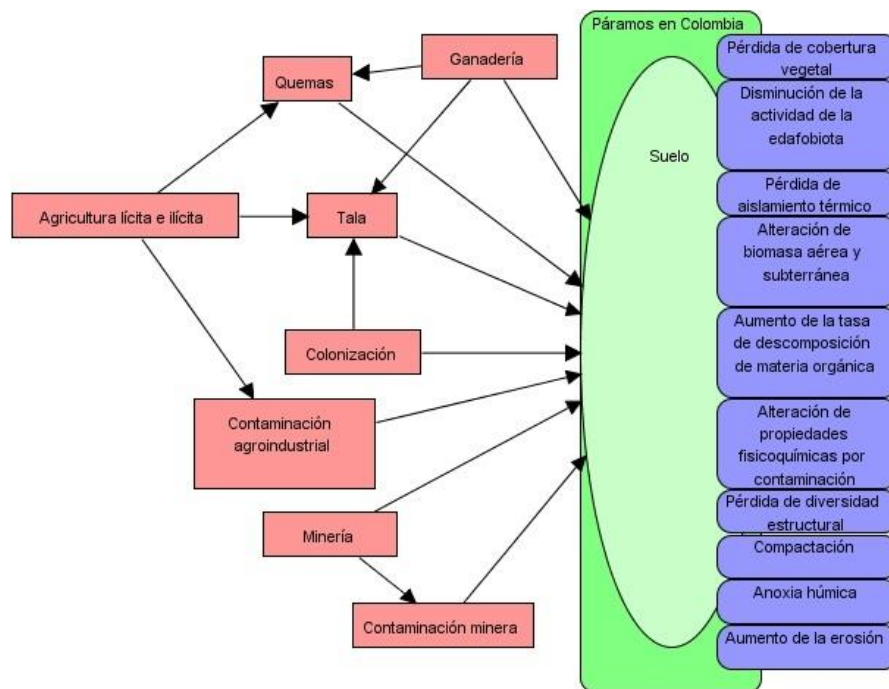
---

<sup>32</sup>Esto está determinado por el tipo de zona de hibridación que se genere en las nuevas áreas de contacto y de respuesta de los híbridos y las especies parentales a ella: se ha encontrado que la distribución de los individuos puede verse restringida por características climáticas y la expansión de depredadores o plagas puede convertirse en un factor limitante para los híbridos, los parentales u otras especies del ecosistema, entre otras circunstancias (e. g. Cullingham *et al.*, 2012). Con respecto a esto, Fernández-Alonso (2002) señala que las zonas de hibridación en los ecosistemas altoandinos se presentan en lugares de ecotonía natural o generados por modificaciones antrópicas (e. g. apertura de corredores por eliminación de franjas de bosque o taludes asociados a construcciones civiles). Asegura, también, que la actividad humana crea nuevas zonas abiertas de subpáramos con pajonales y páramos azonales, “poniendo en contacto poblaciones de distintas especies, que normalmente habían permanecido separadas geográfica y ecológicamente”, como sucede en especies de *Aragoa* (Lamiales: Plantaginaceae), *Calceolaria* (Scrophulariales: Scrophulariaceae) y *Salvia* (Lamiales: Lamiaceae; Fernández-Alonso, 2002). Bajo estas circunstancias, se espera que la distribución de las especies parentales esté asociada al ambiente al que se adaptaron durante el proceso de especiación alopátrica, y que los híbridos ocupen hábitats de características intermedias. Es importante que estudios como los realizados por Fernández-Alonso (2002) estén acompañados por el mapeo y genotipificación de los individuos para comprobar la existencia de una zona de hibridación y poder proponer estrategias de manejo acordes (Cullingham *et al.*, 2012).

Rincón-Romero, 2002a; Cortés-Lombana, 1996; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; López-Arévalo, MAVDT, 2010; Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Morales *et al.*, 2007). La presencia de cultivos y ganado se registra “en casi todos los páramos, incluso dentro de algunos Parques Nacionales Naturales” (Hofstede, 2002).

**Figura 9.** Presiones y amenazas directas para los suelos de los páramos de Colombia.

El diagrama se lee de izquierda a derecha.  : Alcance del proyecto;  : Objetos de conservación de la naturaleza;  : Presiones;  : Amenazas directas.



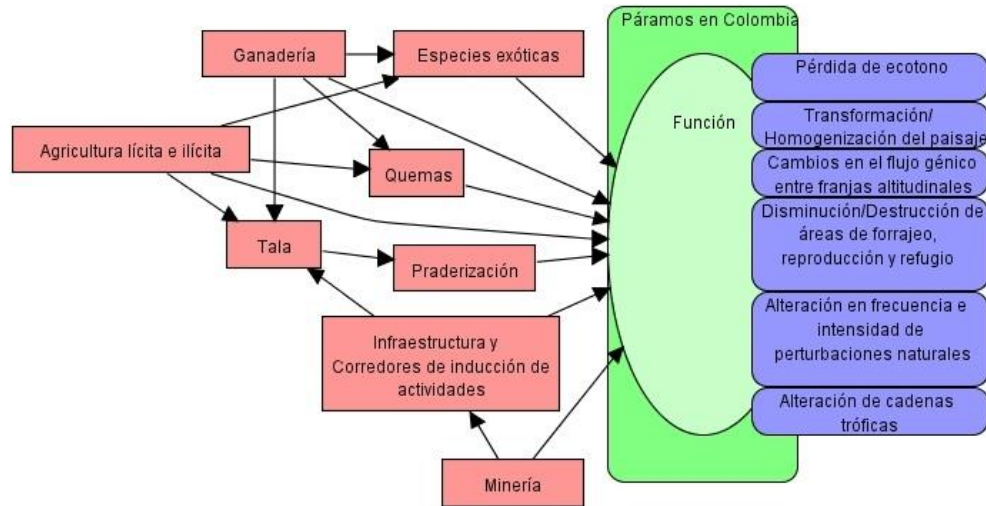
La actividad del ganado hace que se altere la distribución de biomasa aérea y subterránea, la fisonomía de las plantas, la morfología del terreno y la frecuencia e intensidad del fuego, y conduce al desplazamiento de mamíferos grandes, a anoxia húmica y compactación en los suelos (Figura 7 – Figura 10; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Muñoz-Saba, 2002). La ganadería es más extensiva que la

agricultura dadas las facilidades que otorga el paisaje paramuno y, salvo en las áreas más remotas, húmedas y protegidas, “no hay páramo sin influencia de ganadería” (Hofstede, 2002). Se ha mencionado que la vegetación paramuna, al estar adaptada a condiciones climáticas extremas, es medianamente tolerante a algunas actividades antrópicas, como las quemadas y el pastoreo, lo cual minimizaría, aparentemente, su impacto en la integridad del ecosistema (Trujillo-Mota, Amat-García & Vargas, 2002).

En el caso de la agricultura, los químicos utilizados en los cultivos, principalmente de papa y amapola, y en el mantenimiento de potreros de ganadería extensiva, afectan sustancialmente las poblaciones de aves e insectos benéficos para la estabilidad ecológica del páramo (Figura 8; Cortés-Lombana, 1996; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002). Adicionalmente, la introducción de variedades resistentes a las condiciones climáticas de los páramos ha permitido su cultivo hasta casi los 4.000 msnm. Estas variedades están homogenizando la diversidad genética de las especies domesticadas (como en el caso de la papa y el maíz), con las implicaciones ecológicas consecuentes (Figura 7). Algunos cultivos son aún de rotación y conservan las variedades locales y las prácticas tradicionales, pero, gracias a los agroquímicos, los períodos entre cosechas de variedades comerciales son menores y los métodos agrícolas son predominantemente intensivos. Sumado a la utilización de maquinaria pesada, se impide la regeneración natural de la vegetación, se altera la calidad de las fuentes de agua y en los suelos se fomenta la erosión, la descomposición de la materia orgánica y la pérdida de nutrientes (Figura 7, Figura 9 y Figura 11; Hofstede, 2002; Primack *et al.*, 2001). Los cultivos ilícitos tienen los mismos efectos negativos sobre el suelo y la biodiversidad que en cualquier otro agrosistema (Martínez-Nieto, 2002). No obstante, la fumigación aérea de los mismos agrava el impacto, alterando aún más la composición y estructura de la fauna (envenenamiento de anfibios, reptiles, nidadas de aves e invertebrados) y flora del páramo, y contaminando los suelos y fuentes de agua (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

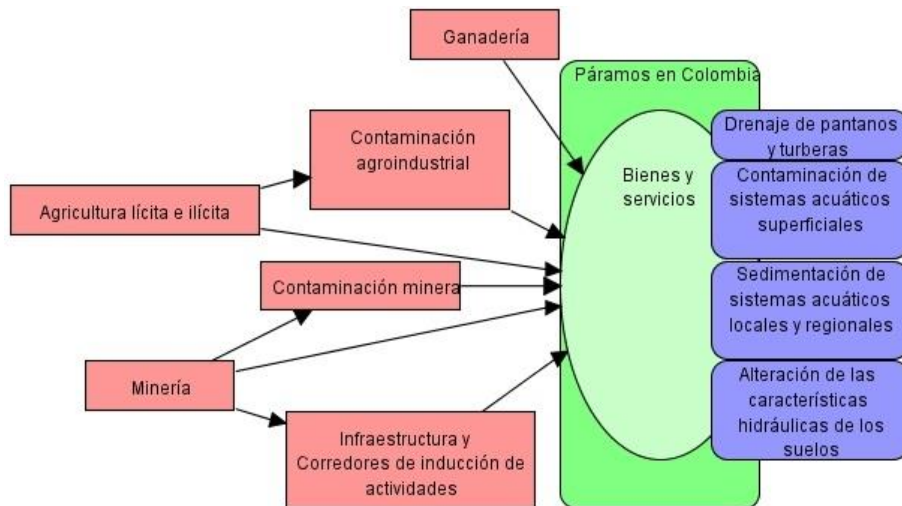
**Figura 10.** Presiones y amenazas directas para los atributos de la biodiversidad a nivel de función de los páramos de Colombia.

El diagrama se lee de izquierda a derecha. : Alcance del proyecto; : Objetos de conservación de la naturaleza; : Presiones; : Amenazas directas.



**Figura 11.** Presiones y amenazas directas para los bienes y servicios de los páramos de Colombia.

El diagrama se lee de izquierda a derecha. : Alcance del proyecto; : Objetos de conservación de la naturaleza; : Presiones; : Amenazas directas.



Es natural que las actividades agropecuarias que afectan la vegetación, también impacten la fauna (Figura 8). Se ha registrado que estas amenazas pueden tener

efectos en más del 50% de todos los vertebrados que habitan en el páramo. Para ellos, la reducción de la cobertura vegetal significa la disminución y deterioro de su hábitat, y la consecuente destrucción de áreas de forrajeo, reproducción y refugio, incrementando la competencia directa de algunas especies (en especial, de mamíferos) con el hombre y el ganado por recursos (Figura 10). Además, se aumenta la mortalidad: en anfibios y reptiles, las quemas y la utilización de maquinaria pesada para la agricultura extensiva impiden su escape, y los agroquímicos los envenena. La ganadería y las quemas afectan particularmente a las poblaciones de roedores y de aves insectívoras, nectarívoras, frugívoras y a aquellas especies que anidan en el suelo y en los arbustos (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

A modo de ejemplo, un estudio realizado por Trujillo-Mota y Amat (2002) en un páramo muestra evidencias de que los disturbios antrópicos (principalmente, las quemas y el pastoreo) disminuyen la ya baja disponibilidad de nutrientes en el suelo paramuno para insectos detritívoros, teniendo un impacto negativo importante en las poblaciones del coatí de montaña (*Nasuella olivacea*, depredador omnívoro) y en la relación insectos herbívoros–frailejones (*Espeletia killipii*). Por tanto, dichos disturbios estarían alterando, no sólo la dinámica ecológica del ecosistema, sino también la estructura y composición de la comunidad (Figura 8 y Figura 10).

**Minería.** Es innegable el efecto devastador de la minería sobre los páramos. Por un lado, conduce a procesos erosivos, sedimentación de los cauces e inestabilidad y contaminación del suelo y los nacimientos de agua (Figura 9 y Figura 11); por el otro, junto con la construcción de obras civiles, transforma dramáticamente el paisaje y las características y procesos ecológicos de los páramos, genera extinciones locales, sus efectos se extienden en el largo plazo y facilita la presencia de corredores de actividades que pueden ejercer un mayor impacto, como la construcción de carreteras y de zonas de depósito de sus residuos (Figura 7, Figura 8 y Figura 10). Por ende, las actividades mencionadas impactan negativamente y de forma generalizada la biodiversidad paramuna,

incluyendo la fauna y la flora edáficas. En los páramos se extrae carbón, oro y azufre, y se explotan canteras para materiales de construcción. Otra forma de minería es la extracción de suelo negro que, en ambientes más cálidos, es muy fértil, razón por la cual es utilizado en jardines urbanos y viveros<sup>33</sup> (Figura 9; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002). La política gubernamental respecto al problema de la minería en los páramos no es coherente, consecuente, ni justa con los objetivos de conservación planteados por sus instituciones, pues mientras éstas decretan políticas en el largo plazo, la llamada “locomotora minera” brinda concesiones a empresas explotadoras extranjeras en el corto plazo omitiendo el efecto devastador que ellas causan.

**Especies exóticas.** Además de las especies vegetales introducidas durante los tiempos de la colonia para la producción económica (ver sección 4.1), se han vuelto comunes los cultivos de subsistencia (e.g. legumbres, hortalizas, café, flores, mora y fresa) y la siembra de pastos exóticos, homogenizando y convirtiendo el paisaje paramuno en potreros (Figura 10; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002). Esta simplificación de la biodiversidad aumenta la vulnerabilidad del ecosistema, pues facilita el establecimiento de otras especies invasoras y la proliferación de plagas (Figura 7 y Figura 8). Desde hace varias décadas se introdujo la trucha arco iris en casi todos los sistemas de aguas superficiales paramunos, y su adaptación ha sido tan exitosa que muchos pobladores piensan que es nativa de los Andes. Aunque es un buen indicador de la calidad de las aguas y trae muchos beneficios económicos a las comunidades andinas, vale la pena evaluar su impacto sobre las comunidades acuáticas nativas de los ecosistemas altoandinos, ya que hay evidencias contrastantes al respecto (Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; Meffe *et al.*, 1997; Pinto-Zárate, 2010). Por otra parte, las especies domésticas

---

<sup>33</sup> Hofstede (2002) señala que esta forma de uso del suelo resulta un tanto irónica: aun a pesar de las numerosas opciones de abonos orgánicos que existen, un ecosistema está siendo degradado por razones de lujo.

introducidas por campesinos y trabajadores, cazan y transmiten sus enfermedades a la fauna silvestre, a veces incluso representando un problema de salud pública (Figura 8; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

**Obras civiles.** La infraestructura generalmente representa barreras para la dispersión de los individuos, lo cual puede conducir a una disminución rápida en los tamaños poblacionales de las especies presentes y, en consecuencia, se aumenta su probabilidad de extinción por eventos estocásticos (Meffe *et al.*, 1997; Wilson, Davies & Thomas, 2009). En muchas ocasiones, el desarrollo de obras civiles requiere del drenaje de turberas y humedales. En este sentido, tiene los mismos efectos que los mencionados para la ganadería (Pinto-Zárate, 2010). Y, como se mencionó para el caso de la minería, permiten la apertura de corredores de actividades (Figura 10). El problema con estos corredores es que posibilitan la permanencia y diversificación de actividades antrópicas, incrementando sus impactos a escala espacio-temporal (Guhl-Nannetti, 2002). Las proyecciones de crecimiento poblacional humano en los países tropicales indican una disminución del desarrollo rural, pero un aumento de la urbanización en ciudades (Laurance, 2007). Para cualquiera de los dos casos, podría esperarse un aumento en las obras civiles y/o del área de cultivos en la alta montaña andina. En el caso de la construcción de embalses, causan extinciones locales en anfibios y reptiles, y destruye los hábitats de mamíferos y aves (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

**Comercio de fauna y flora, cacería.** La incursión de la actividad antrópica significa un aumento de la cacería y la comercialización de la flora y de la fauna, sea para sustento, trofeos, biopiratería, control de “plagas”, y/o por creencias populares (Guhl-Nannetti, 2002; Muñoz-Saba, 2002). Esto significa que la estructura poblacional de la fauna cambia drásticamente, así como las estructuras vertical y horizontal de la comunidad (Vargas-Ríos, 2002). De hecho, estas actividades ya han producido extinciones locales y reducciones significativas de las poblaciones de algunos mamíferos (Figura 7 y Figura 8; Guhl-Nannetti, 2002). La cacería afecta particularmente a aves (patos, rapaces, chorlos) y mamíferos

medianos y grandes, por ser altamente valorados, y junto con algunos reptiles, también son cazados por perros y gatos. Los actores armados también cazan mamíferos grandes y es probable que durante los enfrentamientos se haya visto afectada la fauna silvestre (i. e. fuego cruzado y minas terrestres antipersonales. Figura 10; López-Arévalo, Morales-Jiménez, & Matallana, 2002).

**Turismo.** Se ha reportado que el turismo puede tener impactos positivos en algunas aves. Sin embargo, el turismo mal dirigido y sin restricciones, puede causar disturbios en las actividades de la fauna silvestre, en particular en aves, mamíferos grandes y algunos reptiles. En efecto, puede aumentar la mortalidad debido, principalmente, a atropellamientos y envenenamientos o a enfermedades que ocasionan las basuras dejadas por los visitantes (Figura 10; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

**Cambios climáticos.** Ya se mencionó que los cambios en la temperatura promedio local y global, así como en otras variables climáticas, se han dado de manera recurrente y cíclica a lo largo de la historia del planeta, y ante ellos la biodiversidad ha experimentado procesos de especiación, migración, adaptación y extinción (ver sección 3.3). Aún así, la preocupación con respecto a los cambios atmosféricos que se registran en la actualidad se centra en la velocidad a la que ocurren, ya que es mayor que en cualquier otro momento registrado hasta ahora (por lo que sus consecuencias son impredecibles), y por su efecto sinérgico con las actividades antrópicas (en particular, la fragmentación y la profunda transformación de los ecosistemas<sup>34</sup>). Las tendencias generales han sido de aumento de la temperatura media anual ambiental y disminución de los volúmenes de precipitación (Brodie, Post, & Laurance 2012; Castaño-Uribe, 2002; Meffe *et al.*, 1997; Rull *et al.*, 2007). También, se ha señalado que los cambios ambientales son más drásticos en tierras altas respecto a los de zonas bajas (Pinto-Zárate,

---

<sup>34</sup> Por ejemplo, Brodie, Post & Laurance (2012) mencionan que en áreas reclamadas para la recuperación de los ecosistemas naturales, no se encuentran las mismas especies del bioma original debido a que los disturbios causados por las actividades antrópicas propiciaron el establecimiento de un gran número especies exóticas.



2010). Se considera igualmente que la adaptación de las especies no ocurre tan rápidamente como los cambios abióticos, causando cambios abruptos en los atributos de la biodiversidad a causa de las actividades del hombre. Se han encontrado variaciones en la distribución de algunas especies –incluidos patógenos– y en la fenología de las plantas, alterando la sincronía con los ciclos reproductivos de la fauna, en la composición y estructura de las comunidades bióticas, y en la capacidad de colonización de algunas especies (Boggs & Inouye, 2012; Brodie, Post, & Laurance, 2012; Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002). En general, las especies invasoras colonizan con éxito nuevas localidades principalmente porque, según se ha registrado en varios estudios, poseen mayor plasticidad y tolerancia a los cambios climáticos (algunas han mostrado ser termorresistentes), características poco comunes en las especies nativas (Engel, Tollrian & Jeschke, 2011; Willis *et al.*, 2010; Zerebecki & Cascade, 2011). Así, su tamaño poblacional y ámbito de distribución aumentan, en detrimento de la biodiversidad local, homogenizando el paisaje (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002). En los Andes colombianos se ha registrado una pérdida significativa de los relictos pleistocénicos glaciares<sup>35</sup>, un incremento rápido del calentamiento en los altiplanos andinos, aumento de la temperatura nocturna –alterando los ciclos climáticos diurnos, y produciendo heladas a menores altitudes. El aumento de la temperatura media anual, por su parte, ha permitido la expansión de la frontera agrícola a altitudes cada vez mayores. Los demás efectos encontrados en otros ecosistemas, mencionados anteriormente, no se han reportado para los páramos, aunque se ha planteado la posibilidad de que también estén ocurriendo (Castaño-Uribe, 2002; Hofstede, 2002).

Según las proyecciones realizadas por varios investigadores, a mediano plazo se debe esperar que el cambio climático global produzca una translocación altitudinal de los ecosistemas, llevando a la desaparición de algunos de alta montaña.

---

<sup>35</sup>Durante el último siglo, en Colombia se registró la pérdida completa de algunos cerros nevados (e. g. Puracé, Chiles y Pan de Azúcar) y el continuo derretimiento durante las últimas décadas de otros nevados mayores (e. g. Santa Isabel, Ruiz y Tolima; Agencia de Noticias, 2010).

También se espera el aumento aún mayor de las temperaturas del aire y del suelo por encima de la media registrada hasta ahora y de la radiación UV, así como descenso y cambios en la distribución de los volúmenes de la precipitación, reducción en la densidad y volumen de los cinturones de niebla, disminución de la capacidad de los ecosistemas para regular procesos energéticos e hídricos, extinciones generalizadas y debilitamiento del rol de la especiación y el de la hibridación en la adaptabilidad de las especies, entre otros (Brodie, Post & Laurance, 2012; Castaño-Uribe, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Pinto-Zárate, 2010; Rull *et al.*, 2007).

Dado que contienen altas cantidades de materia orgánica sin descomponer, los suelos y sistemas acuáticos de los páramos se consideran importantes sumideros de carbono (Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002). Se ha señalado que el “cambio climático altera el ciclo biogeoquímico e hidrológico de los suelos”, pues al aumentar la temperatura se induce la mineralización del contenido edáfico, conduciendo a posibles escenarios de cambio en la velocidad de colonización y composición de la cobertura vegetal (Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002). Teniendo en cuenta que algunos sectores científicos y políticos le atribuyen el cambio climático a las actividades humanas, han llamado la atención sobre este fenómeno en los depósitos que estarían ayudando a controlar la velocidad del cambio climático. Han señalado que la minería, la ganadería y la agricultura, principalmente, estarían contribuyendo a la aceleración de los procesos de meteorización de la materia orgánica y, por ende, al aumento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2008; Hofstede, 2002; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002).

Ante este panorama, se verían en riesgo los ecosistemas altoandinos en general y la persistencia de los bienes y servicios que prestan (Castaño-Uribe, 2002). Aún así, no se han realizado estudios puntuales en los páramos colombianos, tan necesarios para verificar los efectos mencionados (López-Arévalo, Morales-Jiménez, & Matallana, 2002).

**Conflicto armado.** La presencia de actores armados, además de las presiones que ya se mencionaron sobre la fauna y la flora, agrega tensiones sociales que se manifiestan en el aumento de la pobreza, en la alteración de los sistemas culturales y en el agudizamiento de los desplazamientos de población a centros urbanos o a las zonas más altas de las montañas (Martínez-Nieto, 2002). De otro lado, el conflicto armado colombiano ha hecho imposible la investigación en la mayoría de ecosistemas del país y el libre disfrute de ellos por parte de los ciudadanos (López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002).

La mayoría de las amenazas mencionadas producen la disminución del área total del páramo y su fragmentación. En general, la disminución del área de un ecosistema en conjunción con su fragmentación ejercen un efecto sinérgico cuyo principal resultado es la pérdida de biodiversidad y, en consecuencia, el detrimento de sus funciones y valores ambientales (Muñoz-Saba, 2002; Townsend, 2008). Esto sucede porque mientras menor sea la superficie de un hábitat con respecto al área original, mayor es su vulnerabilidad y menor su resiliencia, pues se producen extinciones locales y un rápido reemplazo de especies<sup>36</sup>. La fragmentación, además, crea un paisaje diferente al moldeado por los disturbios naturales a los cuales las especies se han adaptado a lo largo de su evolución. Por esto se considera el principal factor que limita la posibilidad de adaptación ante escenarios de cambio. Así, teniendo en consideración la amenaza del cambio climático, la alta fragmentación de los hábitats representa el mayor impedimento a la migración de las poblaciones, dada como una primera respuesta adaptativa a los cambios ambientales. A su vez, la fragmentación y la disminución

---

<sup>36</sup> Un área pequeña es capaz de soportar un menor número de hábitats y, por tanto, menos especies. En consecuencia, la red de interacciones que se establece entre ellas es menos compleja, dejando nichos vacíos que especies nuevas fácilmente pueden ocupar. En el caso de la fragmentación, se ha observado que puede favorecer al enriquecimiento de la biodiversidad, pero lo que sucede con más frecuencia es que se fomente la presencia de especies invasoras en detrimento de las nativas, que tienden a extinguirse rápidamente. Así, se deterioran las redes de interacciones del ecosistema y se alteran la estructura y procesos de la comunidad (Meffe *et al.*, 1997).

del área original alteran la dinámica, la estructura y la genética poblacional de las especies, tanto de flora como de fauna, aumentando su vulnerabilidad ante eventos estocásticos y poniendo en riesgo su viabilidad en los hábitats remanentes (Meffe *et al.*, 1997; Stork *et al.*, 1997; Wilson, Davies & Thomas, 2009).

### **Amenazas indirectas.**

#### *Fuentes de presión.*

Es importante tener en cuenta que las fuentes de presión producen cambios ecológicos a gran escala. Para el caso de los páramos colombianos, éstas son el aumento demográfico humano, los altos índices de pobreza reportados en las comunidades andinas, el fenómeno de privatización, el conflicto civil armado, el uso de tecnologías e insumos externos (i. e. agroquímicos, maquinaria pesada y los desarrollos biotecnológicos de variedades de papa y otras plantas cada vez más resistentes a las condiciones climáticas paramunas), la falta de investigación en aspectos básicos de la biología y ecología de los páramos, y la ausencia de recursos económicos a disposición de los organismos de control para hacer cumplir la ley en sus zonas de influencia (Figura 12; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; Molano-Barrero, 2009).



**Aumento de la densidad poblacional.** El aumento de la población humana incrementa la presión sobre los recursos naturales, dado que aumenta la demanda de ellos por parte de los humanos, fomentando la ampliación de la frontera agropecuaria (Figura 12; Laurance, 2007; Mora-Osejo, 2002).

**Pobreza.** Como se mencionó en la sección 4.1, la condición socioeconómica de la mayoría de las personas que habitan los páramos se encuentran en los límites de la miseria (Hofstede, 2002). Esta situación causa algunas de las amenazas directas señaladas anteriormente y, a su vez, es impulsada por varias fuentes de presión aquí reseñadas. No se ha encontrado una relación directa entre la megadiversidad de los páramos y el bienestar de las personas que allí habitan (Pinto-Zárate, 2010). Sin embargo, fundamentados en el caso de los páramos del Ecuador, es evidente que la degradación de los ecosistemas altoandinos tiene consecuencias nefastas para las comunidades humanas de forma directa e indirecta. Para el caso de Colombia, se ha mencionado que la falta de acuerdos con los terratenientes productores extensivos de papa y cebolla impide el desarrollo de las poblaciones locales, contribuyendo a su condición marginal histórica (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002). Estas situaciones, junto con los problemas del conflicto armado, llevan a las comunidades a subsistir haciendo uso de manera insostenible de los páramos y sus recursos. De esta forma, se intensifica el comercio de fauna y flora silvestre, la extracción de suelo negro, la tala y otras de las amenazas directas ya señaladas (Figura 12).

Una fuente de presión relacionada con la pobreza es la falta de educación básica de las comunidades locales, básicamente a causa de la necesidad de trabajar desde muy temprana edad para ayudar con el sustento del núcleo familiar. La carencia de oportunidades laborales también conduce a desplazamientos hacia centros urbanos u otras áreas rurales, con las implicaciones socioeconómicas que esto conlleva (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002). Por tanto, si los gobiernos logran subsanar esta carencia,

muchas de las amenazas que afectan los páramos disminuirían y se daría lugar a una gran variedad de oportunidades, protegiendo toda la biodiversidad altoandina.

**Privatización.** El fenómeno de privatización de los páramos generalmente privilegia megaproyectos mineros, turísticos y viales destructivos del ecosistema y del tejido social que dependen de los territorios paramunos para su bienestar general (Figura 12; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Molano-Barrero, 2009).

**Desarrollo (bio)tecnológico e insumos agroindustriales.** La adición de agroquímicos (actualmente se utilizan 45 de ellos de diferentes grados de toxicidad), actividad asociada a los monocultivos sin rotación y extensivos de papa, maíz y pastos, conduce a procesos de eutroficación, contamina las fuentes de agua en su origen y altera la química de los suelos (Figura 12; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; Gómez-Sánchez, Rincón-Romero & Sánchez-López, 2002; Guhl-Nannetti, 2002). Estos efectos pueden alterar procesos ecológicos que, a su vez, son determinantes en los patrones de la biodiversidad (Stork *et al.*, 1997).

**Carencia de investigación básica.** A pesar de que la investigación de la biología, ecología y geología de los páramos empezó hace dos siglos, todavía falta mucha información que permita basar en ella las decisiones sobre su manejo (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002). Principalmente porque el ritmo de destrucción de los páramos es mucho más veloz que el de la investigación básica. Subsecuentemente, la información disponible tiende a estar desactualizada y dispersa, raramente incluida en bases de datos nacionales que faciliten su consulta y actualización. En particular, la falta de inventarios recientes imposibilita la realización de estudios biogeográficos, lo cual tiene un gran impacto en la calidad de los proyectos de conservación (Pinto-Zárate, 2010). Por otra parte, la falta de estudios a nivel social, político y económico específicamente para los páramos impide articular el conocimiento adquirido con estrategias de conservación acordes con la naturaleza propia del ecosistema y otras alternativas de uso que satisfagan las necesidades de las comunidades locales. Por ejemplo, algunos problemas para minimizar las

presiones de las actividades agropecuarias se basan en la falta de investigaciones al respecto, específicamente experiencias que ayuden a mejorar estos sistemas productivos. Por último, todavía no es claro si la producción de los agrosistemas paramunos en realidad responde a una demanda específica (Hofstede, 2002; Ospina & Tocancipá, 2000).

**Instituciones débiles.** A pesar de que todos los países de la ecorregión de páramo tienen leyes para el uso y protección de bosques y fuentes de agua, así como entidades gubernamentales a cargo del manejo y conservación de la biodiversidad, ningún marco jurídico es específico para los ecosistemas no boscosos de alta montaña. En Colombia, la regulación de su uso cubre muchas leyes de varios códigos (no sólo el de Recursos Naturales), y en un intento de unificar las estrategias de control, se redactaron las Resoluciones 0769 de 2002, 0839 de 2003 y 1128 de 2006. De hecho, sólo Perú y Colombia cuentan con funcionarios estatales encargados de la conservación de los páramos. No obstante, en diversos contextos se ha hecho énfasis en la necesidad de fortalecer las instituciones encargadas de dicha tarea, no sólo en aspectos económicos, sino también a nivel técnico e interinstitucional (e. g. acercar a las Corporaciones Autónomas Regionales entre ellas y con la Policía, con el fin de hacer cumplir la ley y las actividades de los planes de manejo de forma coordinada). Hasta que esta condición no se cumpla, no importa cuántas áreas protegidas más sean declaradas si no es técnica y/o económicamente posible asegurar la conservación de sus ecosistemas, dándole herramientas a instituciones y funcionarios para controlar los problemas que se tienen actualmente con los dueños previos de los terrenos, nuevos colonos o con los grupos armados (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008; Hofstede, 2002; Meffe *et al.*, 1997).

Para solventar esta deficiencia institucional, en Colombia se implementó el Sistema Regional de Áreas Protegidas (en otros países, existe la misma dependencia con otros nombres) que permite un mejor acoplamiento con instituciones y otras organizaciones a nivel local y regional, así como con los



habitantes, en las prácticas de manejo. De esta manera, parece haberse encontrado una solución, al menos en cierta medida, para todos los páramos (Hofstede, 2002). Sin embargo, toda esta situación es clara evidencia de la posición reactiva de los gobiernos ante el problema ambiental, tal como señala Guhl-Nannetti (2002). Similarmente, el mismo autor resalta que gran parte de los problemas a los que se enfrentan en la actualidad las personas involucradas con los páramos, podría solucionarse desde el contexto político. Tal vez un buen marco jurídico podría disminuir no sólo las presiones sobre los recursos naturales del páramo y sus comunidades humanas, sino también la reactividad de las estrategias de conservación, permitiéndole ser proactivas a las instituciones que manejan la biodiversidad en el país. Pero en la actualidad es evidente que, a pesar de que Colombia posee un muy buen marco ambiental, la capacidad de regulación y control de las instituciones encargadas es mínima (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008).

**Desarrollo socioeconómico regional.** Las políticas económicas adoptadas en Colombia durante la década de 1990 generaron un gran deterioro social, aumentando el desempleo y los problemas de orden público, y disminuyendo la calidad general de vida (MAVDT, 2010). Esto ha significado una intensificación de la presión sobre los recursos naturales del país (MAVDT, 2010) y dificultades mayores y cada vez más complejas a nivel social y económico, poniendo en riesgo la integridad de los programas de conservación en ejecución y la posibilidad de incrementar su cobertura y eficacia.

En conclusión, todos los factores mencionados diezman las poblaciones tanto de flora como de fauna. El empobrecimiento de la vegetación a causa de la agricultura (Figura 7–Figura 11) parece tener efectos mayores en la estructura, composición y funcionamiento del páramo, según lo documentan varios investigadores. Es probable que la anterior afirmación se encuentre a modo de patrón en el discurso de los equipos de trabajo debido a que la mayoría de los

estudios se han centrado en la flora paramuna (de acuerdo al patrón general señalado por Tiessen [2011]) y, en comparación, el grado de conocimiento sobre la fauna todavía es bajo. Aun así, de acuerdo con la información disponible hasta ahora, la disminución en extensión y diversidad de la flora paramuna a causa de las amenazas señaladas parece ser piedra angular y, por ende, puede considerarse el evento catastrófico de alta frecuencia de mayor importancia en los páramos.

#### *Oportunidades.*

En cuanto a las oportunidades, ya se mencionó que las actividades turísticas bien manejadas, en particular aquellas que buscan la educación y sensibilización ambiental, son un importante apoyo con el que cuenta la conservación a nivel nacional e internacional (Mena Vásconez & Hofstede, 2006). Se ha mencionado, también, que las especies de plantas exóticas pueden llegar a reforzar las actividades de restauración en aquellos ecosistemas donde la sucesión natural ha sido detenida (Lugo, 1997). Esto no ha sido probado en los páramos y, en este caso, su restauración ha estado enfocada en la utilización de plantas nativas (Vargas-Ríos, 2002). Sin embargo, en búsqueda del uso sostenible de los ecosistemas de alta montaña, puede ser una alternativa que debe explorarse.

En estudios socioeconómicos realizados para identificar los usos actuales y potenciales de las especies del páramo, se ha reportado la subutilización de algunas especies, así como la sobre-explotación de otras (particularmente, exóticas), y el carácter local del mercado en el que se distribuyen dichos productos. Se ha señalado el peligro sociocultural y económico suspendido sobre las poblaciones humanas del páramo bajo las dinámicas neoliberales de los mercados, en las que no tienen cabida los productos que se pueden obtener de manera sostenible en los páramos. Además, de tenerla, se carece de estudios fenológicos y de propagación que impidan el desarrollo de estrategias de manejo de dichos productos. Los investigadores han resaltado que las oportunidades en este campo son múltiples y, aunque no obedezcan a la dinámica económica

mundial, vale la pena llevar a cabo estudios al respecto que permitan ofrecer a las comunidades humanas paramunas opciones de desarrollo económico en armonía con las condiciones ambientales. Dentro de este campo los investigadores incluyen, además de las especies y productos aprovechables, los programas de turismo, el desarrollo de centros de investigación aplicada y el pago por servicios ambientales (Mena Vásconez & Hofstede, 2006).

**4.2.4 Estrategias de conservación.** Muchas de las problemáticas en torno al conjunto de amenazas indicadas evidencian que ni la planificación ni el manejo de las áreas protegidas en Colombia se han desarrollado de manera preventiva, y no se han considerado los escenarios posibles en el largo plazo. En este sentido, las estrategias de conservación para los ecosistemas en Colombia han sido en general reactivas, centrándose en la importancia de los bienes y servicios ambientales que ellos presten (Guhl-Nannetti, 2002). En efecto, como estrategia política e institucional, se le ha dado mayor peso a la “simbiosis extraordinaria [entre la biodiversidad y el tejido socio-cultural] en un país como Colombia que depende enteramente de sus recursos naturales para el permanente y cotidiano sustento de su población” (MAVDT, 2010). Este enfoque está en línea con el enfoque ecosistémico propuesto por el CDB, y sería lo menos que se espera de un gobierno que ratificó el Convenio desde 1994. Vale la pena resaltar que, aunque se ha intentado abordar a los páramos como sistemas siconaturales (Molano-Barrero, 2009; Ospina & Tocancipá, 2000), se ha dejado un poco de lado la gran importancia de la biodiversidad *per se* y la investigación que se requiere para comprenderla.

Ahora bien, los hallazgos científicos sobre el efecto de la transformación de los ecosistemas en sus bienes y servicios han logrado que, durante el último siglo, se llame la atención de otros sectores de la sociedad, haciendo énfasis en que la conservación de la biodiversidad no es un asunto exclusivo de la biología o de la ecología. A esta realidad no se escapan los ecosistemas altoandinos. Como

resultado, se ha logrado que los ojos de las esferas sociales y políticas que han visto a la alta montaña como otro espacio productivo, cambien de perspectiva y se preocupen por el bienestar de los humanos y otras especies que lo habitan y dependen de él directa e indirectamente. Igualmente, en la actualidad es indiscutible que las preguntas científicas sobre los ecosistemas altoandinos deben abordarse desde un punto de vista multi e interdisciplinario e intentar responder aspectos básicos (e. g. ¿cómo podemos definir íntegramente al páramo?, ¿los páramos deben abordarse como refugios, islas o centros de origen?, ¿la vegetación paramuna actual es producto de procesos naturales o antrópicos?, ¿cómo asegurar posturas éticas y no-politizadas ante el problema del pago por servicios ambientales sin caer en la privatización? (Mena Vásconez & Hofstede, 2006; Ospina & Tocancipá, 2000; Tiessen, 2011). Debido a ello, se encuentran múltiples grupos de trabajo alrededor del páramo, cada uno trabajando en pro de la conservación y manejo sostenible de estos sistemas desde su esfera social (Tabla 9 y Tabla 10). En el mismo sentido, los campesinos minifundistas, quienes en realidad toman las decisiones en cuanto a las prácticas de manejo en los páramos, son los que menos se han tenido en cuenta en muchos de los proyectos e investigaciones, a pesar de existir múltiples llamamientos para su inclusión, tratándose del “grupo de actores más numeroso, más directo y que más influencia tiene” (Hofstede, 2002; Mena Vásconez & Hofstede, 2006).

En Colombia no parecen estar llevándose a cabo este tipo de planteamientos teóricos que pueden llegar a tener grandes implicaciones en las estrategias de manejo de aquellos páramos que actualmente se encuentran bajo alguna categoría de protección (Mena Vásconez & Hofstede, 2006). Aunque los entes ambientales tienen toda la voluntad de poner en marcha los planes de manejo que han desarrollado para los páramos protegidos en sus jurisdicciones, la falta de recursos técnicos y económicos a largo plazo hace imposible implementar iniciativas adaptativas como la de los Estándares Abiertos (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008). Una vez dado este primer paso (que es enteramente político), en el que

primen el interés común sobre el particular, los cuerpos legislativo e institucional comprometidos con la regulación y el control de las actividades que atentan contra la integridad de los páramos y lo suficientemente flexibles como para poder plantear prácticas de manejo innovadoras e inclusivas, podrían minimizar las amenazas directas y sus efectos sobre estos ecosistemas (Figura 12). Así, se detendría su degradación a causa de prácticas agropecuarias, sin poner en riesgo el abastecimiento de alimentos, pues estas labores pueden llevarse a cabo con resultados más eficientes en otros lugares del país. Además, el Ejecutivo colombiano tendría las herramientas legales, políticas y económicas para que campesinos minifundistas tuvieran la oportunidad de acceder a otro tipo de tierras, para que latifundistas devolvieran aquellas que se han privatizado y para mitigar los daños causados hasta ahora (Cortés-Lombana, 1996; Meffe *et al.*, 1997; Rangel-Ch, 2002).

**Tabla 9.** Principales grupos de trabajo involucrados en la conservación de los páramos a nivel internacional. Adaptado de Hofstede (2002) y COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS (2008).

Tipo de organismo	Organismo	Programa de conservación
Convención	De Biodiversidad RAMSAR Sobre Cambio Climático Lucha contra la desertificación CITES	
Organización	Comunidad Andina de Naciones  FAO UNESCO GEF UNEP WWF TNC IUCN CI Wetlands Internacional – IUCN	Estrategia conjunta para la conservación de la biodiversidad con autoridades andinas de ambiente y BID  Programas de manejo de cuencas y forestación Reservas de la biósfera y patrimonios naturales Ocho proyectos incluyendo páramos CONDESAN: 200 instituciones en cuatro países trabajando por el desarrollo sostenible de la ecorregión E. g. programa Andes del Norte e iniciativas menores en La Cocha, Semillas de Agua, Osos E. g. programas nacionales en Mérida y Biorreserva del Cóndor Oficinas con trabajos locales y financiación de iniciativas menores E. g. iniciativas de corredores de conservación en páramos Global Peatland Initiative

<b>Tipo de organismo</b>	<b>Organismo</b>	<b>Programa de conservación</b>
Entidad de investigación	CGIAR – CIP	
	Universidad de Wisconsin (EEUU)	Proyectos de investigación y asistencia técnica
	Universidad de Amsterdam (Holanda)	Proyectos de investigación y asistencia técnica
Red interinstitucional	Proyecto Páramo Andino	Objetivo: “reunir a todos los actores que se interesan (o que deben interesarse) en los páramos”. Cinco componentes y una Agenda Ambiental Andina con cuatro ejes temáticos
	Red Andina	Miembros de cinco países andinos con “el objetivo de apoyarse entre sí para estudiar, manejar y conservar los páramos y bosques andinos”

**Tabla 10.** Principales grupos de trabajo involucrados en la conservación de los páramos en cada país de la ecorregión. Adaptado de Chaves (2003) y Hofstede (2002).

<b>País</b>	<b>Tipo de organismo</b>	<b>Organismo</b>	<b>Programa de conservación</b>
Costa Rica	Institución gubernamental	Ministerio del Medio Ambiente y Unidad de Áreas Protegidas	Administración de grandes áreas de páramo
		Otros ministerios	Influencia directa sobre los páramos
	Entidad de investigación	Universidad Nacional	Proyectos de investigación

<b>País</b>	<b>Tipo de organismo</b>	<b>Organismo</b>	<b>Programa de conservación</b>
Colombia	Institución gubernamental	Ministerio del Medio Ambiente y Unidad de Áreas Protegidas	Administración de grandes áreas de páramo
		Otros ministerios	Influencia directa sobre los páramos
	Entidad de investigación	Universidades	Proyectos de investigación
		Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt	Inventario nacional de biodiversidad, apoyo en el diseño de planes de manejo en áreas protegidas, coordinación del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad.
Red interinstitucional	SINA	Agrupación de todos los ministerios y entidades no gubernamentales que tienen influencia directa sobre el páramo	
Venezuela	Institución gubernamental	Ministerio del Medio Ambiente y Unidad de Áreas Protegidas	Administración de grandes áreas de páramo
		Otros ministerios	Influencia directa sobre los páramos
	Entidad de investigación	Universidad de los Andes	Proyectos de investigación
Ecuador	Institución gubernamental	Ministerio del Medio Ambiente y Unidad de Áreas Protegidas	Administración de grandes áreas de páramo
		Otros ministerios	Influencia directa sobre los páramos



En el año 2001, el entonces Ministerio del Medio Ambiente – MMA desarrolló el *Programa Nacional para el Manejo Sostenible y Restauración de Ecosistemas de la Alta Montaña Colombiana: Páramos*, el cual reúne la gran mayoría de las estrategias de conservación propuestas por investigadores y grupos de trabajo hasta entonces. Está compuesto por cuatro subprogramas, a saber: 1) Generación de conocimiento y socialización de la información de la ecología, la diversidad biológica y el contexto sociocultural en los ecosistemas de páramo; 2) Planificación ambiental del territorio como factor básico para avanzar hacia el manejo ecosistémico sostenible; 3) Restauración ecológica en páramos; y 4) Identificación, evaluación e implementación de alternativas de manejo y uso sostenible en ecosistemas de páramo. Estos ejes temáticos resaltan que las estrategias de conservación y de desarrollo socioeconómico sostenible no pueden estar desarticuladas de otras actividades implementadas por algunos de los equipos de trabajo involucrados en los páramos (MMA, 2001). De ahí la necesidad de identificar ecosistemas paramunos de referencia, contar con un marco teórico unificado sobre todos los aspectos biológicos, sociales, económicos y políticos que los rigen y sobre el cual puedan plantearse las estrategias políticas locales que se requieren para solucionar los conflictos de su uso, satisfacer las necesidades biológicas de todos los organismos que allí conviven y proponer estrategias de conservación interdisciplinarias, incluyentes y acordes con su realidad eco-evolutiva (Anónimo, s.f. ; Cleef, 2008; Fernández-Alonso, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Kattan *et al.*, 2010; Mora-Osejo, 2002; Muñoz-Saba, 2002; Ospina & Tocancipá, 2000; Rangel-Ch., 2002; Rull *et al.*, 2007). Aunque el trabajo para lograrlo es arduo y requiere de un tiempo considerable para coordinar todas las acciones hasta ahora adelantadas, es importante reconocer el avance en Colombia en cuanto a políticas ambientales en pro de la conservación de los páramos del país (e. g. Resoluciones 0769 de 2002 y 0839 de 2003).

Las metas y acciones específicas prioritarias señaladas en el Programa Nacional mostraron una gran voluntad y compromiso políticos para la conservación de los páramos colombianos. Sin embargo, al año 2008, muchas de dichas metas no

habían sido alcanzadas dentro de los parámetros y plazos estipulados por las resoluciones mencionadas. En un informe de la PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS (COLOMBIA, 2008), se critica fuertemente la gestión realizada hasta la fecha de su publicación por el entonces MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL – MAVDT y sus entidades asociadas en cuanto a la conservación y planificación de las áreas de páramo. Por ejemplo, el informe señala que, aunque varios sistemas paramunos se encuentran protegidos por el Sistema de Parques Nacionales Naturales, las actividades que allí se realizan no se encuentran suficientemente reguladas ni controladas. También argumenta que se está incumpliendo el Convenio RAMSAR aprobado mediante la Ley 357 de 1997, pues los humedales paramunos no se están protegiendo según lo establecido en los dos contextos mencionados. El 36% de las Corporaciones Autónomas Regionales tienen diversas razones para no haber realizado los estudios de estado ambiental actual y planes de manejo para los páramos en su jurisdicción: las más frecuentes son la falta de recursos para llevar a cabo los estudios que se señalan de forma particular en la Resolución 0839 de 2003 y los problemas derivados del orden público (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008).

Dicho informe también afirma que el cuerpo normativo en cuanto a la protección y manejo de los páramos en Colombia brinda buenas herramientas para su conservación y desarrollo sostenible, aunque lo ideal sería contar con una ley específicamente encargada de ello (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008). Dadas las evidencias de deterioro creciente de los ecosistemas de la alta montaña andina colombiana, esta afirmación es casi unánimemente apoyada por científicos y grupos de trabajo (e. g. Hofstede, 2002; Rangel-Ch & Orjuela-R., 2002). Es posible que brinde mayores herramientas jurídicas para lograr las metas de conservación, e incluso que se asegure el fortalecimiento económico y técnico de las instituciones y organizaciones gubernamentales encargadas de dicha tarea, lo cual es lo más

importante para lograr los objetivos planteados. No obstante, su eficacia es cuestionable: de acuerdo con los antecedentes de gestión de las autoridades ambientales y el ahora MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE en los páramos, resulta difícil esperar que lo empiecen a hacer de forma rigurosa si la protección y manejo de los mismos se encuentra en el marco de una ley. Por tanto, parece más importante que, en un principio, el gobierno colombiano fortalezca técnica y económicamente a sus instituciones para que las autoridades ambientales tengan la posibilidad de cumplir el ordenamiento jurídico vigente, como se mencionó anteriormente. De ahí en adelante, las labores de todos los equipos de trabajo se facilitarían y podría visualizarse con claridad si una ley específica es o no necesaria.

### **4.3 CASO FARALLONES DEL CITARÁ**

Los Farallones del Citará se encuentran bajo la jurisdicción de las corporaciones autónomas regionales del Centro de Antioquia – CORANTIOQUIA, de Risaralda – CARDER, y para el Desarrollo Sostenible del Chocó – CODECHOCÓ (Figura 4; Morales *et al.*, 2007).

**4.3.1 Estado de conservación.** En el departamento de Antioquia se han adelantado numerosas iniciativas de conservación. Las primeras fueron las declaraciones de parques nacionales naturales: PNN Las Orquídeas (1973), PNN Paramillo (1977) y PNN Los Katíos (1995). La formación del Sistema de Áreas Protegidas del departamento de Antioquia –SIDAP Antioquia– tuvo como objetivo consolidar las iniciativas adelantadas por diferentes sectores públicos y privados para direccionar y unificar su gestión. Así, tomó como base para su accionar ocho subsistemas regionales de áreas protegidas, entre los cuales se encuentra el Sistema de Áreas Protegidas Cordillera Occidental, al que pertenecen municipios como Caramanta, Jardín, Támesis, Andes, Ciudad Bolívar, Urao y Frontino, entre

otros. A nivel nacional, pertenece a las regiones SINA Caribe Occidental y Andina Noroccidental, y, por tanto, a las provincias biogeográficas Chocó–Magdalena y Norandina. (CORNARE *et al.*, s.f.)

Los Farallones del Citará son un área poco estudiada debido a la falta de caminos y el difícil acceso. Por esta misma razón presenta muy bajos niveles de intervención antrópica a escala regional y un gradiente casi continuo e inalterado de la vegetación desde la base de la montaña hasta la zona de páramo. Los investigadores y CORANTIOQUIA concuerdan en que se trata de una zona en un buen estado de conservación (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, 2009; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Morales *et al.*, 2007; Pyrcz & Rodríguez, 2007). Como representa una importante estrella fluvial, los Farallones y su zona de Transición Ambiental están protegidos bajo la figura de Reserva Forestal Protectora Regional desde el año 2008, y su plan de manejo incluye estrategias de reforestación y recuperación de las cuencas hídricas. La zona protegida cubre un área de 46.625 ha por encima de los 2.200 msnm en los municipios de Andes, Betania y Ciudad Bolívar (CORANTIOQUIA, 2008).

Además de la Reserva Forestal, el SIDAP Antioquia tiene registros de dos zonas más de interés para la conservación del área de Farallones del Citará declaradas bajo alguna categoría de manejo por CORANTIOQUIA. De especial importancia es el Distrito de Manejo Integrado Cuchilla Jardín–Támesis, de 28.300 ha entre los 1.800 y 3.200 msnm en los municipios de Jardín, Támesis, Andes, Jericó y Caramanta. La zona que protege es considerada otra importante estrella hidrográfica y un corredor biológico que conecta a los Farallones con otros ecosistemas prioritarios para la conservación en franjas altitudinales más bajas y áreas del Sistema Regional de Áreas Protegidas Ecorregión Eje Cafetero –SIRAP EC (CORNARE *et al.*, s.f.).

En concordancia con lo mencionado anteriormente, el páramo de los Farallones del Citará representa el mejor candidato en el departamento de Antioquia, y tal vez en el país, para generar un marco conceptual y metodológico de referencia para

estrategias de monitoreo adaptable a otros páramos protegidos y en proceso de recuperación.

**4.3.2 Objetos de conservación y atributos ecológicos clave.** El páramo de Farallones del Citará, aunque se encuentra en un buen estado de conservación, comparte las características generales señaladas para los páramos colombianos. Por ello, sus objetos de conservación y atributos ecológicos clave podrían considerarse, *grosso modo*, los mismos a aquellos señalados en la Tabla 8. CORANTIOQUIA ha señalado como principales objetos de conservación las quebradas La Chaparrala, Los Monos y del río Pedral (que abastecen los acueductos de varios municipios aledaños), los Orobiomas subandino, andino y altoandino de ambas vertientes de la cordillera Occidental y, entre las especies endémicas amenazadas presentes en la zona de Farallones, hace mención de 18 especies de anfibios, 11 de aves, 10 de mamíferos, 4 de peces y 15 de plantas (CORANTIOQUIA, 2008; CORNARE *et al.*, s.f.).

Sin embargo, son muchas las dificultades logísticas que representa conservar y monitorear el estado de un área protegida, aún más en tan buen estado de conservación y con tan poca información acumulada como la de Farallones del Citará. Con miras a mantener su integridad ecológica (y, por tanto, proteger los procesos ecológicos), los mejores objetos de conservación que se podrían definir, además de los señalados en la Tabla 8, son tipos funcionales de diversos grupos taxonómicos (Salgado Negret, 2007). Este es un trabajo que no puede realizarse sin que se completen los inventarios de especies ni se hagan las investigaciones respectivas.

**4.3.3 Presiones y amenazas.** El complejo paramuno Citará–Tatamá posee una extensión de 158.490 ha, de las cuales 24.125 fueron transformadas en agrosistemas entre 1970 y 1990. Esto significa un incremento del 102,9% del área

de agroecosistemas y una pérdida en la cobertura de páramo cercana a las 19.000 ha. En el Cerro Caramanta se ha identificado que la mayor amenaza es la deforestación. Incluso en el Parque Nacional Natural Tatamá, a pesar de su categoría de manejo, se ha registrado una alta presión colonizadora, identificada por el incremento de la tala del bosque altoandino para la ampliación de la frontera agropecuaria, principalmente para el cultivo de amapola y ganadería extensiva (Alarcón-Hincapié *et al.*, 2002; Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008).

Específicamente dentro del área de Farallones, antes de su declaratoria existían problemas graves de contaminación de las fuentes hídricas por basuras, pulpa de café, aguas residuales, escombros y residuos químicos de los cultivos y la explotación minera (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997). En observaciones recientes se notó que hay zonas en las que la frontera agrícola, representada principalmente por cafetales, alcanza los 3.200 msnm (*Observaciones personales*). La minería, caza y extracción maderera representan amenazas, probablemente, latentes: las tres actividades hacen parte de formas tradicionales de aprovechamiento de los recursos naturales por parte de la comunidad local que se retoman sólo cuando no hay posibilidad de empleo en los cultivos de café. Mientras tanto, el café producido en las haciendas de terratenientes es, prácticamente, la única fuente de empleo y se ha introducido en la cultura local. Estos tres factores limitan el desarrollo de actividades alternativas y, en consecuencia, debilitan la economía local en el largo plazo. De ahí que plantear la diversificación económica en la zona de Farallones del Citará no parece ser una opción para disminuir las amenazas mencionadas en la sección 4.2.3 (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

**4.3.4 Estrategias de conservación.** CORANTIOQUIA ha adelantado varias iniciativas para la zonificación del área de los Farallones que se encuentra bajo su

jurisdicción, ha delineado proyectos de desarrollo sostenible con los cafeteros de la zona y ha establecido convenios con la UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA para el establecimiento de parcelas permanentes de investigación. En la misma dirección, una de las conclusiones del diagnóstico realizado por la misma Universidad fue la descripción de tres líneas de acción en las que actores y ejecutores del plan de manejo pueden centrar las estrategias de conservación, a saber: Línea de Investigación Básica, Línea Ambiental y de Manejo y Línea Socioeconómica–Legal (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

Los esfuerzos de CORANTIOQUIA por evitar que los cultivos no superen los límites altitudinales establecidos por ley son loables y bastante notorios en casi toda el área de los Farallones (*Observaciones personales*). Aún así, es importante que las actividades se enfoquen en las extensas zonas de cafetales que se encuentran en las laderas de los Farallones para que empiecen una transformación rápida a sistemas agroforestales con especies nativas (i. e. cultivos de sombrío). Un gran número de investigaciones han demostrado que dicha estrategia tiene un menor impacto sobre la integridad de los ecosistemas adyacentes y, por tanto, conduce a menores pérdidas de biodiversidad (e. g. Philpott *et al.*, 2008; Schulze *et al.*, 2004).

Además de la RFPR Farallones del Citará y el DMI Cuchilla Jardín – Támesis, otras iniciativas de conservación corresponden al AICA Bosques montanos del sur de Antioquia y el AME étnica Cuencas del río Agüita (CORANTIOQUIA, 2008; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA 1997; Morales *et al.*, 2007).

## 5. SISTEMAS DE MONITOREO EN LA ALTA MONTAÑA ANDINA: BIOINDICADORES

A lo largo de su historia, la biología de la conservación ha respondido de manera reactiva a los riesgos de extinción a los que se enfrenta la biodiversidad, por lo que se considera una disciplina de crisis (Meffe *et al.*, 1997; Primack *et al.*, 2001). Con el paso del tiempo ha sido evidente que, si los ciclos del manejo adaptativo no se cierran, se están desperdiciando los mismos recursos que se busca economizar. Tanto el equipo de trabajo como los ejecutores del plan de manejo son responsables de que todas sus etapas sean llevadas a cabo, con el fin de aprovechar los pocos recursos disponibles y tener la capacidad de obtener la información pertinente para mejorar el proyecto (Lindenmayer *et al.*, 2011; Reynolds, Thompson & Russell, 2011; Stem *et al.*, 2003). Los investigadores involucrados en la planeación, implementación y ajuste de planes de manejo son conscientes de que los sistemas ecológicos son altamente dinámicos y existen grandes vacíos en cuanto al conocimiento de los procesos y funciones que los definen. En esta medida, reconocen que aún es necesaria una gran cantidad de investigación que produzca datos que no sólo enriquezcan los inventarios de biodiversidad, sino que también amplíen el conocimiento actual sobre las interacciones inter- e intraespecíficas en todos los niveles de organización de los sistemas biológicos. Es importante que los demás actores involucrados en su conservación comprendan estas dos realidades que dominan el quehacer científico y aporten desde sus respectivas esferas de acción a la articulación e integración de los saberes en las actividades de conservación de la biodiversidad (Margoluis & Salafsky, 1998; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Reynolds, Thompson & Russell, 2011). Estas responsabilidades se materializan en la etapa de monitoreo y evaluación.

Intentar contestar las preguntas científicas y de manejo que motivan y fundamentan los planes de conservación mediante monitoreos exhaustivos de



todos los niveles de organización de la biodiversidad resulta inefectivo e ineficiente. Por tanto, es fundamental que el equipo de trabajo cuente con la información necesaria para seleccionar las variables de estado pertinentes para cada ciclo de los Estándares Abiertos. Esta información no se reduce a aspectos de la biología general del sistema bajo manejo y sus componentes, también hace referencia al desarrollo de métodos de selección y de monitoreo de las variables de estado pertinentes, dispuestos a ser estandarizados y comparables entre regiones. Durante las últimas tres décadas se ha popularizado el uso de bioindicadores como variables de estado, aunque también se ha criticado (ver sección 2.1.4. Frego, 2007; McGeoch, 1998; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Reynolds, Thompson & Russell, 2011; Stork *et al.*, 1997).

## **5.1 MONITOREO Y EVALUACIÓN DE LOS ECOSISTEMAS DE LA ALTA MONTAÑA TROPICAL**

El *monitoreo* es aquella actividad que implica una evaluación periódica de un grupo de objetos o variables de estado (i. e. aspectos del sistema usados para caracterizar su estado). La *evaluación* es el conjunto de acciones adelantadas para caracterizar el sistema y la evolución de las variables de estado antes, durante y después de una o varias intervenciones que se hayan implementado en un contexto particular. En resumidas cuentas, tanto el monitoreo como la evaluación se realizan con el fin de determinar la existencia de cambios en las variables de estado sugeridas durante la planificación, su naturaleza y su relevancia en y para el sistema (EL SALVADOR, MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; USAID & CMP, 2007; Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001). Esto significa que “el monitoreo de la biodiversidad es necesario para describir la dinámica de las comunidades y ecosistemas naturales, las consecuencias de la influencia humana, así como predecir o prevenir cambios no deseados” (EL SALVADOR, MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.).

El monitoreo y evaluación hacen parte de las fases de implementación (paso 4) y de análisis y adaptación (paso 5) de un plan de manejo adaptativo basado en los Estándares Abiertos (ver sección 2.1.2). Por tanto, la importancia del monitoreo radica en que posibilita la articulación de las fases teóricas y las prácticas en un plan de manejo, pues retroalimenta la planeación de las actividades del proyecto y representa un mecanismo de revisión del mismo. El monitoreo y evaluación funcionan como alerta temprana para los problemas potenciales del proyecto, permitiendo así calificar su desempeño por sí solo y unido a otros programas cuyos objetos y objetivos de conservación estén relacionados. Igualmente, permite evaluar la efectividad de las políticas ambientales en las que se enmarcan los mismos y plantear nuevas ideas como posibles medidas de remediación (Carignan & Villard, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Morán Montaña, Campos Arce & Louman, 2006; Stem *et al.*, 2003; Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001). En la misma línea, proporciona los resultados que las entidades financiadoras requieren para ganar confianza en el proyecto de conservación y en sus ejecutores, y continuar apoyando sus labores en pro de la protección de la biodiversidad (Reynolds, Thompson & Russell, 2011). Es así como el monitoreo de variables diagnósticas (e. g. bioindicadores) permite el mejoramiento de todo un plan de manejo, ayudando a identificar las condiciones bajo las cuales el proyecto probablemente fracasará o tendrá éxito, y, en definitiva, es lo que le confiere su carácter *adaptativo* (Carignan & Villard, 2002; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Grumbine, 1994; Lindenmayer *et al.*, 2011; Meffe *et al.*, 1997; Stem *et al.*, 2003). En suma, “los resultados de un monitoreo son inútiles si no significan una mejora en el manejo de los recursos naturales” (Morán Montaña, Campos Arce & Louman, 2006).

En resumen, las bases de datos producto del monitoreo de la biodiversidad permiten comprender el cambio de las comunidades (i. e. cómo es su estructura y qué procesos específicos la mantienen a nivel local) en el tiempo, y no sólo evaluar su respuesta a amenazas particulares, lo cual es de gran importancia para establecer puntos de referencia de cada ecosistema, en particular en aquellos

poco conocidos. De esta forma, el conocimiento espacio-temporal de la biodiversidad aumenta, permitiendo diseñar proyectos de conservación a nivel de paisaje con proyecciones de los posibles resultados a las estrategias propuestas más precisas y acordes con la realidad eco-evolutiva de cada ecosistema (Lindenmayer *et al.*, 2011; Magurran *et al.*, 2010).

Los principales objetivos de las acciones adelantadas durante el monitoreo y evaluación son: a) recopilar datos sobre las variables de estado seleccionadas que, a su vez, permitan evaluar las tendencias en el comportamiento del sistema a lo largo del tiempo, con el fin de ajustar las prácticas de manejo y las estrategias de conservación planteadas durante la planificación del proyecto (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.); b) analizar los datos obtenidos mediante las acciones de monitoreo para la realización de inferencias sobre las características generales de los ecosistemas; c) responder preguntas de investigación directamente relacionadas con los objetivos del plan de manejo, y d) brindar un trasfondo práctico que permita abordar otro tipo de preguntas relevantes en el futuro<sup>37</sup> (Lindenmayer *et al.*, 2011; Magurran *et al.*, 2010; Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001).

Como características de un plan de monitoreo y evaluación de la biodiversidad se consideran: 1) que sea *eficiente* (i. e. que requiera de una baja cantidad de recursos económicos, tiempo, especialistas y personas para la recopilación de datos), y 2) que sea *efectivo* (i. e. que la información obtenida sea lo suficientemente precisa y exacta como para contestar las preguntas y objetivos

---

<sup>37</sup> Las preguntas de investigación pueden ser de carácter científico y estar relacionadas con las estrategias de manejo. Sólo mediante el monitoreo éstas pueden abordarse y plantear nuevas preguntas que den cuenta de los intereses de todas las partes involucradas durante cada ciclo del manejo adaptativo. Por ejemplo, si al diseño del monitoreo y evaluación se integran la planificación y desarrollo de estudios que permitan establecer qué métodos se ajustan mejor al área de interés, de acuerdo con los objetos y objetivos de conservación planteados al inicio del proyecto, es posible identificar, *a priori*, aquellas estrategias que optimizan los recursos técnicos y económicos con los que cuenta el proyecto. Además, brindan información particular para el área y proyectada en el largo plazo sobre los costos operativos, los beneficios de proteger la biodiversidad y los efectos de no ejecutar el proyecto a las instituciones financiadoras. Asimismo, dado que se trata de proyectos de investigación, ofrecen datos relacionados con otros aspectos teórico-prácticos de interés para investigadores, entes administrativos ambientales y comunidad local, entre otros (Reynolds, Thompson & Russell, 2011).

planteados y, así, influya en las decisiones de manejo). Por lo demás, es necesario que un monitoreo esté completo: i. e. que incluya variables de estado a lo largo de todos los niveles de organización y aspectos de los atributos de la biodiversidad de acuerdo a los objetivos de conservación y las hipótesis de investigación que los fundamentan. Con el fin de que el plan de monitoreo cuente con estas características, es necesario que su diseño se base en las respuestas a tres preguntas básicas: *por qué*, *qué* y *cómo* monitorear<sup>38</sup>. Igualmente, tales preguntas deben estar respaldadas por una información amplia sobre los componentes y la estructura de la biodiversidad específica del área de interés y congruente con los objetivos de conservación. Obviamente, el plan de monitoreo debe ser bien ejecutado para que cumpla las funciones arriba señaladas (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Kallimanis *et al.*, 2012; Magurran *et al.*, 2010; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Stem *et al.*, 2003; Yoccoz, Nichols, & Boulinier, 2001).

Por otra parte, la selección de variables de estado debe considerar el tipo de datos compilados durante los inventarios, lo que se refiere a que, aunque los datos cualitativos facilitan la ejecución de los inventarios, la información reunida y procesada durante el monitoreo y evaluación requiere de datos cuantitativos, para así obtener resultados comparables y replicables (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001), y que conduzcan a la adaptación tanto del plan de monitoreo como del de manejo (Lindenmayer *et al.*, 2011).

En Colombia, las necesidades de monitoreo son reconocidas desde hace décadas y el interés por llevarlo a cabo se refleja, por ejemplo, a nivel político en el Plan Nacional de Páramos (MMA, 2001) y a nivel institucional en el “Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad” (Villarreal H. *et al.*,

---

<sup>38</sup> Según Yoccoz, Nichols & Boulinier (2001), el *por qué* se responde en los objetivos del plan de monitoreo (i. e. objetivos científicos o de manejo), el *qué* hace referencia a las variables de estado que se seleccionarán según los objetivos del plan de monitoreo, y el *cómo* está relacionado con la inclusión de variables de rareza y detectabilidad que afectan los protocolos típicos de muestreo para las especies seleccionadas como variables de estado.

2006). Se esperaría que esta mención por parte de oficinas gubernamentales apunte a un verdadero compromiso con respecto a la realización de los seguimientos necesarios para conservar la biodiversidad del país, no sólo por el cumplimiento de un requisito o imposición de organismos internacionales (i. e. CDB), sino por un interés y convicción genuinos por las medidas de conservación y las necesidades locales de investigación y desarrollo. Sin embargo, es muy poco lo que se ha hecho al respecto, como lo reflejan los informes publicados por diferentes instituciones gubernamentales del país (e. g. COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008; MAVDT, 2010). A la fecha, las iniciativas para los monitoreos de ecosistemas altoandinos a nivel macroecológico son adelantadas por organizaciones no gubernamentales internacionales (i. e. proyecto Global Observation Research Initiatives in Alpine environments – GLORIA y Proyecto Páramo Andino, principalmente), mientras otras locales son adelantadas por instituciones como Proaves en sus reservas privadas.

#### *Desarrollo de un plan de monitoreo.*

La planificación y ejecución de un plan de monitoreo se fundamenta en que los niveles de organización de la biodiversidad representan las variables de estado a las que se les hace el seguimiento para identificar las causas que producen cambios en sus atributos. Por tanto, “la gran diversidad biológica de Colombia, se traduce en la práctica en la existencia de un sistema instalado que permite alertas tempranas sobre el cambio ambiental, y el cual es preciso aprender a leer” (FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002) y, a futuro, podría constituirse en un sistema de bioindicación que sirva como referencia en programas de monitoreo a nivel internacional.

Cada nivel de organización de la biodiversidad presenta algunas características importantes de examinar durante la planificación del monitoreo<sup>39</sup>, ya que son determinantes en la cantidad de recursos técnicos y económicos que se precisan para ejecutar el proyecto (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f., FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002). Por esta razón, algunos de ellos representan también criterios de selección de bioindicadores (Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; McGeoch, 1998). A modo de ejemplos: a nivel genético, las unidades de estudio son muy pequeñas y esto facilita su muestreo, pero un gran número de ellas son necesarias para poder caracterizarlas y analizarlas, y se requiere de mucho tiempo y recursos económicos para lograrlo. No obstante, a nivel de paisajes, la unidad de análisis es muy grande, lo cual facilita su delimitación y reduce el número de unidades requeridas, pero dificulta su definición y medición (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.). Lo que indican estos ejemplos es que ningún nivel de organización es particularmente fácil o económico de monitorear, y cada uno comporta ventajas y desventajas frente a su medición y la información que ofrecen (McGeoch, 1998).

Inventariar y monitorear los atributos de la biodiversidad permite identificar y describir sus patrones (nivel espacial) y procesos (nivel temporal) (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.). Por tanto, centrar el proyecto en sólo uno de los niveles de organización y/o atributos durante la planificación del monitoreo no es recomendable, como lo han mencionado insistentemente los investigadores desde hace varias décadas (e. g. Brown Jr., 1997; Grumbine, 1994; Kallimanis *et al.*, 2012; Noss, 1990), a pesar de ser lo más frecuente en los proyectos y lo que se considera más económico y eficiente. Incluso se han centrado las labores en el monitoreo de especies, aun cuando se reconoce que se obtienen resultados más provechosos para el mejoramiento de la gestión del área,

---

<sup>39</sup> I. e. el tamaño de las unidades de estudio, el número de unidades requeridas en cada muestreo y a lo largo del monitoreo, la facilidad de conceptualización de las unidades, los requerimientos técnicos y económicos necesarios para la obtención de las muestras y sus resultados, entre otras.

si se utilizan otros niveles de organización (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Kallimanis *et al.*, 2012).

Para un plan de manejo es de vital importancia que la planificación del monitoreo y evaluación se desarrolle mancomunadamente entre investigadores, gestores, actores, entes administrativos locales y toda otra organización o persona interesadas en la conservación del área de interés. También es clave que haya una comunicación constante entre dichas partes para que los objetivos planteados cubran todas las preguntas de investigación de forma incluyente, inequívoca y clara. Sólo cumpliendo estos requerimientos de integración entre los interesados se asegura el éxito del proyecto (Lindenmayer *et al.*, 2011; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Reynolds, Thompson & Russell, 2011).

En resumen, un programa de monitoreo reúne las necesidades de información, los indicadores, los métodos (con referencia a las escalas espacial y temporal de los muestreos) y las responsabilidades de los involucrados (USAID & CMP, 2007). Es crucial que todas las partes involucradas en la planeación y ejecución de un plan de manejo comprendan este aspecto, lo apoyen y faciliten la inclusión de los resultados de las investigaciones en la adaptación del mismo. De igual manera, que velen por la evaluación continua de cada uno de los aspectos del proyecto (desde los objetos y objetivos de conservación hasta las estrategias propuestas y ejecutadas para cumplir las metas) es una forma de reconocer y ser consecuente con el carácter dinámico de los sistemas biológicos en todos sus niveles de organización, los mismos que se intentan proteger (Reynolds, Thompson & Russell, 2011).

Considerando que el diseño del plan de monitoreo y evaluación determina su eficacia y eficiencia, se ha sugerido que su planificación siga los pasos que se describen a continuación (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA, 2002; Lindenmayer *et al.*, 2011; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Morán Montaña, Campos Arce & Louman, 2006; Reynolds, Thompson & Russell, 2011; Stem *et al.*, 2003; Yoccoz, Nichols & Boulinier, 2001):

- 1. Definición y alcance del problema.** Establecer con claridad aquellas preguntas clave que se pretenden contestar con el monitoreo, con el fin de identificar prioridades y poder encaminar la información que se obtendrá. Para lograrlo, se formulan objetivos corroborables, se señalan el área a abarcar, las responsabilidades de cada uno de los involucrados y los recursos necesarios para alcanzar las metas, y se especifica de qué forma la información recopilada enriquecerá la gestión del área. Adicionalmente, se realizan proyecciones del estado de la biodiversidad, de acuerdo con los objetivos y estrategias de conservación propuestas.
- 2. Información de línea base.** La información concerniente al (los) nivel(es) de organización de interés para el monitoreo (según los objetivos de gestión) se recopila y se parte de allí para planear su ejecución. Los desarrolladores del proyecto deben asegurarse de que la información de referencia sea siempre confiable y actualizada. Con este fin se realiza inicialmente un *diagnóstico* o primera evaluación de las condiciones del sistema de manejo, en el que se incluyen aspectos ecológicos, sociales, institucionales, políticos y económicos, como mínimo. El diagnóstico provee información adicional a la recopilada de fuentes bibliográficas, llamada *línea base*.
- 3. Diseño experimental.** En esta etapa se desarrolla un marco teórico–práctico específico que permita alcanzar los objetivos del proyecto de acuerdo con la información de línea base. Esto implica la selección de un amplio grupo de indicadores potenciales, en concordancia con los procesos ecológicos que se desee monitorear (i. e. los objetivos y metas propuestos), la especificación de los métodos de muestreo y métricas para el análisis de los datos, y la asignación de responsabilidades entre los encargados del monitoreo. La relación estrecha entre el diseño experimental y la definición y alcance del problema es clave para que el plan de monitoreo y, en consecuencia, el de conservación, sean más efectivos.  
Los indicadores deben obedecer a la mayor cantidad de características señaladas para un buen indicador (ver sección 2.1.4), fomentar la ejecución de



acciones correctas, ser funcionales, y aportar información clara, convincente y comprensible para todas las personas involucradas. En cuanto a los métodos de muestreo, hay múltiples estrategias para recopilar las muestras que requiere un plan de monitoreo (e. g. Van der Hammen *et al.* [2002] señalan una estrategia para monitorear la respuesta de la biodiversidad altoandina al cambio climático en un gradiente altitudinal y Villarreal *et al.* [2006] detallan los métodos que consideran más adecuados para inventariar la biodiversidad colombiana).

Las métricas seleccionadas para analizar los datos deben cumplir los requisitos de una variable de estado ecológico: ser relevantes, inequívocas, comprensivas, directas, operacionales y entendibles. Tanto los métodos de muestreo como las métricas deben escogerse según su efectividad (i. e. qué tan precisos son los resultados que se obtienen a partir del método seleccionado, qué tipo de proyecciones permiten realizar, si proporcionan datos para la evaluación de los procesos generales o funciones ecológicas, etc.), los objetivos del proyecto de conservación y a los aspectos de la biodiversidad que serán monitoreados. De esta forma, los desarrolladores garantizan que de los métodos y métricas seleccionados se obtendrán muestras representativas, del tamaño adecuado y la información necesaria para tomar decisiones rápidas con respecto a la gestión y mejoramiento del plan de manejo. Los estadísticos seleccionados para el análisis de los datos obtenidos deben posibilitar la fácil identificación de las fuentes de error (e. g. error por observador de variación intrínseca del objeto) y darle la importancia correspondiente a cada una.

4. **Fase experimental.** Sin esta fase, no hay manera de cerrar el ciclo propuesto por el modelo de manejo adaptativo, y todas las labores adelantadas durante las etapas anteriores, junto con el capital técnico y económico invertido, serían en vano. A medida que se obtienen datos sobre los indicadores escogidos, éstos se comparan con aquellos registrados durante la elaboración de la línea base y se utilizan para ajustar las proyecciones del estado de la biodiversidad

a la realidad del ecosistema. Se espera que el desempeño de los indicadores mejore con el tiempo, señalando que las estrategias seleccionadas son las adecuadas.

- 5. Análisis de datos, discusión de resultados y adaptación del plan de monitoreo.** Es vital evaluar los datos obtenidos durante el monitoreo y que el análisis sea realizado de manera oportuna, ya que sólo así se justifica su realización y es posible adaptar el plan de manejo propuesto y enriquecer la información reunida durante fases anteriores. Por tanto, el análisis de datos representa la interfaz entre el monitoreo y la gestión adaptativa, al mismo tiempo que permite implementar lo que se conoce como *monitoreo adaptativo*, propuesto desde la década de 1980.

Evidentemente, la planificación del monitoreo según lo ya señalado coincide con los pasos propuestos para el desarrollo de cualquier plan de manejo (ver sección 2.1.2).

## **5.2 CRITERIOS DE SELECCIÓN DE BIOINDICADORES PARA EL MONITOREO DE ECOSISTEMAS ALTOANDINOS**

Es frecuente encontrar en la literatura un llamamiento a la individualidad de los ecosistemas, destacando el error que se comete al intentar utilizar los mismos bioindicadores que resultaron útiles en lugares lejanos al área de interés y con una historia evolutiva diferente. Ya se mencionó que los indicadores deben seleccionarse con base en el trasfondo teórico, los objetivos, los objetos de conservación y la situación social, ecológica, política y económica del área de interés (Gutiérrez, Riss & Ospina, 2004a, 2004b; Richardson & Whittaker, 2010; Severtsov, 2004; Stork *et al.*, 1997; Thompson, 2009). Para el caso de los páramos colombianos, es particularmente importante tener en cuenta tales consideraciones, pues contienen muchas especies cuya distribución es restringida a una cordillera, franja altitudinal, tipo de páramo e incluso hábitat (Muñoz-Saba, 2002; Pyrcz & Rodríguez, 2007). Por lo tanto, seleccionar bioindicadores

generales y/o aquellos que hayan funcionado en ecosistemas de otras latitudes requiere de evaluaciones previas y ajustes rápidos. En primer término, porque es poco probable que un sistema de bioindicación que se seleccione para un área poco estudiada no necesite adaptarse una vez se lleven a cabo investigaciones y se concluyan los inventarios de biodiversidad de la misma; y, en segundo, porque es fundamental que se realice una calibración del bioindicador antes de utilizarlo, así su efectividad haya sido demostrada en ecosistemas equivalentes (Brown Jr., 1997; Frego, 2007).

Para seleccionar bioindicadores, los investigadores han recurrido a métodos cualitativos y cuantitativos. En el primer caso, la selección ha estado dominada por los criterios de los investigadores, resultando en sistemas de bioindicación sesgadas por opiniones personales o basados en que los organismos señalados *a priori* como bioindicadores potenciales cumplen ciertos criterios (e. g. McGeoch, 1998). En el segundo caso, desde la década de 1970 se han desarrollado diversos índices con el fin de que la selección de bioindicadores sea objetiva, con un respaldo estadístico y, al ser aplicable a otros ecosistemas, produzca resultados comparables y estandarizados (e. g. Carignan & Villard, 2002; Dufrêne & Legendre, 1997; McGeoch & Chown, 1998). Pueden encontrarse métodos cuantitativos complejos que hacen uso de herramientas estadísticas de asociación, y sencillos que sólo se basan en diferencias significativas para la ocurrencia y/o abundancia del organismo indicador seleccionado.

En cuanto a los métodos cuantitativos, se ha propuesto usar los mismos índices de diversidad y similitud (e. g. Shannon, Jaccard y Morisita–Horn) como indicadores del estado y calidad de un hábitat o ecosistema, tanto en momentos puntuales del tiempo como en monitoreos de largo plazo. Aún así, estos valores, aunque estandarizados y comparables, no reflejan la calidad de los procesos ecológicos que se están llevando a cabo en el ecosistema y las inferencias a las que dan lugar suelen ser subjetivas e imprecisas, características no acordes con lo que se busca encontrar con los monitoreos (McGeoch, 1998; Morales & Zamora, 2006). Se ha encontrado que estos índices, al ser calculados en un grupo

taxonómico, no reflejan la diversidad de otros taxa, ni cuando se usan los mismos organismos de referencia para diferentes ecosistemas (Santi *et al.*, 2010).

Cada investigador parece tener razones de peso para preferir un método u otro, pero no se tiene conocimiento de algún estudio que compare de manera objetiva dichos criterios, los métodos o los resultados obtenidos mediante diferentes índices. Tampoco se tiene conocimiento de algún estudio cuyo objetivo sea estandarizar los resultados obtenidos mediante diferentes índices con el fin de compararlos y obtener una respuesta unificada para cada bioindicador en diferentes hábitats o bajo diversas amenazas. En este orden de ideas, no se sabe aún cuál de todos los índices puede dar mejor razón sobre la selección de bioindicadores para diversos ecosistemas, por lo que realizar un análisis que combine los métodos desarrollados para la selección de bioindicadores es una tarea que aún está pendiente. En la literatura se encuentran, sin embargo, algunas conclusiones generales: 1) los métodos analíticos cuantitativos son preferibles que los cualitativos; 2) la utilización de bioindicadores debe ser asequible a nivel logístico y económico; y 3) el bioindicador seleccionado debe ser eficiente en términos biológicos (i. e. estabilidad taxonómica, distribución adecuada y demás características señaladas en la sección 2.1.4. Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; McGeoch, 1998; Noss, 1990).

Ya se mencionó que cualquier nivel de organización o atributo de la biodiversidad puede catalogarse como bioindicador, siempre y cuando cumpla con las características señaladas en la sección 2.1.4 y demás consideraciones mencionadas. A continuación se analizan brevemente los que se encuentran en la literatura consultada.

**Aspectos moleculares y fisiológicos.** No todos los individuos de una misma especie responden de la misma forma ante un disturbio. Por esta razón, algunas variables moleculares y fisiológicas han demostrado ser útiles para entender la dinámica poblacional de una especie y su relación con un hábitat en particular. Se trata de bioindicadores cuya medición puede llegar a ser asequible, dado que están enfocados en las poblaciones locales de pocas especies, permiten

combinarse con otras variables a niveles de organización mayores sin que ello signifique mayores recursos de ningún tipo, no están sujetos al sesgo que un investigador pueda tener por un grupo taxonómico, y probar su poder predictivo puede ser más sencillo y rápido que con otro tipo de bioindicadores. Los aspectos moleculares y fisiológicos están, tal vez, mejor documentados que aspectos a nivel de población o comunidad, y no existen mayores discusiones entre los investigadores sobre los métodos para su extracción, cuantificación e interpretación. En esta medida, pueden llegar a ser bioindicadores más confiables (Farley, Kelly & Hofstede, 2004; Henry, Cosson & Pons, 2007; Hodgkinson & Jackson, 2005; Navas, 1999).

**Aspectos poblacionales.** En general, puede resultar más fácil inventariar y monitorear variables poblacionales de especies particulares, principalmente porque la literatura al respecto es abundante, es sencillo y económico enfocar los esfuerzos en sólo una o unas pocas especies, y posibilitan evaluaciones rápidas del estado general de un ecosistema. Uno de los enfoques más comunes es seleccionar especies clave, sombrilla, de distribución restringida, bandera y/o aquellas previamente asociadas a características específicas del hábitat<sup>40</sup> (Carignan & Villard, 2002; Frego, 2007; Holt & Miller, 2011; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Margalef, 1955; McGeoch, 1998). En consecuencia, el número de estudios sobre plantas, murciélagos, aves e insectos (particularmente lepidópteros y coleópteros) es muy abundante. Plantas pertenecientes a las familias Melastomataceae y Lauraceae (Morales & Zamora, 2006), briofitos (Frego, 2007), lepidópteros (Nöske *et al.*, 2008), coleópteros (Cano & Schuster, s.f.), aves (Vergara *et al.*, 2012) y murciélagos (Wilson, Ascorra & Solari, 1996),

---

<sup>40</sup> Las especies *sombrilla* son aquellas que requieren grandes áreas de hábitat adecuado para mantener poblaciones viables y, por esta razón, se creen que engloban los requerimientos de un conjunto mayor de especies (e. g. osos, lobos). Las especies *bandera* o *carismáticas* son aquellas que fácilmente pueden atraer la atención y el apoyo del público para su conservación y la de su hábitat (e. g. aves, primates). Dentro de las especies con distribución restringida se encuentran aquellas con requerimientos de hábitat específicos, endémicas, y las que son sensibles a procesos ecológicos particulares, sean éstos positivos o negativos para la integridad del ecosistema (Carignan & Villard, 2002; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000).

son sólo algunos ejemplos. La concentración de estudios en estos grupos puede deberse a que son los que cumplen la mayor cantidad de características señaladas para un “buen” bioindicador. Sin embargo, son pocas las investigaciones que evalúan sus respuestas a diversas escalas espacio-temporales, las de sus atributos o niveles de organización.

**Ensamblajes, ensamblajes y gremios**<sup>41</sup>. Se ha señalado que la composición de un ensamble, ensamblaje y/o gremio puede ser mucho más informativa sobre la integridad ecológica de un ecosistema que cualquier otra estimación de diversidad, pues un disturbio de origen natural o antrópico puede causar un aumento en la riqueza, por ejemplo, sin que ello implique que se mantenga la integridad ecológica. Similarmente, se ha encontrado que aumentos en la escala y/o frecuencia de un disturbio, afectan la estructura del grupo, por lo que en el contexto de un programa de restauración, la diversidad funcional en diferentes estratos del ecosistema (e. g. en los suelos y en la cobertura vegetal) es un buen bioindicador del proceso de recuperación (o no) en cada uno de ellos. En esta medida, un sistema de bioindicación con base en la diversidad funcional y medidas de diversidad de sus elementos puede ser mucho más apropiado para el monitoreo de la integridad ecológica que índices poblacionales. Por ejemplo, se ha documentado que el cambio en la composición del ensamble de plantas vasculares epífitas en hábitats naturales vs perturbados está relacionado con los rangos de tolerancia específicos para cada grupo de especies (Frego, 2007; Nöske *et al.*, 2008; Salgado Negret, 2007).

La utilización de ensamblajes, ensamblajes y gremios reduce la complejidad metodológica y conceptual que requiere el monitoreo de individuos, dando lugar a planes de monitoreo que han durado más de 10 años en diferentes lugares del mundo (e. g. indicadores E–P–R y DPSIR; Gabrielsen & Bosch, 2003; Levrel *et al.*,

---

<sup>41</sup> Un *ensamble* es un conjunto de especies relacionadas filogenéticamente que hacen uso de un mismo tipo de recursos en una comunidad. Un *ensamblaje* es el conjunto de especies relacionadas filogenéticamente en una comunidad. Un *gremio* o *grupo funcional* es un conjunto de especies que hacen uso de un mismo tipo de recursos en una comunidad y no están relacionadas filogenéticamente (Fauth *et al.*, 1996).

2009). Así, se ha señalado la riqueza de gremios o grupos funcionales como un buen bioindicador de diversos grupos taxonómicos superiores, en reemplazo de la riqueza de especies. Esta aproximación brinda especial importancia a los rasgos fisiológicos de las especies interactuantes y a la historia eco–evolutiva detrás de ellos que producen los procesos ecológicos en un ecosistema particular (Hodkinson & Jackson, 2005; Hoschitz & Kaufmann, 2004; Salgado Negret, 2007). Así, por ejemplo, para el monitoreo de suelos se han seleccionado a los organismos clave dentro de las funciones más importantes (e. g. descomposición) que sean fáciles de muestrear, tengan ciclos de vida cortos y baja resiliencia: lombrices, termitas, hormigas, escarabajos, colémbolos e insectos fitófagos son organismos que cuentan con dichas características, además de aquellas señaladas para un “buen” bioindicador (Hoschitz & Kaufmann, 2004).

Para concluir, se ha planteado la necesidad de contar con un mayor número de estudios de largo plazo cuyas bases de datos permitan conocer las respuestas correlacionadas de la biodiversidad a lo largo del tiempo (i. e. establecer si varias métricas de diversidad muestran los mismos patrones y si diferentes taxa responden de la misma manera; Magurran *et al.*, 2010). La oportunidad que se tiene con los páramos presentes en Farallones de Citará es casi única: teniendo en cuenta que se trata de ecosistemas altoandinos poco intervenidos y explorados, lo que se espera es que el factor humano no haya alterado los procesos y patrones propios que han moldeado su biodiversidad. Por eso, la información que podría obtenerse en el largo plazo sería de gran importancia para conocer dichos aspectos ecológicos y evolutivos de los páramos húmedos colombianos y establecer mecanismos más adecuados para el desarrollo sostenible de las comunidades asentadas en ellos.

### **5.3 CASO FARALLONES DEL CITARÁ**

En un estudio diagnóstico realizado por CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (1997), se propuso un conjunto de dípteros, coleópteros, himenópteros y lepidópteros potencialmente útiles como bioindicadores ecológicos y de diversidad para los Farallones del Citará, debido a sus requerimientos de hábitat, a que presentan distribución restringida y al potencial servicio ambiental que prestarían como control local de plagas (ver Tabla D1 en Anexo D). Algunas especies se tomaron como referencia para concluir que los bosques de la zona estaban en buen estado de conservación (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997).

Los aspectos enumerados a continuación son un resumen de las consideraciones señaladas en este trabajo que se tienen en cuenta para el desarrollo de las secciones 5.3.1 y 5.3.2:

- En el área de influencia de Farallones del Citará, la población local cuenta con fuentes de empleo muy reducidas y una muy baja valoración de la importancia biológica, ecológica y social que los Farallones representan (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997),
- La calidad de la educación en las áreas rurales del país es baja, agravando el ciclo de pobreza y, en consecuencia, la destrucción y mal aprovechamiento de los recursos naturales locales (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997),
- Dentro de las responsabilidades tanto del Estado como de los entes administrativos ambientales locales está proteger la biodiversidad y difundir la importancia de su conservación (COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008),
- Se viene llamando la atención, al menos desde el ámbito científico, sobre la importancia de articular el rol de todas las personas a quienes afecta la conservación de un área particular para asegurar el éxito de los planes de manejo que se desarrollen (e. g. CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD



- NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Lindenmayer *et al.*, 2011; McKay, Pruitt & Covich, 2009; Reynolds, Thompson & Russell, 2011),
- Colombia es uno de los países firmantes del CDB y sus instituciones tienen la responsabilidad política de cumplir con las metas planteadas. No obstante, carecen de los recursos técnicos, económicos y de congruencia política para llevar a cabo los programas de conservación ya redactados, basados en el enfoque ecosistémico ni de carácter adaptativo. Sumado a esto, a pesar de ser un país megadiverso, es poca la atención en realizar estudios de ciencia básica en algunas áreas de la biología y ecología, información necesaria para fortalecer los programas de conservación (Buitrago-Gómez *et al.*, 2002; COLOMBIA. PROCURADURÍA GENERAL PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS, 2008; Falla-Ramírez & Rolón-Domínguez, 2002; Guhl-Nannetti, 2002; Hofstede, 2002; Mena Vásconez & Hofstede, 2006; Molano-Barrero, 2009; SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA, 2004; Tiessen, 2011),
  - Los Farallones del Citará son de interés prioritario a nivel local y regional, motivo por el cual el interés común debe ser la conservación de la integridad de sus ecosistemas de alta montaña que allí se encuentran, asegurando que continúen proveyendo de servicios ambientales regulados, principalmente, a las comunidades asentadas en sus laderas (CORANTIOQUIA, 2008; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hofstede, 2002; López-Arévalo, Morales-Jiménez & Matallana, 2002; Pinto-Sánchez, Jerez & Ramírez-Pinilla, 2002),
  - Aún es poco lo que se conoce de la biodiversidad de Farallones del Citará, a pesar del esfuerzo adelantado por los entes ambientales locales y las universidades más importantes del departamento (CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA, 2009; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997),
  - En Colombia no existen programas de monitoreo a largo plazo que sirvan de referencia para tomar decisiones con respecto a las estrategias de

conservación más adecuadas para los ecosistemas del país. Disponer de esta información es crucial para conocer los procesos eco–evolutivos que han moldeado dichos patrones espacio–temporales y así implementar acciones de manejo acordes a la realidad de los ecosistemas a escalas adecuadas que no pongan en peligro su estabilidad (Kattan *et al.*, 2004; Magurran *et al.*, 2010; Meffe *et al.*, 1997; Rull *et al.*, 2007).

### **5.3.1 Estrategia de monitoreo y evaluación.**

**Diseño experimental.** De acuerdo con el panorama de presiones y amenazas señalado, es importante que cualquier iniciativa enfocada en la conservación de los ecosistemas altoandinos de los Farallones del Citará incluya estrategias para la generación de empleo en la zona que eviten la sobre–explotación de los recursos naturales y fortalezcan la relación de la población local con sus montañas. Siendo consecuentes con los planteamientos del enfoque ecosistémico y del manejo adaptativo, la base operativa de la propuesta descrita en este trabajo es la implementación de un monitoreo participativo<sup>42</sup>.

Todas las actividades relacionadas con el plan de manejo (e. g. puesta en común del marco conceptual científico o jurídico que afecta el proyecto, fechas de muestreos, etc.), así como la duración de las mismas, deben ser acordadas previamente entre el equipo de trabajo y las demás personas involucradas, quedando por escrito en un cronograma de actividades. El grado de compromiso de las partes con la conservación de los ecosistemas de alta montaña de Farallones del Citará será el principal factor que asegure el cumplimiento de lo establecido en dicho cronograma.

Para que el monitoreo fomente y fundamente un manejo adaptativo, se propone que los caminos de acceso ya establecidos a los cerros más importantes de

---

<sup>42</sup> Aquel en el que los actores participan activamente en la planificación y medición de los indicadores. Ver Anexo A.

Farallones del Citará sean utilizados como transectos<sup>43</sup>, ya que este diseño permite incluir el contexto ecológico y socioeconómico de Farallones en el proyecto de conservación. En los transectos, se señalarían estaciones de muestreo cada 100 metros de altura. En cada uno de ellos, las personas encargadas del monitoreo realizarían las mediciones acordadas para los bioindicadores seleccionados entre los acá propuestos y los factores bióticos y abióticos adicionales considerados importantes por los involucrados. Se sugiere que, por lo menos, los muestreos sean realizados en cada época del año, con el fin de evaluar la respuesta de los organismos objeto de monitoreo a la variación ambiental anual<sup>44</sup>; y que las reuniones se lleven a cabo cada tres meses.

En cuanto a los métodos de muestreo, cada nivel de organización cuenta con un amplio número de posibilidades para su colecta. De hecho, el INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN DE RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT ha desarrollado manuales dirigidos a estandarizar y homogenizar las técnicas de muestreo entre los proyectos de investigación realizados en Colombia, asegurando que los encargados de los proyectos optimicen sus recursos técnicos y económicos (Villarreal *et al.*, 2006). Lo que sí es importante resaltar es que no se deben implementar métodos relacionados con Evaluación Rápida de la Biodiversidad (RBA, por sus siglas en inglés) ni de Criterios e Indicadores (C&I), ya que son procedimientos para priorizar áreas y evaluar la sostenibilidad del manejo, respectivamente (Stork *et al.*, 1997). En cuanto a las métricas a utilizar

---

<sup>43</sup> Esto debido a que se deben proteger los procesos de los ecosistemas cuyos funcionamientos estén relacionados, dado que las decisiones con respecto al manejo de un ecosistema pueden afectar de forma indirecta a otro con el que se encuentre funcionalmente vinculado (Meffe *et al.*, 1997). Teniendo en cuenta la gran preocupación alrededor de los efectos del cambio climático sobre las especies tanto de tierras bajas como montañas, un corredor altitudinal permitiría una respuesta a nivel de distribución de las especies (Wilson, Davies & Thomas, 2009), así como estudiar y registrar el desplazamiento y sus efectos en las comunidades. Esta estrategia se sugiere, también, porque es congruente con una visión a nivel de paisaje, y tiene en cuenta el contexto ecológico y socioeconómico de la alta montaña de Farallones.

<sup>44</sup> En la sección 3.5.1 se mencionó que en Farallones la precipitación, aunque de régimen bimodal, es abundante a lo largo del año. En principio, se sugiere que la toma de datos se realice cada tres meses durante, al menos, el primer ciclo del proyecto. En adelante, la frecuencia de los muestreos queda a discreción del equipo de trabajo de acuerdo a los datos obtenidos durante el primer monitoreo.

para el análisis de los datos, es necesario que sean seleccionadas por el equipo de trabajo con la asesoría de especialistas, de acuerdo con los objetivos planteados en el plan de manejo.

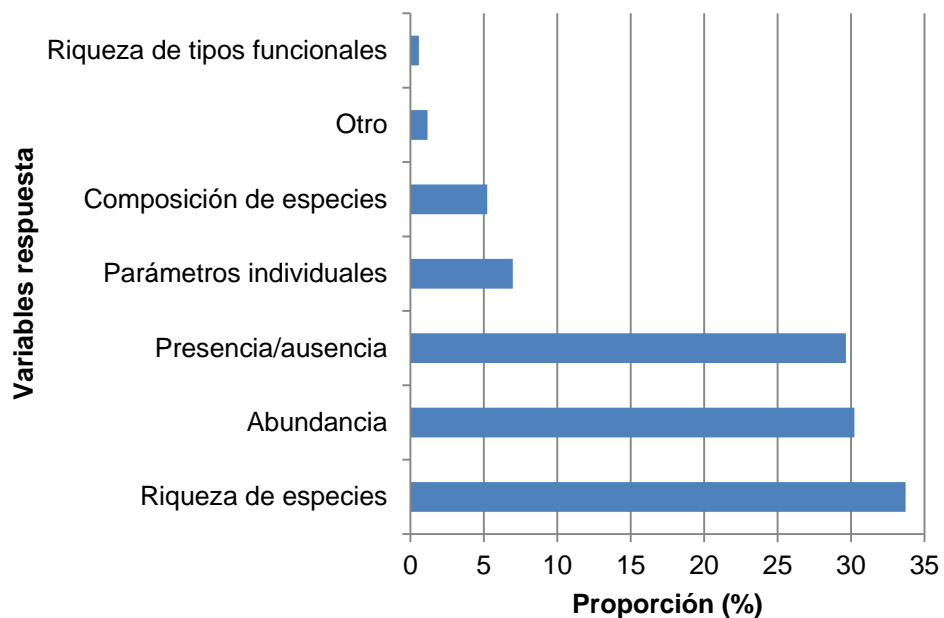
**Fase experimental.** Los investigadores serían responsables del entrenamiento de las personas directamente encargadas de los muestreos, sean estudiantes en formación, funcionarios de las entidades ambientales locales, pobladores, etc. Con miras a mantener un diálogo abierto entre las partes, sería conveniente que dentro del equipo de trabajo encargado de los muestreos esté presente al menos un funcionario de la autoridad ambiental local. Los demás actores pueden participar de los muestreos, previo entrenamiento e inscripción ante la entidad ambiental encargada.

**Análisis de datos.** Los datos se consignarían en documentos digitales y deberían tener un respaldo físico, ambos formatos modificables únicamente por las personas encargadas de cada muestreo y disponibles para cualquier persona interesada que desee consultarlos, previa petición escrita para su préstamo. Para el análisis de resultados, es preferible que los encargados sean los investigadores involucrados en el plan de manejo, y que los resultados del análisis sean compartidos durante las reuniones con el resto del equipo de trabajo.

**5.3.2 Bioindicadores.** Los resultados que se señalan a continuación son producto de una revisión amplia de literatura sobre los efectos de las amenazas señaladas en la sección 4.2.3 en diversos grupos de organismos o de rasgos individuales de las poblaciones (Figura 13). El análisis realizado es de carácter descriptivo sobre datos cualitativos (efecto positivo o negativo de la amenaza sobre el bioindicador), toda vez que los estudios consultados usan diversos métodos de análisis para evaluar la respuesta de su variable de estado (i. e. bioindicador potencial) y la amenaza, no siempre reportan un tamaño del efecto (i. e. no evalúan el comportamiento de la variable respuesta en un sistema de referencia) y en muchos casos no están descritas las amenazas o las áreas de

estudio están afectadas por muchas de ellas, siendo algunas irrelevantes para los ecosistemas altoandinos. Por estas razones, no se llevó a cabo un meta-análisis de carácter cuantitativo, pero fue posible extraer más información de los trabajos consultados (e. g. tipos de variables respuesta, nivel de organización utilizado y atributo de la biodiversidad evaluado; Figura 13 y Figura 14).

**Figura 13.** Proporción de uso de las variables respuesta<sup>45</sup> reportadas en los estudios consultados.

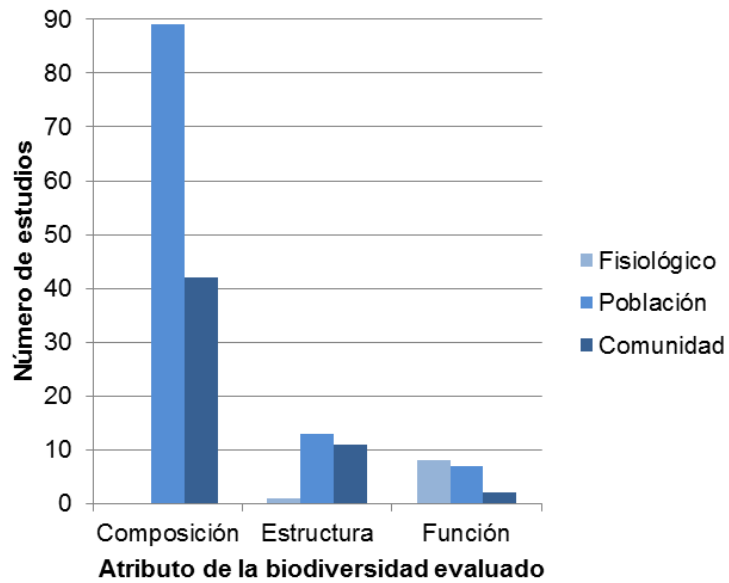


<sup>45</sup> **Definición de cada categoría.** Las variables de *riqueza* hacen referencia a la medida del número de elementos diferentes dentro del grupo seleccionado (tipos funcionales [e. g. gremios] o especies). En la categoría “Otro” se agrupan a aquellas variables respuesta encontradas una sola vez entre los trabajos consultados: Mena & Hofstede (2006) reportan que las actividades agropecuarias y la quema disminuyen la productividad ecológica, y Salgado Negret (2007) señala que la quema tiene un efecto negativo en varios rasgos funcionales y demográficos de plantas arbóreas. La riqueza de tipos funcionales no se incluye en dicha categoría. La *composición* hace referencia a la identidad de los elementos dentro del grupo seleccionado; en este caso, de las especies. La categoría “Parámetros individuales” incluye aquellos estudios en los que fueron evaluados aspectos fisiológicos de los individuos pertenecientes a las poblaciones objeto de estudio, e. g. nivel de hematocrito, simetría corporal, etc. La categoría “Presencia/ausencia” hace referencia a aquella variable respuesta que indica si el grupo seleccionado se encuentra o no dentro del área de estudio. La categoría “Abundancia” incluye aquellos estudios en los que la variable respuesta fue alguna medida estándar de abundancia poblacional, e. g. el número de individuos en una cohorte, la biomasa total, etc.

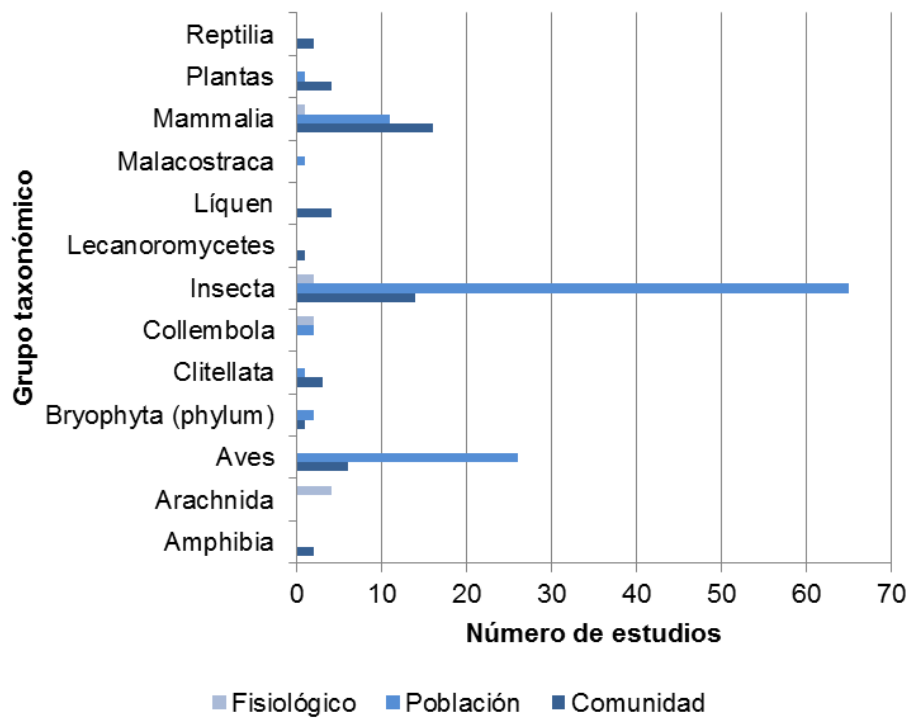
Entre los trabajos consultados se encontró una alta prevalencia de investigaciones: i) probando la utilidad de bioindicadores de diversidad previamente sugeridos; ii) evaluando el efecto de la fragmentación, la pérdida de hábitat y el cambio en el uso de la tierra en taxa ya sugeridos como buenos indicadores de biodiversidad o ecológicos, o superiores (e. g. insectos y/o aves); iii) realizadas en rangos altitudinales no mayores a los 2.800 msnm; iv) haciendo uso de variables respuesta ya señaladas por los investigadores como no apropiadas para los monitoreos, pues no dan razón sobre los cambios en aspectos funcionales de los ecosistemas (i. e. presencia/ausencia o índices de abundancia o riqueza; Figura 13); y, v) evaluando las poblaciones, principalmente, de insectos (i. e. composición a nivel poblacional; Figura 14 y Figura 15).

Los métodos seleccionados en los estudios consultados revelan un gran sesgo hacia niveles de organización y atributos de la biodiversidad que, aunque responden a una amenaza dada de manera cuantificable, no permiten hacer inferencias precisas sobre la integridad ecológica de los ecosistemas. Es decir, dejan de lado aspectos estructurales y funcionales de la biodiversidad, respondiendo a preguntas sobre la composición con índices de abundancia y riqueza, a pesar de que los investigadores han hecho las recomendaciones pertinentes para que los estudios sobre bioindicación y monitoreo abarquen varios niveles de organización y atributos de la biodiversidad de un ecosistema (Figura 13 y Figura 14). En consecuencia, el número de reportes para los efectos de las diferentes amenazas identificadas en variables que responden a la composición es significativamente mayor que aquellas para la estructura o la función. Resulta interesante que hay un mayor número de reportes de efectos positivos que negativos sobre la composición, y el caso es contrario para la estructura y la función (Figura 17). Es probable que estos resultados se hayan obtenido debido a la gran proporción de estudios cuya variable respuesta es presencia / ausencia (Figura 13).

**Figura 14.** Número de estudios evaluando cada atributo de la biodiversidad, de acuerdo con el nivel de organización estudiado.

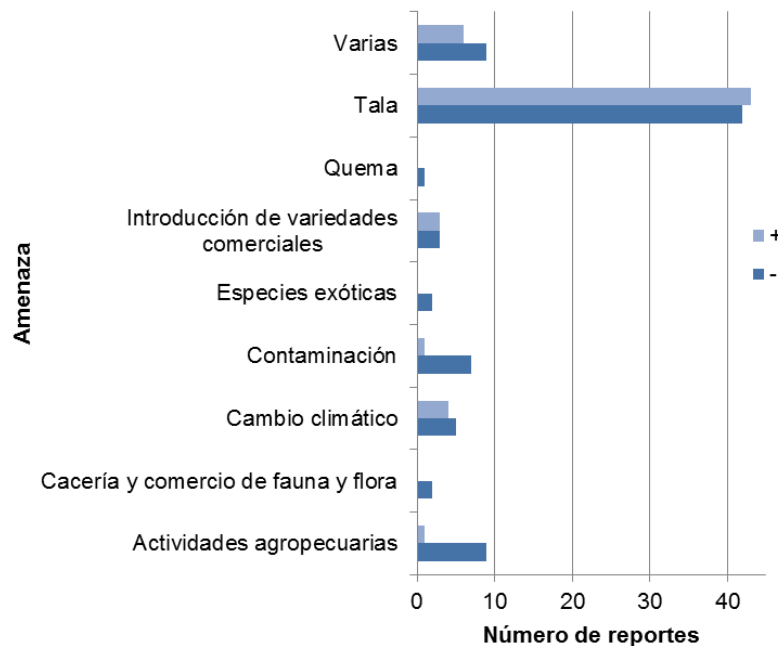


**Figura 15.** Número de estudios evaluando cada nivel de organización para los grupos taxonómicos considerados bioindicadores potenciales.



En cuanto a la evaluación de variables moleculares o fisiológicas, los estudios se enfocan en aspectos funcionales (Figura 14). Unos pocos estudios entre los consultados evaluaron el efecto del cambio en el uso del suelo sobre el flujo de energía y el ciclado de nutrientes (e. g. Farley, Kelly & Hofstede, 2004), pero este tipo de estudios aún son muy escasos en ecosistemas tropicales, más aún en aquellos de la alta montaña andina.

**Figura 16.** Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre la biodiversidad causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.

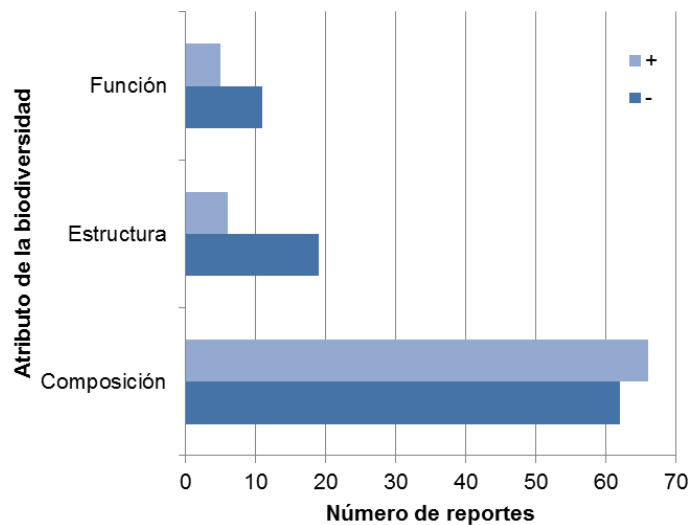


Se halla una gran tendencia a evaluar los efectos de la tala en los ecosistemas terrestres, tal vez porque los efectos de la fragmentación y pérdida de hábitat generan gran preocupación. Y no es para menos, ya que las evidencias de sus efectos negativos son abundantes. Algo similar sucede con los estudios sobre el efecto de las actividades agropecuarias y la contaminación. Sin embargo, mientras se acumula conocimiento en cuanto a sus efectos (negativos y positivos) sobre la biodiversidad, el nivel de información es muy bajo para otras amenazas



igualmente importantes y que a nivel local pueden representar un mayor riesgo para la integridad ecológica de los ecosistemas terrestres, como la quema, las especies exóticas o la introducción de variedades comerciales (Figura 16).

**Figura 17.** Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre el atributo de la biodiversidad evaluado, causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.

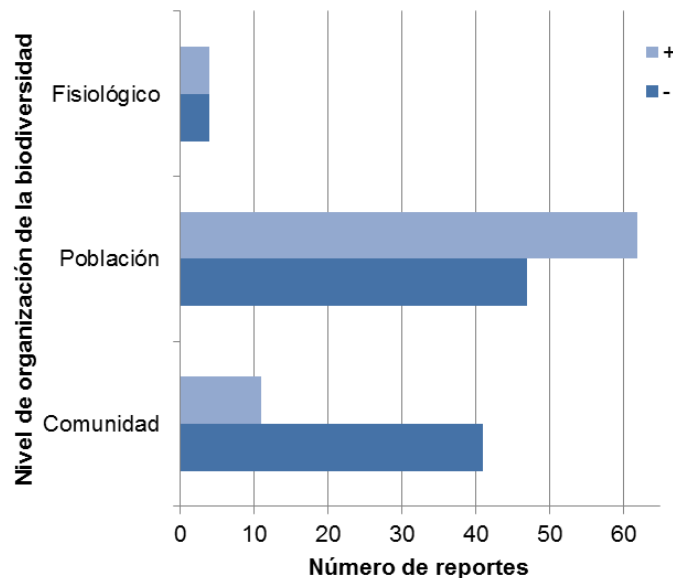


Si bien es cierto que medir el efecto de las amenazas en variables respuesta a nivel macroecológico (i. e. en poblaciones o de comunidad) puede llegar a ser más sencillo, económico y rápido que aquellas variables respuesta a nivel individual (i. e. comportamental o fisiológico), ni los investigadores ni los administradores de los recursos naturales debemos olvidar que las respuestas individuales son las primeras en darse frente a un disturbio y, en esta medida, constituyen la fuente de estrategias adaptativas de las poblaciones locales a los cambios ambientales. Sin embargo, los estudios en este sentido son pocos para las amenazas aquí analizadas (Figura 18).

En este sentido, se encontró un gran número de reportes para efectos negativos o positivos sobre la composición (Figura 17). También se encontró un mayor número de reportes de efectos positivos para el nivel de población (i. e. la especie

seleccionada como objeto de estudio) y un alto número de reportes de efectos negativos para el nivel de comunidad (Figura 18). Esto indica que aquellos disturbios que son favorables para algunas especies conducen a un recambio de especies de efecto negativo para la comunidad. La consecuencia directa de este resultado es que se alteran las redes de interacciones propias del ecosistema, cuyas repercusiones en la integridad ecológica del mismo pueden llegar a ser catastróficas, según lo discutido en secciones anteriores.

**Figura 18.** Número de estudios que reportan efectos negativos (-) o positivos (+) sobre el nivel de organización de la biodiversidad evaluado, causados por las amenazas identificadas para los páramos colombianos.



Las tendencias descritas revelan los enormes vacíos de conocimiento que tenemos con respecto al efecto de las principales amenazas que atentan contra la biodiversidad en los ecosistemas terrestres, en particular los montanos. Es evidente que si no se amplían estos límites, será difícil tener idea sobre los mecanismos de respuesta de los organismos frente a las perturbaciones (naturales o de origen antrópico) que permitan dirigir las estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad. Es posible que en Colombia no sea fácil

aprovechar las capacidades como bioindicador de los parámetros moleculares y/o fisiológicos en fauna, debido a las dificultades de transporte y a los numerosos obstáculos que la legislación colombiana ha puesto al acceso al material genético. Es claro que esta es una tarea que debe realizarse.

Ahora bien, ningún proceso de selección de bioindicadores es fácil. Es poco probable que algún parámetro, organismo o conjunto de ellos responda a una sola amenaza: las relaciones ecológicas de causalidad son complejas, y ningún ecosistema está sujeto sólo a una amenaza. Es por ello que debe escogerse un conjunto de bioindicadores que den razón de la mayor cantidad de atributos y niveles de organización como sea posible, según lo señalado en la sección 2.1.4. (EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE, s.f.; Frego, 2007)

El conjunto de bioindicadores potenciales acá propuestos surgieron de una aproximación teórica que debe enriquecerse con trabajo de campo complementario que haga posible su adaptación a los requerimientos de gestión del páramo existente en Farallones del Citará, así como la inclusión de las opiniones de los sectores institucional, político y social cuya influencia afecta las decisiones que se tomen con relación al ecosistema citado. Aún así, los resultados obtenidos permiten plantear múltiples combinaciones de taxa o grupos funcionales, adaptables a cualquier análisis situacional y fáciles de enriquecer a medida que se obtiene información adicional, a pesar de que la información acá consignada es sesgada y proveniente de ecosistemas de zonas templadas (o tropicales, pero de otros continentes). No se tiene conocimiento de un trabajo equivalente para algún ecosistema colombiano, aunque a nivel internacional se encuentra la iniciativa de Biological Indicators Partnership<sup>46</sup>, cuyos indicadores son a mayor escala y para casos más generales que los aquí presentados.

---

<sup>46</sup> <http://www.bipindicators.net/indicators>

**Tabla 11.** Grupos taxonómicos en los que se han registrado efectos negativos (-) o positivos (+) a causa de las amenazas identificadas para páramos colombianos.

**AA:** actividades agropecuarias; **CG:** cambio climático global; **CC:** cacería y comercio de fauna y flora; **CT:** contaminación; **EE:** especies exóticas; **VC:** introducción de variedades comerciales; **Q:** quema; **T:** tala; **V:** varias.

Grupo taxonómico	Amenazas										Referencias
	AA	CG	CC	CT	EE	VC	Q	T	V		
<b><i>Invertebrados</i></b>											
Arachnida		- / +									Convey, Block & Peat, 2003
Clitellata	-			-							Hodkinson & Jackson, 2005; Paoletti, 1999
Collembola		- / +		-							Convey, Block, & Peat, 2003; Hodkinson & Jackson, 2005
Insecta	-			-				- / +	-		Bouyer <i>et al.</i> , 2007; Brehm & Fiedler, 2005; CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Hilt & Fiedler, 2006; Hodkinson & Jackson, 2005; Nöske <i>et al.</i> , 2008; Schulze <i>et al.</i> , 2004
Malacostraca				-							Hodkinson & Jackson, 2005
<b><i>Vertebrados</i></b>											
Amphibia					-			-			Gardner <i>et al.</i> , 2007
Aves		-	-					- / +	-		CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, 1997; Gomes <i>et al.</i> , 2008; Schulze <i>et al.</i> , 2004; Teplitsky <i>et al.</i> , 2008
Mammalia						- / +		- / +	-		Estrada, Coates-Estrada & Meritt Jr., 1994; Medellín, Equihua & Amin, 2000; Henry, Cosson & Pons, 2007; Schulze <i>et al.</i> , 2004; Wilson, Davies & Thomas, 2009

Grupo taxonómico	Amenazas									Referencias
	AA	CG	CC	CT	EE	VC	Q	T	V	
Reptilia					–			–		Gardner <i>et al.</i> , 2007
<b>Líquenes</b>		–								Jovan, 2008
Lecanoromycetes				–						Jovan, 2008
<b>Plantas</b>		–					–			Condit, Hubbell & Foster, 1996; Convey, Block & Peat, 2003; Salgado Negret, 2007
Bryophyta				–				–		Frego, 2007; Nöske <i>et al.</i> , 2008

**Tabla 12.** Grupos funcionales (a nivel taxonómico de Clase) en los que se han registrado efectos negativos (–) o positivos (+) a causa de las amenazas identificadas para páramos colombianos.

**AA:** actividades agropecuarias; **CG:** cambio climático global; **CC:** cacería y comercio de fauna y flora; **CT:** contaminación; **EE:** especies exóticas; **VC:** introducción de variedades comerciales; **Q:** quema; **T:** tala; **V:** varias.

Grupo funcional	Amenazas									Referencias
	AA	CG	CC	CT	EE	VC	Q	T	V	
<b>Invertebrados</b>										
Insecta coprófagos								–		Schulze <i>et al.</i> , 2004
Insecta endémicos								–		Schulze <i>et al.</i> , 2004
Insecta frugívoros	–							–		Bouyer <i>et al.</i> , 2007; Schulze <i>et al.</i> , 2004
<b>Vertebrados</b>										
Aves endémicas								–		Schulze <i>et al.</i> , 2004

Grupo funcional	Amenazas									Referencias
	AA	CG	CC	CT	EE	VC	Q	T	V	
Aves frugívoras (dosel)	-					-			-	Bouyer <i>et al.</i> , 2007; Schulze <i>et al.</i> , 2004
Aves frugívoras y nectarívoras									-	Schulze <i>et al.</i> , 2004
Aves insectívoras (corteza)	-					-			- / +	Leyequién, de Boer & Toledo, 2010; Schulze <i>et al.</i> , 2004
Aves nectarívoras									-	Bouyer <i>et al.</i> , 2007; Schulze <i>et al.</i> , 2004
Aves insectívoras (facultativas / obligatorias)						+				Leyequién, de Boer & Toledo, 2010
Aves omnívoras	+					+				Leyequién, de Boer & Toledo, 2010
Mamíferos insectívoros									-	Wilson, Ascorra & Solari, 1996
<b>Plantas</b>									-	Mena Vásconez & Hofstede, 2006
Plantas del dosel									-	Schulze <i>et al.</i> , 2004
Plantas del sotobosque									-	Schulze <i>et al.</i> , 2004
Plantas vasculares epífitas									-	Nöske <i>et al.</i> , 2008
<b>Líquenes</b>		-								Jovan, 2008
Líquenes acidófilos				-						Jovan, 2008
Líquenes nitrófilos				+						Jovan, 2008

Cada sistema de bioindicación señalado en las columnas de la Tabla 11 y la Tabla 12 responde a una pregunta de investigación particular sobre el efecto de cada amenaza sobre los ecosistemas (e. g. ¿está la tala produciendo cambios significativos a nivel de composición, estructura y/o función en el ecosistema?). Por su parte, la información contenida en las filas señala a qué conjunto de amenazas puede responder el grupo taxonómico o funcional que se seleccione para el monitoreo, cuando es ésta la pregunta de investigación (e. g. ¿están los anélidos terrestres (a nivel fisiológico, poblacional o de comunidad) viéndose afectados por las actividades antrópicas en el páramo de Farallones del Citará?). En conjunto con el objetivo general de proteger la integridad ecológica de los páramos de Farallones del Citará, el equipo de trabajo podrá escoger, así, el conjunto de bioindicadores potenciales de acuerdo con las amenazas que sean más apremiantes de monitorear.

A modo de ejemplo: Se quiere monitorear el efecto de los cafetales (i. e. actividades agropecuarias, contaminación, especies exóticas, introducción de variedades comerciales y tala) en los ecosistemas altoandinos de Farallones del Citará. Se podría escoger parámetros de cualquier nivel de organización que permitan evaluar los cambios negativos en algún atributo de briofitos, anélidos terrestres, insectos, anfibios, mamíferos y/o reptiles; y cambios positivos en aves e insectos. El paso siguiente es consultar el material suplementario de este trabajo o la literatura señalada en la Tabla 11 y la Tabla 12 para seleccionar órdenes, familias, géneros o especies de cada taxa o grupo funcional, según los aspectos eco-evolutivos discutidos en secciones anteriores y la composición de la biodiversidad local, lo cual permitiría obtener resultados más precisos.

Es importante resaltar que el uso de bioindicadores no exige a los responsables del monitoreo registrar variables abióticas (e. g. temperatura del aire, temperatura del suelo, precipitación, pH, etc.): sin dichos datos se vuelve difícil la interpretación de los resultados obtenidos mediante los bioindicadores y establecer relaciones de causalidad entre el bioindicador y las amenazas. (McGeoch, 1998)

Para concluir, no existe un sistema de bioindicación único que logre dar razón sobre los efectos de las actividades antrópicas en los ecosistemas, su funcionamiento y su integridad ecológica. Sólo existen respuestas a nivel local que varían en el tiempo, que pueden encontrarse con grandes dosis de investigación rigurosa y constante, y trabajo en equipo.



## 6. CONCLUSIONES

Las poblaciones de fauna y flora de los páramos se han adaptado a las condiciones ambientales particulares para cada localidad, lo que enfatiza la importancia de conocer cada una en el mayor detalle posible a la hora de planificar y ejecutar planes de manejo. Teniendo en cuenta la premura con la que se requieren conservar los ecosistemas altoandinos, en particular los páramos, y la limitada información disponible con respecto a ellos, es posible tomar a los que presenten mejores condiciones ecológicas como puntos de referencia para el diseño de proyectos de conservación posteriormente adaptables a las condiciones de otras localidades. Dado que en Colombia se encuentra la máxima biodiversidad altoandina, los páramos de la cordillera Occidental colombiana, por estar en buen estado de conservación gracias a las dificultades geológicas para su colonización, son perfectos ejemplos de puntos de referencia para el desarrollo de estrategias de monitoreo y evaluación de la integridad ecológica de ecosistemas altoandinos húmedos.

Para tal efecto, se propone que la conservación de los bienes y servicios ecosistémicos debe planificarse con base en los procesos eco-evolutivos que garantizan la integridad ecológica del ecosistema. Dado el alto grado de desconocimiento respecto a ellos, es imperativo el desarrollo y puesta en marcha de proyectos de conservación con un enfoque ecosistémico. Para facilitar esta labor, se deben aprovechar herramientas como los bioindicadores que, aunque criticadas, han mostrado ser muy útiles al usarse como variables de estado. La utilización de especies como bioindicadores plantea diversas dificultades, principalmente de identificación taxonómica, que la hacen poco viable para un monitoreo participativo. Además, los índices de riqueza y abundancia a nivel poblacional, aunque informativos, no son apropiados para hacer inferencias sobre procesos ecológicos que se estén dando en un ecosistema. Por tanto, para el monitoreo de la integridad ecológica paramuna puede llegar a ser más apropiado

el uso de grupos funcionales (e. g. gremios), cuya identificación es más sencilla y los resultados obtenidos permiten hacer inferencias más precisas en cuanto a la integridad ecológica.

Los sesgos en cuanto a grupos taxonómicos, niveles de organización y atributos de la biodiversidad de las investigaciones y proyectos de conservación que evalúan la respuesta de bioindicadores potenciales está afectando el nivel de conocimiento disponible sobre el efecto de los factores que amenazan la biodiversidad en los ecosistemas, su integridad ecológica y los servicios ecosistémicos. En consecuencia, los proyectos de conservación, en particular aquellos con recursos económicos limitados, no tienen suficiente información para tomar decisiones acertadas en cuanto al monitoreo y evaluación. Como resultado, si se llegan a implementar estas fases del manejo adaptativo, el proyecto se vuelve más costoso aún, generando pérdida de confianza en las labores de conservación por parte de los entes financiadores actuales y potenciales. Sin embargo, el trabajo acá desarrollado demuestra que es posible la creación de marcos de referencia que permiten seleccionar sistemas de bioindicación adaptables a las necesidades locales de monitoreo, reduciendo costos técnicos y económicos, y abriendo las posibilidades de investigación, de comunicación entre actores y de conservación de la biodiversidad en el largo plazo.

## 7. RECOMENDACIONES

- Los páramos están sobre formaciones geológicas neotropicales recientes que han estado directamente afectadas por la dinámica glacial y volcánica de los últimos 100.000 años, lo que permite catalogarlos como ecosistemas jóvenes. Esto hace evidente el carácter endémico sus comunidades biológicas, resaltando la importancia de los procesos eco–evolutivos que influyeron en la composición de especies que se encuentra actualmente en ellos.
- No es claro el efecto que el hecho de considerar a los páramos como refugios o como islas puede tener sobre las estrategias de conservación. Lo que sí parece estar claro en la comunidad académica es que zonificar el territorio, para que dentro de las áreas protegidas haya conectividad altitudinal, puede ser la mejor estrategia para disminuir la tasa de extinción a nivel de paisaje.
- Los aspectos fisiológicos que han favorecido la colonización de los ecosistemas altoandinos por parte de ciertas especies son importantes factores que deben tenerse en cuenta para el monitoreo de las respuestas de los individuos ante las causas principales de extinción. Además, permitirían entender los mecanismos que subyacen a los bienes y servicios ecosistémicos a diversas escalas de organización de la biodiversidad, y a los efectos de las amenazas sobre la misma, así como proponer enfoques innovadores y proactivos para la conservación del potencial evolutivo de las poblaciones.
- A nivel ecorregional, los objetos de conservación en los páramos son los suelos y sus procesos biogeoquímicos, la fauna, la flora, la integridad ecológica del páramo para que pueda seguir proveyendo a los humanos y su industria de bienes y servicios ambientales, y el desarrollo socioeconómico sostenible de las comunidades locales. Las amenazas directas son el cambio en el uso del suelo (i. e. expansión de la frontera y actividad agropecuaria lícita e ilícita, y minería), la introducción de especies exóticas, la construcción de obras civiles, el consumo intensivo de los bienes y servicios ecosistémicos (i. e. comercio de

fauna y flora endémica, cacería y turismo) y el cambio climático global. Dentro de las fuentes de presión se destacan el aumento demográfico humano, los altos índices de pobreza reportados en las comunidades andinas, el fenómeno de privatización, el conflicto civil armado, el uso de tecnologías e insumos externos (i. e. agroquímicos, maquinaria pesada y los desarrollos biotecnológicos de variedades de papa y otras plantas cada vez más resistentes a las condiciones climáticas paramunas), la falta de investigación en aspectos básicos de la biología y ecología de los páramos, y la ausencia de recursos económicos a disposición de los organismos de control para hacer cumplir la ley en sus zonas de influencia.

- Los procesos de ocupación humana del páramo colombiano obedecen a dinámicas sociopolíticas y económicas que deben intentar solucionarse mediante un manejo participativo. Por ello, es crucial que en Colombia se lleven a cabo estudios sobre las concepciones locales de los páramos que permitan, además, incluirlas en las estrategias de conservación de la integridad ecológica paramuna y la propuesta de fuentes de empleo alternativas. Sin la inclusión de estos factores sociales en los planes de manejo para los ecosistemas de la alta montaña andina, no será posible alcanzar los objetivos planteados en los mismos. Igualmente, éstos deben articularse con proyectos de divulgación sobre la importancia del uso sostenible de los recursos, de la biodiversidad y del conocimiento local para mejorar las prácticas de uso de la tierra paramuna. Estos aspectos son abordados por el enfoque ecosistémico y han dado muy buenos resultados donde han sido implementadas las prácticas de conservación incluyentes.
- Es responsabilidad del gobierno colombiano asegurarse de que sus instituciones tengan los recursos económicos y técnicos suficientes para llevar a cabo de forma exitosa sus funciones. El problema de la conservación y uso sostenible de los recursos naturales del país no es sólo de las organizaciones gubernamentales o internacionales, así como no es un problema a nivel local. Mantener a la ciudadanía bien informada para que respalde las labores de

conservación hace posible obtener apoyo serio y duradero por parte de los sectores políticos y privados, para hacer cumplir las leyes y conseguir mayores recursos económicos y técnicos.

- La utilización de los páramos colombianos como referencia en el diseño e implementación de estrategias de monitoreo y evaluación de la integridad ecológica altoandina y su posterior ajuste a las condiciones de cada localidad, darían lugar a el desarrollo de un proyecto colectivo a escala ecorregional. En él se reunirían las variables de estado, los métodos de muestreo y análisis, y las estrategias de comunicación y de manejo participativo general y estandarizado que permitan la investigación básica en los ecosistemas altoandinos y la comparación de resultados, a la vez que fomentan el diálogo y la cooperación internacional a nivel regional.



## BIBLIOGRAFÍA

**Anónimo** (s.f.). La situación actual de los páramos.

**Agencia de Noticias, UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA.** *Nota del 15 de Febrero de 2010.* <<http://especiales.universia.net.co/galeria-de-cientificos/noticias-de-la-biodiversidad-en-colombia/nevados-colombianos-en-inminente-extincion.html>>. Fecha de consulta: 3 de Marzo de 2012.

**Alarcón-Hincapié JC; Barbosa-Castillo C; Cruz-Argüello S; Ramírez-Aguilera DP; Salazar-Holguín F; Ville-Triana J; Villa-Lopera A; Van der Hammen T.** 2002. Transformaciones de las coberturas vegetales en los páramos de Colombia: un punto de partida para la evaluación ambiental. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot & Global Climatic Tensor*, pp. 211-222. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Arbogast AF.** 2011. *Discovering Physical Geography*. Segunda edición. John Wiley & Sons, Inc.

**Beckerman A; Petchey OL; Morin, PJ.** 2010. Adaptive foragers and community ecology: linking individuals to communities and ecosystems. *Functional Ecology*, 24: 1-6.

**Boggs CL, Inouye DW.** 2012. A single climate driver has direct and indirect effects on insect population dynamics. *Ecology Letters*, 15: 502-508.

**Boitani L; Falcucci A; Maiorano L; Rondinini C.** 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 21(6): 1414-1422.

**Bolger DR; Patten MA; Bostock DC.** 2005. Avian reproductive failure in response to an extreme climatic event. *Oecologia*, 142(3): 298-406.

**Bouyer J; Sana Y; Samandougou Y; Cesar J; Guerrini L; Kabore-Zoungrana C; Dulieu D.** 2007 Identification of ecological indicators for monitoring ecosystem health in the trans-boundary W Regional park: A pilot study. *Biological Conservation*, 138: 73-88.

**Brehm G; Fiedler K.** 2005. Diversity and community structure of geometrid moths of disturbed habitat in a montane area in the Ecuadorian Andes. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 38: 1-14.

**Brehm G; Süssenbach D; Fiedler K.** 2003. Unique elevation diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest. *Ecography*, 26(4): 456-466.

**Brodie J; Post E; Laurance WF.** 2012. Climate change and tropical biodiversity: a new focus. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(3): 145-150.

**Brown Jr. KS.** 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1: 25-42.

**Buitrago-Gómez C; Carrasco-Leal JB; Moreno-Pinzón G; Olarte-Villanueva C; Pardo-Pardo E.** 2002. Cambio, uso y transformación de las actividades económicas de los ecosistemas de Alta Montaña. En: Castaño-Uribe C (ed.). *Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 274-295. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Cano EB; Schuster JC.** (s.f.) Beetles as indicators for forest conservation in Central America. *Encyclopedia of Life Support Systems – EOLSS* <<http://www.eolss.net/>> Fecha de consulta: 18 de Marzo de 2011

**Carignan V; Villard MA.** 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45-61.

**Castaño-Uribe C.** 2002. Colombia altoandina y la significancia ambiental del bioma páramo en el contexto de los Andes Tropicales: una aproximación a los efectos de un tensor adicional por el Cambio Climático Global (Global Climatic Tensor). En: Castaño-

Uribe C (ed.). *Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 27-69. IDEAM. Bogotá, Colombia

**Castaño-Uribe C; Hofstede R.** 2002. Taller de monitoreo de páramos. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen II*, pp. 15-17.

**Ceballos-Liévano JL; Martínez-Ardila N; Rincón-Romero M.** 2002a. Caracterización geomorfológica y herencia climática. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot & Global Climatic Tensor*, pp. 222-230. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Ceballos-Liévano JL; Martínez-Ardila N; Rincón-Romero M.** 2002b. Descripción geomorfológica de la Alta Montaña por zonas geográficas. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot & Global Climatic Tensor*, pp. 379-387. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Chaves ME.** 2003. La vulnerabilidad de la biodiversidad, variable en la planificación y el manejo de áreas protegidas. *En: Memorias V Congreso Interno Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt: tema áreas protegidas*, p. 227. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – IAvH. Villa de Leyva, (Boyacá), Colombia.

**Chesser RT.** 2000. Evolution in the High Andes: The Phylogenetics of Muscisaxicola Groud-Tyrants. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 15(3): 369-380.

**Christensen NL; Bartuska AM; Brown JH; Carpenter S; D'Antonio C; Francis R; Franklin JF; MacMahon JA; Noss RF; Parsons DJ; Peterson CH; Turner MG; Woodmansee RG.** 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6: 665–691.

**Cleef AM.** 2008. Humid cloud superpáramo probably acts as a plant diversity centre and as a cool refuge: the case of Nevado de Sumapaz, Colombia. *En: Van der Hammen T;*



Rangel-Ch. JO; Cleef AM (edits.). *La Cordillera Oriental Colombiana - Transecto Sumapaz*, pp. 565-593 *Studies on Tropical Andean Ecosystems / Estudios de Ecosistemas Tropandinos 7*. Cramer/Borntraeger. Berlin-Stuttgart, Alemania.

**Cody S; Richardson JE; Rull V; Ellis C; Pennington RT.** 2010. The Great American Biotic Interchange revisited. *Ecography*, 33: 326-332.

**Colinvaux PA; de Oliveira PE; Bush MB.** 2000. Amazonian and neotropical plant communities on glacial time-scales: The failure of the aridity and refuge hypotheses. *Quaternary Science Reviews*, 19: 141-169.

**COLOMBIA. PROCURADURÍA DELEGADA PARA ASUNTOS AMBIENTALES Y AGRARIOS.** (2008). *Situación de los páramos en Colombia frente a la actividad antrópica y el cambio climático*. Informe preventivo. Instituto de Estudios del Ministerio Público, Procuraduría General de la Nación. Bogotá, Colombia.

**Condit R; Hubbell SP; Foster RB.** 1996. Assessing the response of plant functional types to climatic change in tropical forests. *Journal of Vegetation Science*, 7: 405-416.

**Convey P; Block W; Peat HJ.** 2003. Soil arthropods as indicators of water stress in Antarctic terrestrial habitats? *Global Change Biology*, 9(12): 1718-1730.

**CORANTIOQUIA (Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia); UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA.** 2009. *Levantamiento de la biodiversidad biótica de la zona paramula del Cerro Caramanta en alrededores de la Laguna de Santa Rita, municipio de Andes (Antioquia)*. Programa Conservación y Manejo Sostenible de los Bosques, la Flora y la Fauna. Medellín (Antioquia), Colombia.

**CORANTIOQUIA (Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia); UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA.** 1997. *Reserva Natural "Farallones del Citará" - Estudios biofísicos y socioeconómicos preliminares*. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín. Medellín (Antioquia), Colombia.

**CORANTIOQUIA (Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia).** 2006. *Plan de Gestión Ambiental Regional - PGAR 2007-2019*. CORANTIOQUIA. Medellín (Antioquia), Colombia.

**CORANTIOQUIA (Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia).** 2008. *Farallones del Citará*. <[http://www.corantioquia.gov.co/index.php?option=com\\_content&view=article&id=187:farafarall-del-citar&catid=50:subtemcas](http://www.corantioquia.gov.co/index.php?option=com_content&view=article&id=187:farafarall-del-citar&catid=50:subtemcas)> Fecha de consulta: 19 de Agosto de 2011.

**CORNARE (Corporación Autónoma Regional de los Ríos Negro y Nare); ALCALDÍA DE MEDELLÍN; CORPOURABÁ (Corporación Autónoma Regional para el Desarrollo Sostenible del Chocó); ÁREA METROPOLITANA DEL VALLE DE ABURRÁ; GOBERNACIÓN DE ANTIOQUIA; CORANTIOQUIA (Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia); PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA.** (s.f.). *Sidap Antioquia - Sistema de Áreas Protegidas*. <<http://www.sidapantioquia.com/>>, Fecha de consulta: 5 de Noviembre de 2012

**Cortés-Lombana A.** 1996. Suelos de alta montaña con referencia particular a los suelos de páramo. *Ciencia en Desarrollo*, 3(2): 31-46.

**Crandall KA; Bininda-Emonds OR; Mace GM; Wayne RK.** 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(7): 290-295.

**Cunningham CI; James PM; Cooke JE; Coltman DW.** 2012. Characterizing the physical and genetic structure of the lodgepole pine x jack pine hybrid zone: mosaic structure and differential introgression. *Evolutionary Applications*, 5(8): 879-891.

**Cunningham MA; Johnson DH.** 2006. Proximate and landscape factors influence grassland bird distributions. *Ecological Applications*, 16(3): 1062-1075.

**Dombeck M; Wood CA.** 1997. Ecosystem management on publicly owned lands. *En: Meffe GK; Carroll CR, et al. (eds.). Principles of Conservation Biology*, pp. 367-369. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos.

**Dufrêne M; Legendre P.** 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3): 345-366.

**Ekschmitt K; Klein A; Oieper B; Wolters V.** 2001. Biodiversity and functioning of ecological communities - why is diversity important in some cases and unimportant in others? *Journal of Plant Nutrients and Soil Science*, 164: 239-246.

**EL SALVADOR. MINISTERIO DE AMBIENTE.** (s.f.). *Manual de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad*. UNDP y GEF. El Salvador

**Engel K; Tollrian R; Jeschke J.** 2011. Integrating biological invasions, climate change and phenotypic plasticity. *Commnicative & Integrative Biology*, 4(3):, 247-250.

**Escobar F; Lobo JM; Halffter G.** 2005. Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeidae: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 327-337.

**Estrada A; Coates-Estrada R; Meritt Jr. D.** 1994. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 17: 229-241.

**Falla-Ramírez P; Rolón-Domínguez E.** 2002. Proceso de ocupación y distribución poblacional y calidad de vida de los asentamientos humanos de alta montaña en Colombia. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 267-274. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Farley KA; Kelly EF; Hofstede R.** 2004. Soil organic carbon and water retention after conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems*, 7: 729-739.

**Fauth JE; Bernardo J; Camara M; Resetarits Jr. WJ; Van Buskirk J; McCollum A.** 1996. Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *The American Naturalist*, 147(2): 282-286.

**Fernández-Alonso JL.** 2002. Algunos patrones de distribución y endemismo en plantas vasculares de los páramos de Colombia. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C, Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 213-240.*

**Fjeldsa J; Lovett JC.** 1997. Geographical patterns of old and young species in African forest biota: the significance of specific montane areas as evolutionary centres. *Biodiversity and Conservation*, 6: 325-346.

**FOS (Foundations of Success).** 2009. *Miradi®* - Versión 3.0.0.

**Fragoso C; Brown GG; Patrón JC; Blanchart E; Lavelle P; Pashanasi B; Senapati B; Kumar T.** 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: The role of earthworms. *Applied Soil Ecology*, 6(1997): 17-35.

**Frego KA.** 2007. Bryophytes as potential indicators of forest integrity. *Forest Ecology and Management*, 242: 65-75.

**FUNDACIÓN BIOCOLUMBIA.** 2002. Lineamientos para definir la vulnerabilidad y adaptabilidad de los ecosistemas continentales colombianos ante la Convención de Cambio Climático. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor, pp.. 71-161. IDEAM. Bogotá, Colombia.*

**Fussman GF; Loreau M; Abrams PA.** 2007. Eco-evolutionary dynamics of communities and ecosystems. *Functional Ecology*, 21: 465-477.

**Gabrielsen P; Bosch P.** 2003. *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting.* EEA internal working paper. European Environmental Agency.

**García de Mejía M; Marín-Ramírez R; Sánchez-Lancheros F.** 2002. Hidrología y recursos hídricos en los ecosistemas de alta montaña. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot & Global Climatic Tensor*, pp. 251-267. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**García-Hoyos L; Echeverri-Calderón JF; López de Mesa-Gutiérrez G; Cardona-Osorio M.** 2000. *Identificación de indicadores ambientales, metodología para su estructuración y documentación y su uso en Antioquia*. Monografía para optar al título de Especialista en Gestión Ambiental. Universidad de Antioquia. Medellín (Antioquia), Colombia.

**Gardner T; Ribeiro-Júnior MA; Barlow J; Sauer Ávila-Pires TC; Hoogmoed MS; Peres CA.** 2007. The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna. *Conservation Biology*, 21(3): 775-787.

**Gil-Olcina A; Olcina-Cantos J.** 1997. *Climatología general*. Editorial Ariel, S. A. Barcelona, España.

**Gomes LG; Oostra V; Nijman V; Cleef AM; Kappelle M.** 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biological Conservation*, 141: 860-871.

**Gómez-Sánchez C; Rincón-Romero M; Sánchez-López R.** 2002. Caracterización de los suelos páramos de Colombia: Génesis de una transformación. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición Hotspot & Global Climatic Tensor*, pp. 230-242. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**González VH; Ospina M; Bennett D.** 2005. *Abejas altoandinas de Colombia: guía de campo*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – IAVH. Bogotá, Colombia.

**Granizo T; Molina ME; Secaira E; Herrera B; Benítez S; Maldonado Ó; Libby M; Arroyo P; Ísola S; Castro M.** 2006. *Manual de Planificación para la Conservación de Áreas, PCA*. The Nature Conservancy, USAID. Quito, Ecuador.

**Grumbine RE.** 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology*, 8(1); 27-38.

**Guhl-Nannetti E.** 2002. La sostenibilidad y los páramos. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos*. Volumen I, pp. 110-121.

**Gutiérrez JD; Riss W; Ospina R.** 2004a. Bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la Sabana de Bogotá, utilizando redes neuronales artificiales. *Caldasia*, 26(1): 151-160.

**Gutiérrez JD; Riss W; Ospina R.** 2004b. Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la Sabana de Bogotá - Colombia. *Caldasia*, 26(1): 161-172.

**Haffer J; Prance GT.** 2002. Climatic forcing of evolution in Amazonia during the Cenozoic: On the refuge theory of biotic differentiation. *Revista Estudos Avançados* 46: 1-33.

**Hakanson L; Blenckner T.** 2008. A review on operational bioindicators for sustainable coastal management - Criteria, motives and relationships. *Ocean & Coastal Management*, 51: 43-72.

**Henao-Sarmiento JE.** 2002. Las reservas forestales nacionales: una estrategia a tener en cuenta para la mitigación de los efectos del cambio climático global. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 322-326. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Henry M; Cosson JF; Pons JM.** 2007. Abundance may be a misleading indicator of fragmentation-sensitivity: The case of fig-eating bats. *Biological Conservation*, 139: 462-467.

**Hilt N; Fiedler K.** 2006. Arctiid moth ensembles along a successional gradient in the Ecuadorian montane rain forest zone: how different are subfamilies and tribes? *Journal of Biogeography*, 33: 108-120.

**Hodkinson I; Jackson JK.** 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management*, 35(5): 649-666.

**Hofstede R.** 2002. Los páramos andinos, su diversidad, sus habitantes, sus problemas y sus perspectivas. Un breve diagnóstico regional del estado de conservación de los páramos. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen II, pp. 82-109.*

**Hofstede R.** 2008. Los servicios del ecosistema páramo: una visión desde la Evaluación de Ecosistemas del Milenio. *En: Mena Vásquez P (ed.). Páramo - Servicios ambientales. Serie Páramos 24, pp. 5-18. GTP / Abya Yala. Quito, Ecuador.*

**Holt EA; Miller SW.** 2011. Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, 2(1): 6.

**Hooper DU; Solan M; Symstad A; Díaz S; Gessner MO; Buchmann N; Degrange V; Grime P; Hulot F; Mermillod-Blondin F; Roy J; Spehn E; van Peer L.** 2002. Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. *En: Loreau M; Naeem S; Inchausti P (edits.). Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives, pp. 195-208. Oxford University Press.*

**Hoschitz M; Kaufmann R.** 2004. Soil nematode communities of Alpine summits-site differentiation and microclimatic influences. *Pedobiologia*, 48: 313-320.

**Hughes C; Eastwood R.** 2006. Island radiation on a continental scale: Exceptional rates of plant diversification after uplift of the Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 103(27): 10334-10339.

**International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN.** 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Versión 2012.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> Fecha de consulta: 3 de Enero de 2013.

**Jovan S.** 2008. *Lichen bioindication of biodiversity, air quality, and climate: Baseline results from monitoring in Washington, Oregon, and California*. General Technical Report PNW-GTR-737. United States Department of Agriculture - Forest Service. Estados Unidos.

**Kallimanis AS; Mazaris AD; Tsakanikas D; Dimopoulos P; Pantis JD; Sgardelis SP.** 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? *Ecological Indicators*, 15(2012): 100-104.

**Kattan GH; Franco P; Rojas V; Morales G.** 2004. Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography*, 31: 1829–1839.

**Keppel G; Van Niel KP; Wardell-Johnson GW; Yates CJ; Byrne M; Mucina L; Schut GT; Hopper SD; Franklin SE.** 2011. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, ••: ••–••.

**Krebs CJ.** (2009). *Ecology*. Sexta edición. Pearson Education, Inc. San Francisco, Estados Unidos.

**Lasso-Sierra R.** 1996. Eoclima de los páramos andinos. *Ciencia en Desarrollo*, 3(2): 21-47.

**Laurance WF.** 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology & Evolution*, 22(2): 65-70.



**Levrel H; Kerbiriou C; Couvet D; Weber J.** 2009. OECD pressure–state–response indicators for managing biodiversity: a realistic perspective for a French biosphere reserve. *Biodiversity Conservation*, 18: 1719-1732.

**Leyequién E; de Boer WF; Toledo VM.** 2010. Bird community composition in a shaded coffee agro-ecological matrix in Puebla, Mexico: The effects of landscape heterogeneity at multiple spatial scales. *Biotropica*, 42(2): 236-245.

**Lindenmayer DB; Likens GB; Haywood A; Mieziš L.** 2011. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(12): 641-646.

**Lindenmayer DB; Margules CR; Botkin DB.** 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14(4): 941-950.

**López-Arévalo H; Morales-Jiménez AL; Matallana C.** 2002. Aproximación a los efectos de las actividades antrópicas sobre la fauna de vertebrados del páramo colombiano. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (eds.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp 465-481.*

**Lozano-Zambrano FH; Fernández F.** 2007. Aproximación al análisis zoogeográfico de las hormigas cazadoras (Hymenoptera: Formicidae) de Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 8(1): 22-31.

**Lugo AE.** 1997. Maintaining an Open Mind on Exotic Species. *En: Meffe G; Carroll CR; & colaboradores (eds.). Principles of Conservation Biology, pp. 245-247. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, USA.*

**Lutgens FK; Tarbuck EJ.** 2012. *Essentials of geology*. Décimo primera edición. Pearson Education, Inc.

**Lynch JD; Suárez-Mayorga ÁM.** 2002. Reflexiones sobre el análisis biogeográfico de los anfibios paramunos. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F;*

Rodríguez JV; Durán CL (edits.). *Memorias Congreso Mundial de Páramos*. Volumen I, pp. 241-242.

**Mace GM; Norris K; Fitter AH.** 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1): 19-26.

**MacFadden BJ.** 2006. Extinct mammalian biodiversity of the ancient New World tropics. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(3): 157-165.

**Magurran AE; Baillie SR; Buckland ST; Dick JM; Elston DA; Scott EM; Smith RI; Somerfield PJ; Watt AD.** 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(10): 574-582.

**Malagón-Castro D.** 2002. Los suelos de las regiones paramunas de Colombia y Venezuela. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos*. Volumen I, pp. 208-212.

**Margalef R.** 1955. *Los organismos indicadores en la limnología*. Universidad de Barcelona; Ministerio de Agricultura, Dirección General de Montes, caza y pesca fluvial; Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid, España.

**Margoluis R; Salafsky N.** 1998. *Measures of Success*. Island Press. Washington, D.C.

**Martínez-Nieto P.** 2002. Problemática de los cultivos ilícitos en los ecosistemas de Alta Montaña. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 295-305. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Mascia MB; Brosius JP; Dobson TA; Forbes BC; Horowitz L; McKean MA; Turner NJ.** 2003. Conservation and the Social Sciences. *Conservation Biology*, 17(3): 649-650.

**MAVDT (MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL).** 2010. *Cuarto Informe Nacional ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Bogotá, Colombia.

**McGeoch MA.** 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73: 181-201.

**McGeoch MA; Chown SL.** 1998. Scaling up the value of indicators. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(2): 46-47.

**McKay SK; Pruitt BA; Covich AP.** 2009. *Monitoring ecosystem integrity*. Proceedings of the 2009 Georgia Water Resources Conference. University of Georgia. Estados Unidos.

**Medellín RA; Equihua M; Amin MA.** 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*, 14(6): 1666-1675.

**Meffe GK; Carroll CR; y colaboradores (eds.).** 1997. *Principles of Conservation Biology*. Segunda edición. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, Estados Unidos.

**Mena Vásconez P; Hofstede R.** 2006. Los páramos ecuatorianos. *En: Moraes R. M; Ollgaard B; Kvist LP; Borchsenius F; Balslev H (edits.). Botánica Económica de los Andes Centrales*, pp. 91-109. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz, Bolivia.

**MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT.** 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute. Washington, DC., Estados Unidos.

**MMA (MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE).** 2001. *Programa para el manejo sostenible y restauración de ecosistemas de la alta montaña colombiana: Páramos*. Ministerio del Medio Ambiente - Dirección General de Ecosistemas. Bogotá, D. C., Colombia.

**Molano-Barrero J.** 2009. Diversidad ecosistémica y territorial en los páramos colombianos. *En: Congreso Nacional de Páramos*. Paipa (Boyacá), Colombia.

**Morales F; Zamora N.** 2006. *Desarrollo de indicadores ecológicos para el monitoreo y evaluación de la integridad ecológica de los bosques, en la banda media de elevación (700-1500 m) del Parque Internacional La Amistad (PILA) y zonas de influencia, Costa Rica.* Informe Final. The Nature Conservancy. Instituto Nacional de Biodiversidad, Costa Rica.

**Morales M; Otero J; Van der Hammen T; Torres A; Cadena C; Pedraza C; Rodríguez N; Franco CA; Betancourth JC; Olaya É; Posada E; Cárdenas L.** 2007. *Atlas de páramos de Colombia.* Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – IAvH. Bogotá, D. C., Colombia.

**Morán Montaña M; Campos Arce JJ; Louman B.** 2006. *Uso de Principios, Criterios e Indicadores para monitorear y evaluar las acciones y efectos de políticas en el manejo de los recursos naturales.* Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza - CATIE. Turrialba, Costa Rica.

**Mora-Osejo LE.** 2002. La necesidad urgente de mantener el equilibrio dinámico del ciclo hídrico. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 271-276.*

**Muñoz-Saba Y.** 2002. Mamíferos del páramo. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 243-252.*

**Navas CA.** 1999. Biodiversidad de anfibios y reptiles en el páramo: una visión eco-fisiológica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, 23(Suplemento especial): 465-474.*

**Nöske NM; Hilt N; Werner FA; Brehm G; Fiedler K; Sipman HJ; Gradstein SR.** 2008. Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. *Basic and Applied Ecology, 9: 4-12.*

**Noss RF.** 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology, 4(4): 355-364.*

**Obando-E MP.** (2003). Ecosistemas estratégicos – El páramo. *Revista UNIMAR*, 35: 43-47.

**Ospina G; Tocancipá J.** 2000. Los estudios sobre la alta montaña ecuatorial en Colombia. *Revista Colombiana de Antropología*, 36: 180-207.

**Paoletti MG.** 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 137-155.

**Philpott S; Arendt W; Armbrecht I; Bichier P; Diestch T; Gordon C; Greenberg R; Perfecto I; Reynoso-Santos R; Soto-Pinto L; Tejada-Cruz C; Williams-Linera G; Valenzuela J; Zolotoff JM.** 2008. Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscapes: Review of the Evidence on Ants, Birds, and Trees. *Conservation Biology*, 22(5): 1093-1105.

**Pinto-Sánchez NR; Jerez A; Ramírez-Pinilla MP.** 2002. Áreas de endemismo definidas por anfibios en los páramos de Colombia. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Urbe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 311-320.*

**Pinto-Zárate JH.** 2010. *Conservación y sostenibilidad de los ecosistemas de alta montaña en Latinoamérica: Consideraciones a partir del estudio de la vegetación paramuna colombiana.* Foro Electrónico 'Biodiversidad en Montañas' - Alianza para las Montañas y CONDESAN, Octubre 11-15 de 2010.

**Primack R; Rozzi R; Feisinger P; Dirzo R; Massardo F.** 2001. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas.* Primera edición. Fondo de Cultura Económica. México, D. F., México.

**Proyecto Páramo Andino.** (s.f.). *Biodiversidad de páramo.* "Colombia tiene páramos": <<http://www.humboldt.org.co/chmcolombia/servicios/jsp/paramos/biodiversidad.jsp>>.

Fecha de consulta: 4 de Octubre de 2011.

**Pyrz TW; Rodríguez G.** 2007. Mariposas de la tribu Pronophilini de la cordillera occidental de los Andes de Colombia (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae). *SHILAP Revista de Lepidopterología*, 35(140): 455-489.

**Rangel-Ch. JO.** 2002. Biodiversidad en la región del páramo: con especial referencia a Colombia. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 168-192.*

**Rangel-Ch. JO; Orjuela-R MA.** 2002. Prioridades de investigación en el páramo. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I, pp. 267-270.*

**Rangel-Ch. JO (ed.).** 2000. Colombia Diversidad Biótica III: La región de vida paramuna. Primera edición. Unibiblos. Bogotá, Colombia.

**Rey C; Franco-Vidal L; Castaño-Uribe C.** 2002. Estado y gestión de los páramos en Colombia. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen II, pp. 110-203.*

**Reynolds JH; Thompson WL; Russell B.** 2011. Planning for success: Identifying effective and efficient survey designs for monitoring. *Biological Conservation*, 144(2011): 1278-1284.

**Richardson DM; Whittaker RJ.** 2010. Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions*, 16: 313-320.

**Römbke J; Jänsch S; Didden W.** 2005. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 249-265.

**Rull V; Vegas-Vilarrúbia T; Nogué S; Montoya E; Cañellas N; Lara A.** 2007. Quaternary paleoclimatology, neotropical biodiversity, and potential effects of global warming. *Contributions to Science*, 3(3): 405-413.

**Salafsky N; Salzer D; Stattersfield AJ; Hilton-Taylor C; Neugarten R; Butchart SH; Collen B; Cox N; Master LL; O'Connor S; Wilkie D.** 2008. A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology*, 22: 897-911.

**Salgado Negret BE.** 2007. *Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un bosque muy húmedo tropical mesoamericano.* Tesis de Maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza – CATIE. Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación - Escuela de Posgrado. Turrialba, Costa Rica.

**Santi E; Maccherini S; Rocchini D; Bonini I; Brunialti G; Favilli L; Perini C; Pezzo F; Piazzini S; Rota E; Salerni E; Chiarucci A.** 2010. Simple to sample: Vascular plants as surrogate group in a nature reserve. *Journal for Nature Conservation*, 18: 2-11.

**Schmitz OJ.** 2007. *Ecology and Ecosystem Conservation.* Island Press.

**Schulze CH; Waltert M; Kessler PJA; Pitopang R; Shahabuddin; Veddeler D; Mühlenberg M; Gradstein R; Leuschner C; Steffan-Dewenter I; Tschardt T.** 2004. Biodiversity Indicator Groups of Tropical Land-Use Systems: Comparing Plants, Birds, and Insects. *Ecological Applications*, 14(5): 1321-1333.

**SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA.** 2004. *Enfoque por Ecosistemas.* Directrices del CDB.

**SECRETARÍA DEL CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA.** (s.f.). *The Ecosystem Approach Advanced User Guide.* Disponible en: <<http://www.cbd.int/ecosystem/sourcebook/advanced-guide/>>. Fecha de consulta: 4 de Abril de 2012:

**SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY.** 2000. *Sustaining life on Earth: How the Convention on Biological Diversity promotes nature and human well-being.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

**Severtsov AS.** 2004. Fundamental species niche: mechanisms of formation and ecological significance. *Russian Journal of Ecology*, 35(6): 357-363.

**Sklenár P; Dusková E; Balslev H.** 2011. Tropical and Temperate: Evolutionary History of Páramo Flora. *The Botanical Review*, 77: 71-108.

**Stem C; Margoluis R; Salafsky N; Brown M.** 2005. Monitoring and Evaluation in Conservation: a Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology*, 19(2): 295-309.

**Stem C; Margoluis R; Salafsky N; Brown M; WILD CONSERVATION SOCIETY; CONSERVATION INTERNATIONAL.** 2003. *A Review of Monitoring and Evaluation Approaches and Lessons Learned in Conservation. Summary Results from the Measuring Conservation Impact Initiative.* World Parks Congress - Benefits Beyond Boundaries. Durban, South Africa.

**Stork NE; Boyle TJB; Dale V; Eeley H; Finegan B; Lawes M; Manokaran N; Prabhu R; Soberon J.** 1997. *Criteria and Indicators for assessing the sustainability of forest management: Conservation of biodiversity.* Working Paper 17, Center for International Forestry Research - CIFOR.

**Straalen NM.** (1998). Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Applied Soil Ecology*, 9: 429-437.

**Suárez E.** 2009. Integridad ecológica frente a salud ecosistémica: reflexiones sobre enfoques de conservación en ecosistemas de páramo. *En:* De La Cruz R; Mena-Vásconez P; Morales M; Ortiz P; Ramón G; Rivadeneira S; Suárez E; Velázquez C. *Gente y ambiente de páramo: realidades y perspectivas en el Ecuador*, pp. 41-53. EcoCiencia - Abya Yala, Proyecto Páramo Andino. Quito, Ecuador



**Teplitsky C; Mills JA; Alho JS; Yarral JW; Merilä J.** 2008. Bergmann's rule and climate change revisited: Disentangling environmental and genetic responses in a wild bird population. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 105(26): 13492-13496.

**Thompson JN.** 2009. Which ecologically important traits are most likely to evolve rapidly? *Oikos*, 118: 1281-1283.

**Tiessen H.** 2011. Introduction. *En: Herzog SK; Martínez R; Jørgensen PM; Tiessen H (edits.). Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes*, pp. ix-xi. Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).

**Townsend CR.** 2008. *Ecological Applications: toward a sustainable world*. Blackwell Publishing.

**Trujillo-Mota DM; Amat-García G; Vargas O.** 2002. Efecto de disturbios antrópicos en las interacciones bióticas de un páramo húmedo de Colombia. *En: Ange-Jaramillo C; Castaño-Uribe C; Arjona-Hincapié F; Rodríguez JV; Durán CL (edits.). Memorias Congreso Mundial de Páramos. Volumen I*, pp. 969-982.

**Turner SJ.** 1995. Scale, observation and measurement: Critical choices for biodiversity research. *En: Boyle TJ; Boontawee B (edits.). Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests*. Proceedings of a IUFRO Symposium held at Chiang Mai, Thailand. August 27th - September 2nd, 1994. Pp. 97-111. Center for International Forestry Research (CIFOR).

**Uriarte A.** 2012. *Historia del clima de la Tierra*. Disponible en: <[http://web.me.com/uriarte/Historia\\_del\\_Clima\\_de\\_la\\_Tierra/Historia\\_del\\_clima\\_de\\_la\\_Tierra.html](http://web.me.com/uriarte/Historia_del_Clima_de_la_Tierra/Historia_del_clima_de_la_Tierra.html)>. Última fecha de consulta: 4 de Marzo de 2012.

**USAID; CMP (Conservation Measure Partnership).** 2007. Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación - Versión 2.0. Disponible en: <<http://www.conservationmeasures.org/>>

**Van der Hammen T; Pabón-Caicedo JD; Gutiérrez H; Alarcón JC.** 2002. El Cambio Global y los Ecosistemas de Alta Montaña de Colombia. *En: Castaño-Uribe C (ed.). Páramos y Ecosistemas Altoandinos de Colombia en Condición HotSpot & Global Climatic Tensor*, pp. 163-209. IDEAM. Bogotá, Colombia.

**Vargas-Ríos O.** 2002. Disturbios, patrones sucesionales y grupos funcionales de especie en la interpretación de matrices de paisaje en los páramos. *Pérez Arbelaez*, 13: 73-89.

**Vergara P; Martinez-Padilla J; Mougeot F; Leckie F; Redpath SM.** 2012. Environmental heterogeneity influences the reliability of secondary sexual traits as condition indicators. *Journal of Evolutionary Biology*, 25: 20-28.

**Villarreal H; Álvarez M; Córdoba S; Escobar F; Fagua G; Gast F; Mendoza M; Ospina M; Umaña AM.** 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Segunda edición. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt – IAvH. Bogotá, Colombia.

**Wiens JJ; Ackerly DD; Allen AP; Anacker BL; Buckley LB; Cornell HV; Damschen EI; Davies JT; Grytnes JA; Harrison SP; Hawkins BA; Holt RD; McCain CM; Stephens PR.** 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters*, 13(10): 1310-1324.

**Willis C; Ruhfel B; Primack R; Miller-Rushing A; Losos J; Davis C.** 2010. Favorable Climate Change Response Explains Non-Native Species' Success in Thoreau's Woods. *PLoS One*, 5(1): e8878.

**Wilson DE; Ascorra CF; Solari S.** 1996. Bats as indicators of habitat disturbance. *En: Wilson DE; Sandoval A (edits.). Manu, the biodiversity of southeastern Peru*, pp. 605-618. Editorial Horizonte. Lima, Perú

**Wilson RJ; Davies ZG; Thomas CD.** 2009. Modelling the effect of habitat fragmentation on range expansion in a butterfly. *Proceedings of the Royal Society B*, 276: 1421-1427.

**Yoccoz NG; Nichols JD; Boulinier T.** 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8): 446-453.

**Zerebecki R; Cascade J.** 2011. Temperature Tolerance and Stress Proteins as Mechanisms of Invasive Species Success. *PLoS One*, 6(4): e14806.

## ANEXO A. GLOSARIO

**Amenaza (macrovectores de desarrollo, impulsores o motores).** Actividades de origen antrópico que afectan la ocurrencia espacial y manifestaciones de los niveles de organización de la biodiversidad (MAVDT, 2010). Se caracterizan por ser dinámicos en el tiempo y el espacio, modificándose o dando origen a nuevas prácticas de acuerdo a la evolución socioeconómica de la sociedad. En consecuencia, su influencia sobre los ecosistemas también es variable en magnitud e intensidad. (Guhl-Nannetti, 2002) Se dividen en *amenazas directas* y *factores contribuyentes*.

**Amenaza directa.** Actividades humanas que directamente causan (en pasado, presente o futuro) daño de algún tipo (i. e. destrucción, degradación o detrimento) en el objeto de conservación (Salafsky *et al.*, 2008; USAID & CMP, 2007). Por tanto, podrían ser controlados y modificados por la sociedad en el corto plazo (Guhl-Nannetti, 2002). Cuando las actividades humanas alteran fenómenos naturales y ambientales o agravan su efecto sobre la biodiversidad, éstos se consideran amenazas directas (Salafsky *et al.*, 2008; USAID & CMP, 2007). Las amenazas directas resultan equivalentes a lo que Guhl-Nannetti (2002) llama *macrovectores directos* y, a pequeña escala espacio-temporal, a lo que Vargas-Ríos (2002) señala como *eventos catastróficos*. En los Estándares Abiertos se recomienda diferenciar las *amenazas críticas*, aquellas sobre las que el equipo de trabajo debe actuar de manera prioritaria (USAID & CMP, 2007).

**Área de endemismo (*Hot Spot*).** Áreas geográficamente restringidas con alto endemismo a nivel de especie, importante pérdida de hábitat y crecimiento rápido de las poblaciones humanas presentes.

**Atributo ecológico clave.** Aspecto de la biología o ecología de un objeto de conservación cuya ausencia o alteración conduciría a la pérdida directa o la degradación extrema del objeto a través del tiempo. Los atributos ecológicos clave son utilizados como referencia para caracterizar y evaluar el estado actual del objeto de conservación, e identificar las presiones que actúan sobre él. Con base en la información disponible sobre los atributos, se escogen los indicadores que permitan hacer una valoración de su estado y, por extensión, del objeto de conservación. Con este fin se establecen rangos de variación aceptable para los indicadores, los cuales guiarán las estrategias de conservación a seguir y señalarán el estado al cual se quiere llevar cada objeto de conservación (i. e. la meta). Cada atributo puede pertenecer a una de tres categorías: *Tamaño* (medida del área o abundancia del objeto de conservación), *Condición* (medida de los atributos de la biodiversidad descritos por Noss [1990]) y *Contexto paisajístico* (medida de los procesos macroecológicos del ecosistema, regímenes y de conectividad entre los componentes del paisaje). (FOS, 2009; Granizo *et al*, 2006; USAID & CMP, 2007)

**Bienes ecosistémicos.** Aquellos elementos de la biodiversidad de los que puede hacerse uso directo (e. g. fuentes de alimento o de medicinas, material de construcción o manufactura, etc.) y por ello son valorados en términos económicos, sociales o culturales. (Mace, Norris & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; Schmitz, 2007; Townsend, 2008)

**Biodiversidad o Diversidad biológica.** Definida por la CBD como: “la variabilidad entre todos los distintos seres vivos, incluyendo, *inter alia*, los ecosistemas terrestres, los marinos y los otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte. Esto incluye la diversidad dentro de una especie, entre especies y la de los ecosistemas”.

**Bioindicador.** Herramienta científica que hace uso de un conjunto de atributos ecológicos (i. e. a nivel estructural, de composición o funcional) como variables de estado para evaluar la biodiversidad total o cualquier otra propiedad de un ecosistema que, por alguna razón (logística, presupuestal y/o técnica), no puede medirse de forma más directa. Es decir, es un análisis que busca aplicar el conocimiento científico al manejo de las interacciones ecológicas para determinar cuantitativamente el éxito o fracaso de las estrategias de manejo implementadas en mantener la diversidad o integridad de un ecosistema. (Carignan & Villard, 2002; Holt & Miller, 2011; Lindenmayer, Margules & Botkin, 2000; Margalef, 1955; McGeoch, 1998; Römbke, Jänsch & Didden, 2005; Straalen, 1998)

**Capacidad de intercambio catiónico (CIC).** Capacidad que tiene un suelo para retener y liberar cationes (i. e. iones positivos), en función de su contenido en arcillas y materia orgánica (y su grado de descomposición). La CIC se mide en términos de la suma de las concentraciones en partes por millón (ppm) y generalmente se expresa en términos de miliequivalentes gramo (de hidrógeno) por 100 g de coloide. Las arcillas son coloides que están cargadas negativamente y se enlazan fuertemente a cationes bivalentes (como el calcio y el magnesio), por lo que suelos con mayores concentraciones de arcillas exhiben capacidades de intercambio catiónico mayores (mayor retención de iones positivos). La materia orgánica enlaza débilmente a los cationes, lo cual reduce la CIC del suelo (mayor liberación de iones positivos). En los suelos, los cationes de mayor importancia son el calcio, el magnesio, el potasio, el amonio, el sodio y el hidrógeno, debido a su rol en el crecimiento de las plantas. En los suelos ácidos, se encuentran altas concentraciones de hidrógeno y aluminio.

**Ciclos de Milankovitch.** Expansión y retirada cíclica de los grandes mantos glaciares durante el Pleistoceno. Descritos por el astrofísico Milutin Milankovitch en varias publicaciones al principio del siglo XX. La influencia gravitatoria de otros planetas y del Sol sobre la Tierra produce modificaciones cíclicas en algunos

parámetros astronómicos del movimiento de nuestro planeta, a saber, “(a) la relación del momento de los equinoccios y de los solsticios con respecto al momento de mayor o menor lejanía de la Tierra al Sol (*precesión de los equinoccios*); (b) la forma ligeramente elíptica de la órbita terrestre (*excentricidad de la órbita*); y (c) la inclinación del eje de rotación de la Tierra (*oblicuidad del eje*)” (Uriarte, 2012). El cambio en estos parámetros causa, a su vez, variaciones en la cantidad de radiación solar recibida en cada latitud y durante cada estación. Cada ciclo de Milankovitch puede tener un efecto climático diferente en cada latitud. (Uriarte, 2012)

La *precesión de los equinoccios* hace referencia al cambio del momento en el que ocurre el perihelio y el afelio (actualmente suceden en enero y julio, respectivamente; hace 11.000 el perihelio sucedía en junio y el afelio en diciembre). Este ciclo se repite cada 23.000 años y se debe a que la Tierra no es perfectamente esférica, y por eso el eje de rotación del planeta describe “una figura cónica alrededor de una recta perpendicular al plano de la eclíptica” (Uriarte, 2012). Adicionalmente, el resto de los planetas del Sistema Solar ejercen una fuerza gravitatoria sobre la Tierra, causando un lento movimiento de rotación de la eclíptica terrestre. La actual configuración de la órbita de nuestro planeta ayuda a que las diferencias térmicas entre estaciones del hemisferio norte sean leves, que aquellas del hemisferio sur sean altas, y que haya una compensación energética (por radiación solar) entre estaciones. Se considera que configuraciones pasadas de la órbita terrestre causaron modificaciones en el reparto estacional de la energía solar, influyendo en los procesos de glaciación y deglaciación del planeta. (Uriarte, 2012)

La excentricidad de la órbita se refiere a los cambios en las distancias en el afelio y el perihelio. Se utiliza el parámetro  $e$  para medir la proporción entre las distancias y se ha calculado que  $e$  tarda entre 100.000 y 400.000 años en alcanzar máximos y mínimos. La forma de la órbita afecta la cantidad de radiación solar que la Tierra recibe, en especial la diferencia de energía solar recibida durante el perihelio y el afelio, la cual es mayor cuando la excentricidad es máxima, y mínima

cuando e también lo es. “El aumento de la excentricidad de la órbita terrestre provoca el incremento del contraste verano-invierno en un hemisferio y la reducción de ese contraste en el otro, dependiendo en cada caso de las estaciones en que ocurran el afelio y el perihelio” (Uriarte, 2012).

La *oblicuidad del eje* cambia gradualmente durante 41.000 años y es la razón de la diferencia en cuanto a la cantidad de energía recibida en cada estación. Entre mayor sea el ángulo de inclinación terrestre, mayor será la diferencia estacional, y viceversa. Para algunos investigadores, los ciclos de glaciación – deglaciación durante el Pleistoceno se deben a la periodicidad de este parámetro astronómico. (Uriarte, 2012)

**Enfoque ecosistémico o por ecosistemas.** Aproximación metodológica que integra las perspectivas ecológica, social e institucional sobre un ecosistema con el propósito de proteger o restaurar sus atributos (i. e. composición, estructura y función) en el largo plazo (Grumbine, 1994; Meffe *et al.*, 1997).

**Equipo de trabajo.** Grupo de personas que están involucradas directamente en la planificación y ejecución del proyecto de conservación, y puede referirse a un conjunto de individuos o instituciones (Salafsky *et al.*, 2008). Es decir, son aquellas personas que tienen funciones y responsabilidades específicas dentro del proyecto. Por tanto, además de este equipo, se encuentran actores y asesores o evaluadores. Aunque en algunos textos la definición de “grupo de trabajo” y “actores” parece ser la misma, en este trabajo se trata al término *actores* como las personas, grupos o instituciones que se ven involucradas indirectamente en el proyecto de conservación debido a la relación que tienen con el(los) objeto(s) de conservación y podrían verse afectados por las actividades propuestas en el proyecto. Sin embargo, no participan directamente en él, aunque su apoyo es crucial para el éxito del mismo (USAID & CMP, 2007). Los asesores y evaluadores son aquellos profesionales a los que el grupo de trabajo acude para “obtener retroinformación honesta y asesoría” (USAID & CMP, 2007).



**Estándares Abiertos para la Práctica de la Conservación.** Planteamiento cíclico iterativo basado en resultados aplicable a la planeación y ejecución de proyectos de gestión para el manejo de la biodiversidad y los recursos naturales. (Margoluis & Salafsky, 1998; Stem *et al.*, 2003; USAID & CMP, 2007)

**Estrategias (actividades, acciones, medidas o intervenciones) de conservación.** Conjunto de actuaciones que el equipo de trabajo o actores plantea para que, en suma, reduzcan las amenazas y se aprovechen las oportunidades, con el fin último de alcanzar los objetivos y metas del proyecto de conservación. Las estrategias pueden actuar de forma directa sobre cualquiera de los factores anteriormente descritos, incluido el objeto mismo de conservación. (Salafsky *et al.*, 2008; USAID & CMP, 2007) En general, corresponden a actividades de monitoreo, prevención, mitigación y restauración (o corrección) (Chaves, 2003).

**Factores contribuyentes (motores o causas de cambio).** Actividades que promueven, impulsan o permiten la existencia de las amenazas directas, es decir, subyacen a ellas. Usualmente están representados por aspectos sociales, económicos, políticos, institucionales o culturales. En consecuencia, generalmente son resultado de las acciones realizadas en otros lugares y se encuentran fuera de la regulación social local en el corto y mediano plazos. Normalmente, se los divide en *amenazas indirectas* o *fuentes de presión*, aquellos factores que tienen un efecto negativo, y *oportunidades*, aquellos factores que tienen un efecto potencialmente positivo. Las fuentes de presión equivalen a los *macrovectores* o *motores indirectos*. Pueden originarse y tener efecto a escala global, regional o local. (Guhl-Nannetti, 2002; Margoluis & Salafsky, 1998; MAVDT, 2010; Salafsky *et al.*, 2008; USAID & CMP, 2007)

**Indicadores ambientales.** Especies o grupos de especies que responden de manera predecible, inmediatamente observable y cuantificable, a disturbios o cambios en el ambiente. Se han incluido en esta categoría los organismos llamados centinelas, detectores, acumuladores y de bioensayo. (McGeoch, 1998)

**Indicadores de diversidad.** Aquellos grupos taxonómicos (e. g. genes, tribus, familias, órdenes o algún otro grupo taxonómico superior) o funcionales cuya diversidad refleja alguna medida de diversidad (e. g. diversidad genética, riqueza de especies o niveles de endemismo) de otros taxa superiores en un hábitat o grupo de hábitats. (McGeoch, 1998)

**Indicadores ecológicos.** Aquellos taxa, ensamblajes o gremios mediante los cuales se demuestran los efectos de algún factor de cambio específico en el ambiente (e. g. alteración del hábitat, fragmentación y cambio climático) sobre los sistemas bióticos pues representan la respuesta de al menos un subconjunto de otros organismos a aquellas presiones. (McGeoch, 1998)

**Integridad ecológica.** Capacidad de un ecosistema de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptativa, balanceada e íntegra con una composición y diversidad de especies y una organización funcional comparable a aquellas presentes en una comunidad de un ecosistema similar e inalterado de la región (Carignan & Villard, 2002; Suárez, 2009).

**Modelo conceptual.** Diagrama que ilustra una serie de relaciones entre ciertos factores que se cree impactan o conducen a una condición de interés. Está conformado por la *condición de interés* o *variable dependiente*, los *factores* o *variables independientes*, las *actividades* y las *relaciones* que representan supuestos vínculos entre los elementos anteriores. Para ser un buen modelo conceptual, la propuesta debe representar un cuadro situacional de la localidad, mostrar sólo los más relevantes y principales factores y amenazas directas e

indirectas, estar basado en datos e información sólidos, y ser el resultado de un trabajo en equipo. (Margoluis & Salafsky, 1998)

**Monitoreo participativo.** Aquel en el que los actores participan activamente en la planificación y medición de los indicadores. Incluye la comunicación de los resultados mediante reuniones entre el equipo de trabajo, investigadores, funcionarios de las entidades ambientales locales y demás actores. El monitoreo participativo, a su vez, fomenta la incorporación de los sectores sociales afectados por el plan de manejo, la valoración del conocimiento que ellos puedan aportar al proyecto y el análisis asociativo de los datos obtenidos. (Lindenmayer *et al.*, 2011; Morán Montaña, Campos Arce & Louman, 2006)

**Neotrópico o Región neotropical.** Porción del continente americano situado entre los trópicos de Cáncer (23° 27' N) y de Capricornio (23° 27'S). Se considera una de las regiones más biodiversas de la Tierra. (Rull *et al.*, 2007)

**Objeto de conservación.** Especies, poblaciones o comunidades biológicas, hábitats o ecosistemas, procesos ecológicos o evolutivos relacionados con alguno de ellos que el proyecto intenta conservar o restaurar. El objeto de conservación enfoca al proyecto en un lugar específico o en las prácticas que atentan contra su diversidad y/o existencia. Con base en él se identifican las amenazas y se definen los objetivos, las estrategias y el plan de monitoreo. (Granizo *et al.*, 2006; Salafsky *et al.*, 2008; USAID & CMP, 2007)

**Orobioma.** Tipo de bioma especial definido por la presencia de montañas que cambian el régimen hídrico y forman cinturones o fajas de vegetación de acuerdo a su incremento en altitud.

**Páramo.** Orobiomas endémicos de la alta montaña neotropical andina de vegetación abierta (típicamente, pajonales) que cubren la franja altitudinal ubicada

entre el bosque altoandino y el límite inferior de las nieves perpetuas, i. e. aproximadamente entre los 3.200 y los 4.100 msnm (Anónimo, s.f.; Cortés-Lombana, 1996; MMA, 2001; Rangel-Ch., 2002). Presentan un mosaico edáfico, de geoformas y condiciones climáticas que producen “una gama riquísima de nichos, hábitats y entornos ecológicos” (Cortés-Lombana, 1996). Sus características de altitud y orográficas convierten a los páramos en el equivalente biológico neotropical de las tundras boreales (Lasso-Sierra, 1996). Sus características están profundamente determinadas por las condiciones locales, lo cual obliga a realizar verificaciones en campo para confirmar la naturaleza paramuna zonal o azonal (MMA, 2001).

**Presión.** Aquellos “síntomas” de degradación de los atributos ecológicos clave causados directa o indirectamente por las actividades humanas. Las presiones no son una amenaza por sí mismas, sino que representan el resultado de aquellas actividades que causan la alteración de algún atributo del(los) objeto(s) de conservación (Granizo *et al.*, 2006; Salafsky, 2008; USAID & CMP, 2007). Pueden identificarse por sí solas o identificando qué atributos clave están o estarán degradados. Esta condición a futuro se considera cuando se está procurando diseñar un manejo proactivo y las estrategias señaladas para este caso no se estén planeando para el ciclo en cuestión, sino para posteriores oportunidades (FOS, 2009).

**Servicios ecosistémicos.** Aquellas actividades asociadas al nicho ecológico de las especies (e. g. polinización, descomposición, etc.) que representan un beneficio para los humanos (Mace, Norris & Fitter, 2012; Meffe *et al.*, 1997; Schmitz, 2007; Townsend, 2008).

**Sistema de bioindicación.** Conjunto coherente de indicadores en el que cada uno esté relacionado con una presión particular y, en conjunto, aporten mayor información sobre el ecosistema evaluado (Straalen, 1998).

## ANEXO B. ELEMENTOS Y PRINCIPIOS DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO

Elementos (Grumbine, 1994; Meffe et al., 1997):

1. **Contexto jerárquico.** Centrarse en sólo un nivel de organización de la biodiversidad no es suficiente, pues ningún nivel puede ser manejado o manipulado sin afectar los demás. Por tanto, las conexiones entre ellos deben encontrarse y entenderse.
2. **Límites ecológicos.** El trabajo en pro del manejo de la biodiversidad debe enfocarse en los límites ecológicos, pero abordando también los límites administrativos y políticos.
3. **Integridad ecológica.** Es necesario “proteger la diversidad nativa completa (genes, poblaciones, especies, comunidades, ecosistemas) en conjunto con los patrones y procesos ecológicos que crean y mantienen dicha diversidad” (Meffe et al., 1997).
4. **Información base.** El enfoque ecosistémico requiere de una gran cantidad de información científica, social y económica proveniente de investigaciones y colecta de datos. Esto debido a que los datos científicos permiten tomar decisiones informadas.
5. **Monitoreo.** Es necesario el seguimiento cuantitativo de los resultados de las acciones implementadas, siendo éste un aspecto crítico del manejo adaptativo. “El monitoreo debe estar relacionado con indicadores cuidadosamente seleccionados que reflejen los objetivos de manejo” (Meffe et al., 1997).
6. **Manejo adaptativo.** El reconocimiento del dinamismo ecológico y de nuestro conocimiento limitado sobre los sistemas biológicos centra la atención del manejo en el proceso de aprendizaje y lo convierte en un medio de experimentación fuente de conocimiento. Por tanto, permitir la incorporación de nuevos datos posibilita que tanto el proyecto como las personas

encargadas de su ejecución sean flexibles y puedan adaptarse a la incertidumbre propia del manejo.

7. **Cooperación interinstitucional.** Debido a que el manejo se realiza dentro de límites ecológicos, ninguna entidad debe encargarse por sí sola del proyecto y la toma de decisiones. Es importante que tanto los investigadores como las instituciones y demás actores logren unificar los objetivos de manejo.
8. **Cambio en las organizaciones.** Es necesario que las entidades encargadas del manejo de los recursos tengan una estructura y métodos de operación flexibles para lograr implementar un enfoque ecosistémico.
9. **Las sociedades incorporadas en la naturaleza.** Los humanos influyen de manera fundamental los procesos y patrones ecológicos; así como los ecosistemas afectan a las sociedades. Por tanto, deben ser incluidos y sus opiniones tenidas en cuenta en el manejo de los recursos desde el principio y a lo largo de él.
10. **Valores.** “A pesar del rol del conocimiento científico, los valores humanos juegan un papel dominante en los objetivos del enfoque ecosistémico” (Grumbine, 1994).

Principios (Dombeck & Wood, 1997):

1. Mantener la productividad y diversidad de los sistemas ecológicos.
2. Recopilar y usar la mejor información científica disponible como pilar para tomar decisiones de manejo.
3. Involucrar al público en el proceso de planeación y coordinar las actividades con instituciones públicas y privadas, así como con propietarios de los terrenos.
4. Determinar los estados deseados a futuro con base en consideraciones históricas, ecológicas, económicas y sociales.
5. Minimizar y reparar el daño realizado a los ecosistemas.
6. Implementar una aproximación interdisciplinaria en el manejo de los recursos naturales.

7. Basar la planeación y el manejo en metas y objetivos a largo plazo.
8. Reunir aquellas partes aisladas y fragmentadas del paisaje.
9. Poner en práctica el manejo adaptativo. Ser flexible y estar dispuesto a cambiar a medida que se dispone de nueva información.

**ANEXO C. DESCRIPCIÓN DE ELEMENTOS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS DE LOS  
PÁRAMOS COLOMBIANOS:  
DATOS ADICIONALES**

**Tabla C1.** Régimen y cantidad promedio de precipitación en páramos según cordilleras y vertientes de los Andes colombianos, y la correspondiente vegetación dominante. Tomado de Rangel-Ch. (2002).

<b>Coordillera</b>	<b>Vertiente</b>	<b>Régimen de precipitación</b>	<b>Precipitación anual promedio (mm)</b>	<b>Vegetación dominante</b>
Oriental	Oriental	Unimodal-biestacional	5.581	Chuscal
	Occidental	Unimodal- biestacional	3.927	Frailejona
Central	Oriental	Bimodal-tetraestacional; trimodal-hexaestacional	8.316,33	Frailejona
	Occidental	Bimodal-tetraestacional	5.117	Pajona
Occidental	Oriental	Bimodal-tetraestacional	4.609	Chuscal
	Occidental	Bimodal-tetraestacional	6.000	Chuscal



**Tabla C2.** Tipo de vegetación y especies dominantes para cada zona de la alta montaña andina colombiana, señalando algunas características. Según Alarcón-Hincapié *et al.* (2002), Cortés-Lombana (1996) y Rangel-Ch. (2002).

Zona	Tipo de vegetación	Vegetación dominante
Altoandina	Bosques achaparrados	<p>“Arbolitos” de 8 – 10 m dominados por una o dos especies</p> <p><b>Asteraceae:</b> <i>Gynoxys</i> y <i>Dipostephium</i>  <b>Clethraceae:</b> <i>Clethra</i> (tibar)  <b>Cunoniaceae:</b> <i>Weinmannia</i> (<i>W. microphylla</i>, <i>W. glabra</i>; encenillos)  <b>Elaeocarpaceae:</b> <i>Vallea stipularis</i>  <b>Rosaceae:</b> <i>Hesperomeles ferruginea</i> (mortiños); <i>Polylepis</i> (<i>P. sericea</i>, <i>P. quadrijuga</i>, <i>P. incana</i>)  <b>Saxifragaceae:</b> <i>Escalonia myrtilloides</i> (rodamonte)  <b>Scrophulariaceae:</b> <i>Buddleja incana</i>  <b>Winteraceae:</b> <i>Drimys granadensis</i></p>
Subpáramo	Frailejonales – Rosetales	<p>Estrato arbustivo emergente</p> <p><b>Asteraceae:</b> <i>Diplostephium</i>, <i>Monticalia</i>, <i>Gynoxys</i>, <i>Libanothamnus</i>, <i>Ruilopezia</i> y <i>Espeletia</i> (<i>E. grandiflora</i>, <i>E. lopezi</i>, <i>E. phaneractis</i>, <i>E. hartwgiana</i>, <i>E. schultzei</i>, <i>E. spicata</i>, <i>E. lutescens</i>, <i>E. timotensis</i>, <i>E. pycnophylla</i>) o <i>Espeletiopsis</i>  <b>Brassicaceae:</b> <i>Draba</i> (<i>D. cheiranthoides</i>, <i>D. cryophilla</i>, <i>D. litamo</i>, <i>D. alyssoides</i>)  <b>Bromeliaceae:</b> <i>Puya</i> (<i>P. santosii</i>, <i>P. goudotiana</i>, <i>P. nitida</i>, <i>P. trianae</i>, <i>P. clava-hercules</i>)  <b>Clusiaceae:</b> <i>Hypericum</i> (<i>H. laricifolium</i>, <i>H. ruscooides</i>, <i>H. juniperinum</i>)  <b>Ericaceae:</b> <i>Pernettya</i>, <i>Vaccinium</i>, <i>Bejaria</i> y <i>Gaultheria</i></p>

Zona	Tipo de vegetación	Vegetación dominante
		Gramíneas en macollas. Explotación ganadera extensiva
	Pastizales – Pajonales	<b>Poaceae:</b> <i>Calamagrostis</i> ( <i>C. effusa</i> , <i>C. recta</i> , <i>C. toluensis</i> ), <i>Agrostis</i> ( <i>A. toluensis</i> , <i>A. nigritella</i> , <i>A. venezolana</i> ), <i>Aciachne</i> ( <i>A. acicularis</i> , <i>A. pulvinata</i> ), <i>Festuca</i> ( <i>F. dilichophylla</i> , <i>F. procera</i> ), <i>Poa</i>
	Turberas	Estrato rasante o herbáceo pobre en cobertura. Sobre cuerpos de agua y zonas en proceso de colmatación  <b>Plantaginaceae:</b> <i>Plantago</i> <b>Sphagnaceae:</b> <i>Sphagnum</i>
Páramo	Chuscales zonales <sup>5</sup>	Agregados de bambúes. Buenos ejemplos se encuentran en los páramos del Nevado del Huila (c. Central) y macizo de Tatamá (c. Occidental). Muchas veces, alrededor de cuerpos de agua  <b>Poaceae:</b> <i>Chusquea</i> ( <i>Ch. spencei</i> , <i>Ch. tessellata</i> , <i>Ch. latifolia</i> ) o <i>Neurolepis</i> ( <i>N. aristata</i> , <i>N. aperta</i> )
	Frailejonales – Rosetales <sup>+</sup>	Estrato arbustivo emergente. Asociación denominada <i>Espeletion</i>  <b>Asteraceae:</b> <i>Espeletia</i> ( <i>E. grandiflora</i> , <i>E. lopezzi</i> , <i>E. phaneractis</i> , <i>E. hartwegiana</i> , <i>E. schultzei</i> , <i>E. spicata</i> , <i>E. lutescens</i> , <i>E. timotensis</i> , <i>E. pycnophylla</i> , <i>E. argentea</i> , <i>E. uribei</i> ) o <i>Espeletiopsis</i> , <i>Libanothamnus</i> y <i>Ruilopezia</i> ; <i>Senecio</i> <b>Brassicaceae:</b> <i>Draba</i> ( <i>D. cheiranthoides</i> , <i>D. cryophilla</i> , <i>D. litamo</i> , <i>D. alyssoides</i> ) <b>Bromeliaceae:</b> <i>Puya</i> ( <i>P. santosii</i> , <i>P. goudotiana</i> , <i>P. nitida</i> , <i>P. trianae</i> , <i>P. clava-hercules</i> ) <b>Gentianaceae:</b> <i>Gentiana</i> <b>Grossulariaceae:</b> <i>Escallonia</i> <b>Rosaceae:</b> <i>Alchemilla</i> <b>Violaceae:</b> <i>Viola</i>

Zona	Tipo de vegetación	Vegetación dominante
Páramo	Matorrales	<p>Arbustos, predominio de elementos leñosos altos (2 – 3 m). Los cordones de ericáceas son denominados “uverales” o “mortiñales”, y corresponden a estados sucesionales tempranos</p> <p><b>Asteraceae:</b> <i>Espeletia</i>, <i>Diplostephium</i> (<i>D. revolutum</i>, <i>D. floribundum</i>), <i>Monticalia</i> (<i>M. vernicosa</i>, <i>M. andicola</i>), <i>Ageratina</i> (<i>A. tinifolia</i>, <i>A. sternbergiana</i>), <i>Baccharis tricuneata</i>, <i>Pentacalia vernicosa</i>, <i>Loricaria colombiana</i></p> <p><b>Clusiaceae:</b> <i>Hypericum</i> (<i>H. laricifolium</i>, <i>H. juniperinum</i>, <i>H. stenopetalum</i>)</p> <p><b>Ericaceae:</b> Cordones de <i>Pernettya</i>, <i>Vaccinium</i>, <i>Gaultheria</i>, <i>Macleania rupestris</i> y <i>Cavendishia</i></p> <p><b>Fabaceae:</b> <i>Lupinus</i></p> <p><b>Plantaginaceae:</b> <i>Aragoa</i> (<i>A. cupressina</i>, <i>A. corrugatifolia</i>)</p> <p><b>Poaceae:</b> pajonales de <i>Calamagrostis effusa</i> y chuscales de <i>Chusquea tessellata</i></p> <p><b>Rubiaceae:</b> <i>Arcytophyllum nitidum</i></p> <p><b>Scrophulariaceae:</b> <i>Calceolaria</i></p>
		<p>Estrato rasante o herbáceo pobre en cobertura. Sobre cuerpos de agua y zonas en proceso de colmatación</p> <p><b>Apiaceae:</b> <i>Azorella</i> (<i>A. pedunculata</i>, <i>A. aretioides</i> y <i>A. crenata</i>), <i>Cotopaxia whitei</i>, <i>Eryngium humile</i>, <i>Lilaeopsis schaffneriana</i>, <i>Niphogeton</i> (<i>N. lingula</i>, <i>N. josei</i>), <i>Oreomyrrhis andicola</i></p> <p><b>Asteraceae:</b> <i>Werneria humilis</i></p> <p><b>Caryophyllaceae:</b> <i>Arenaria</i>, <i>Cerastium</i></p> <p><b>Cyperaceae:</b> <i>Oreobolus</i> (<i>O. goeppingeri</i>, <i>O. venezuelensis</i>)</p> <p><b>Dryopteridaceae:</b> <i>Elaphoglossum</i></p> <p><b>Juncaceae:</b> <i>Distichia muscoides</i></p> <p><b>Plantaginaceae:</b> <i>Plantago rígida</i></p>
Superpáramo	Prados – Turberas – Tremedales o agrupaciones de plantas vasculares en cojín	

Zona	Tipo de vegetación	Vegetación dominante
		Arbustiva, con predominio de elementos leñosos
		<b>Aquifoliaceae:</b> <i>Ilex</i>
		<b>Asteraceae:</b> <i>Senecio canescens</i> , <i>Diplostephium</i> ( <i>D. revolutum</i> , <i>D. floribundum</i> ), <i>Monticalia</i> ( <i>M. vernicosa</i> , <i>M. andicola</i> ), <i>Ageratina</i> ( <i>A. tinifolia</i> , <i>A. sternbergiana</i> ), <i>Baccharis</i> ( <i>B. tricuneata</i> , <i>B. rupicola</i> , <i>B. caespitosa</i> , <i>B. padifolia</i> , <i>B. caldasiana</i> ), <i>Pentacalia vernicosa</i> , <i>Loricaria</i> ( <i>L. colombiana</i> , <i>L. complanata</i> ), <i>Aphanactis piloselloides</i> , <i>Espeletia</i> , <i>Gynoxys</i>
		<b>Brassicaceae:</b> <i>Draba</i>
	Matorrales	<b>Caryophyllaceae:</b> <i>Arenaria</i> , <i>Cerastium</i>
		<b>Clusiaceae:</b> <i>Hypericum</i> ( <i>H. laricifolium</i> , <i>H. juniperinum</i> , <i>H. stenopetalum</i> )
Superpáramo		<b>Dryopteridaceae:</b> <i>Elaphoglossum</i>
		<b>Ericaceae:</b> Cordones de <i>Pernettya</i> , <i>Vaccinium</i> , y <i>Gaultheria</i>
		<b>Fabaceae:</b> <i>Lupinus</i>
		<b>Plantaginaceae:</b> <i>Aragoa</i> ( <i>A. cupressina</i> , <i>A. cogurraifolia</i> )
		<b>Polygonaceae:</b> <i>Muehlenbeckia</i>
		<b>Rubiaceae:</b> <i>Arcytophyllum nitidum</i>
		Líquenes y briófitas: <i>Barthramia</i> , <i>Andreaea</i> , <i>Herbertus</i> y <i>Umbilicaria</i> .
		Gramíneas en macollas
	Pastizales – Pajonales	<b>Poaceae:</b> <i>Calamagrostis</i> ( <i>C. effusa</i> , <i>C. recta</i> , <i>C. toluensis</i> ), <i>Agrostis</i> ( <i>A. toluensis</i> , <i>A. nigritella</i> , <i>A. venezuelana</i> ), <i>Aciachne</i> ( <i>A. acicularis</i> , <i>A. pulvinata</i> ), <i>Festuca</i> ( <i>F. dilichophylla</i> , <i>F. procera</i> ), <i>Aristida</i>

<sup>s</sup> Algunas especies (e. g. *Ch. latifolia*) se encuentran desde los 500 msnm formando los mismos agregados que en tierras altas. Por tanto, esta asociación no es exclusiva de páramos.

<sup>+</sup> Los frailejones pueden encontrarse desde los 2600 msnm en páramos azonales (características climáticas y edáficas particulares).

**Tabla C3.** Géneros de mariposas pertenecientes a la tribu Pronophilini (Nymphalidae, Satyrinae) presentes en Colombia, con anotaciones sobre su distribución. Adaptado de Pycrz & Rodríguez (2007).

N: norte, S: sur, W: occidente, E: oriente, C: centro, SNSM: Sierra Nevada de Santa Marta, SP: Serranía del Perijá, depto.: departamento  
Localidades: Monte Socorro (Valle del Cauca); Farallones del Citará (Antioquia), Farallones de Cali (Valle del Cauca); SNSM (Magdalena, Guajira, Cesar), Frontino (Antioquia); Tamá (Santander); río Patía (Nariño); Serranía del Perijá (Santander, Mérida [Venezuela]); Tatamá (Chocó, Risaralda, Valle del Cauca); PNN Munchique (Cauca)

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>Apexacuta orsedice colombiana</i>	?		+		Única especie del género en Colombia
<i>Arhuaco ica</i>				++	Única especie del género en Colombia
<i>Corades</i>	7 especies en la cordillera W colombiana, 6 de ellas con amplia distribución				
<i>C. lactefusa</i>	+				Extremo SW del país
<i>C. lilaceus</i>	+				Extremo SW del país
<i>C. ulema mirianae</i>			+		Extremo SE del país
<i>C. iduna peruviana</i>	?				Probable en extremo SW del país
<i>C. dymantis</i>	+				Probable endémica del páramo de Frontino
<i>Corderopedaliodes symmachus</i>				++	
<i>Corderopedaliodes corderoi</i>			+		De distribución amplia (desde Tamá hasta Perú)
<i>Daedalma dinias</i>	+				En zonas C–N de la cordillera
<i>Daedalma drusilla dora</i>	+				En zona C de la cordillera
<i>Daedalma parvomaculata</i>	++				Endémica para la vertiente W de la cordillera
<i>Daedalma inconspicua</i>		+			
<i>Daedalma sp.</i>	+				En el extremo SW del país, al S del río Patía

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>Dangond dangondi</i>			++		Única especie del género en Colombia. Endémica de SP
<i>Eretris</i>					11 especies del género en Colombia. Además de <i>E. apuleja</i> , <i>E. encycla</i> y <i>E. calisto</i> , se encuentran otras 2 especies de amplia distribución en la cordillera W
<i>E. depresissima</i>	++				Endémica del depto. Chocó
<i>E. lecromi</i>	++				Endémica del depto. Chocó
<i>E. apuleja</i>	+				Amplia distribución
<i>E. encycla</i>	+				Amplia distribución
<i>E. calisto</i>	+				Amplia distribución
<i>E. centralis</i>	?		+		Distribución hasta Ecuador, en el borde superior del bosque nublado
<i>Ianussia maso</i>	+	+	+		Única especie del género en Colombia. Se encuentra también en el macizo de Tamá y en la cara E de los Andes ecuatorianos. Se considera escasa y local, infrecuentemente observada o colectada
<i>Indioneurula</i>		++	++		Género endémico también de Tamá, improbable de encontrarlo en páramos de la cordillera W
<i>Junea dorinda</i>	+				Amplia distribución
<i>Junea doraete</i>	+				Amplia distribución
<i>Lasiophila</i>					6 especies del género en Colombia
<i>L. zapatoza sombra</i>	++				Endémica del depto. Valle del Cauca
<i>L. prosymna prosymna</i>		+	+		
<i>L. circe farallonensis</i>	+				Única subespecie conocida de la sección N de la cordillera W (Farallones del Citará, 2.800-3.600 msnm)

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>L. cirse cnephas</i>		+			
<i>L. phalaesia alce</i>	+				Al W del río Patía
<i>L. ciris</i>	+				Al W del río Patía
<i>L. orbifera intercepta</i>			+		Extremo SE de los Andes de Colombia
<i>Lymanopoda</i>	24 especies del género en Colombia, la mayoría de amplia distribución (e. g. <i>L. obsoleta</i> , <i>L. albocincta</i> y <i>L. labda</i> ). Sólo 8 se encuentran en la cordillera W, las demás son endémicas de SNSM, SP y las cordilleras E y C. <i>L. melia</i> es propia del ecotono bosque nublado-páramo.				
<i>L. panacea</i>	+	+	+		Exclusiva de las vertientes E de los Andes
<i>L. labineta</i>	+				
<i>L. zebra</i>	++				En Farallones de Citará y cerro Tatamá. Pertenece a un grupo monofilético conformado por <i>L. huilana</i> , <i>L. melia</i> , <i>L. hazelana</i> , <i>L. caracara</i> y <i>L. ichu</i> . Habita páramos abiertos y vuela en el mismo tipo de hábitat que otras dos especies de Pronophilini endémicas de páramo de la cordillera W: <i>Neopedaliodes yeyo</i> y <i>Pedaliodes tatama</i> (especies endémicas de páramo de la cordillera). Se considera el equivalente ecológico en la cordillera W de <i>L. huilana</i> .
<i>L. huilana</i>			+		Distribución hasta Ecuador
<i>L. ionius gargantua</i>	++				Restringida a Monte Socorro y Tatamá
<i>Maenerbia</i>	15 especies del género en Colombia. El centro de diversidad de este género se encuentra en la vertiente SE de los Andes colombianos (9 especies)				
<i>M. inderena</i>	+				
<i>M. franciscae</i>	+				

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>M. germaniae</i>	+				
<i>M. golondrina</i>	+				Ecuatoriana, entra al país por el extremo SW hasta el río Patía
<i>Mygona irmina</i>	+				Única especie del género en Colombia. Propia del depto. Cauca
<i>Neopedaliodes</i>					8 especies del género en Colombia. El centro de diversidad de este género se encuentra en Ecuador y S de Colombia. En el país se encuentran 2 especies endémicas de la cordillera E, 2 de la cordillera C y 2 en depto. Nariño
<i>N. yeyo</i>	++				Única especie de la cordillera W. Reportada sólo en crestas rocosas de Farallones del Citará, 3.700–3.820 msnm. Única especie de la sección N de la cordillera y del género que habita páramo (las demás son propias del ecotono bosque nublado–páramo, en una estrecha franja entre 2.800–3.200 msnm), exclusiva de pastizales paramunos
<i>Oxeoschistus simplex</i>	+				
<i>Oxeoschistus isolda</i>	++				Endémica de depto. Chocó y Ecuador
<i>Oxeoschistus protogenia</i>			+		Extremo SE de los Andes colombianos
<i>Oxeoschistus leucospilos</i>			+		Extremo SE de los Andes colombianos
<i>Oxeoschistus simplex triplex</i>	++				Aparentemente endémica de la parte C–N de vertientes W de la cordillera
<i>Panyapedaliodes</i>					8 especies del género en Colombia, 7 de ellas en la cordillera W
<i>P. mucosa tambito</i>	+				También en el extremo NW de Ecuador
<i>P. drymaea atropulla</i>	+	+			Amplia distribución
<i>P. phila</i>	+		+		



Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>P. phila philaenis</i>	+				En Farallones de Citará, PNN Munchique, Farallones de Cali, extremo NW y vertientes E del C de Ecuador, y depto. Nariño
<i>P. phila combeima</i>		+			
<i>P. traceyannae</i>	+		+		Normalmente se encuentra a 2.800–3.200 msnm, en Farallones de Citará se encuentra a 3.000 msnm. También al S de Ecuador
<i>Paramo oculata</i>				++	Única especie del género en Colombia
<i>Pedaliodes</i>					72 especies del género en Colombia, 28 de ellas se encuentran en la cordillera W (12 especies y 4 subespecies endémicas). Las no-endémicas de la cordillera W están presentes en las 3 cordilleras y en Ecuador. <i>P. manis</i> y <i>P. praxithea</i> tienen distribución casi panandina tropical. <i>P. preamontagna</i> tiene amplia distribución y es una especie común y co-dominante de la comunidad del género. <i>P. porcia</i> es una especie de la franja superior del bosque nublado, por encima de 2600 msnm hasta 3200-3400 msnm, en el mismo hábitat que <i>P. hebena</i> , <i>P. parranda</i> y <i>P. preamontagna mateo</i> . <i>P. zingara</i> presenta muy amplia distribución
<i>P. pacifica</i>	++				Endémica de la franja inferior e intermedia del bosque nublado de la vertiente del Pacífico
<i>P. poema</i>	++				Endémica de la franja inferior e intermedia del bosque nublado de la vertiente del Pacífico
<i>P. ximoi</i>	++				Se encuentra a más de 2.800 msnm, cerca del ecotono bosque-páramo, con distribución discontinua confinada a altos macizos aislados (Tatamá, Farallones de Citará y de Cali, y Munchique)

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>P. tamana</i>	++				Se encuentra a más de 2.800 msnm, aparentemente endémica de Tatamá (Farallones del Citará), habita en la franja superior del bosque nublado y prepáramo en pajonales paramunos. Está emparentada con <i>P. hebena</i> y <i>P. ximoi</i> . Pertenece a un grupo alopátrido conformado por <i>P. pheretias</i> , <i>P. fassli</i> , <i>P. arnotti</i> , <i>P. hardyi</i> y <i>P. negreti</i> .
<i>P. parranda</i>	++				Se encuentra a más de 2800 msnm, cerca del ecotono bosque-páramo, con distribución discontinua confinada a altos macizos aislados (Tatamá, Farallones de Citará y de Cali, y Munchique).
<i>P. fassli</i>	++				Se encuentra a más de 2.800 msnm, cerca del ecotono bosque-páramo, con distribución discontinua confinada a altos macizos aislados (Tatamá, Farallones de Citará y de Cali, y Munchique). Reemplazo alopátrido de <i>P. tatama</i> en la parte CN de la cordillera: presenta casi la misma estructura de la genitalia que <i>P. tatama</i> y las mismas preferencias ecológicas.
<i>P. hebena</i>	+	+			Se encuentra al S de la cordillera (Farallones de Cali), hasta el extremo N de Ecuador
<i>P. antigua</i>	+				En la vertiente W de la cordillera y en Venezuela
<i>P. preamontagna preamontagna</i>		+	+		Su distribución está entre los 2.600–3.000 msnm sin llegar hasta el límite superior del bosque
<i>P. porcia banghaasi</i>	++				Probablemente endémica de Farallones del Citará
<i>P. porcia porcia</i>	+	+			Amplia distribución. En la cordillera C es simpátrida con otras dos especies: <i>P. rudnyi</i> y <i>P. sp.</i> También se encuentra en el NW y CNE de Ecuador

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>P. praemontagna mateo</i>	+				Descrita con base en ejemplares capturados en Farallones de Citará. Posiblemente presenta poblaciones en las vertientes del Pacífico del N de Ecuador
<i>Praepronophila petronius</i>	+				Endémica de la vertiente del Pacífico, Panamá y Costa Rica
<i>Praepronophila perperna</i>	+				También se encuentra en Venezuela
<i>Proboscis propylea</i>	?	+	+		Única especie del género en Colombia. En el depto. Huila y en las vertientes del río Magdalena. Habita en la franja superior del bosque nublado en zonas poco accesibles. Probable presencia en la cordillera W, debido a su ocurrencia en la vertiente W en Ecuador
<i>Pronophila</i>	4 especies del género en Colombia, 3 de ellas presentan distribución amplia alcanzando la cordillera W colombiana ( <i>Pr. unifasciata</i> , <i>Pr. epidipnis</i> y <i>Pr. orcus</i> )				
<i>Pr. juliani</i>				++	
<i>Pseudomaniola</i>	El centro de diversidad del género se encuentra al S de Perú y Bolivia				
<i>Ps. loxo</i>	+				
<i>Ps. lisa</i>	++				Endémica de la vertiente W de los Andes, en Chocó colombiano y ecuatoriano
<i>Ps. phaselis</i>	+				
<i>Ps. phaselis pholoe</i>	+				Aparentemente endémica del N de la cordillera
<i>Steremnia monachella</i>	+	+	+		Muy amplia distribución en las 3 cordilleras colombianas, Ecuador, Perú y Bolivia
<i>Steremnia selva</i>	+				
<i>Steremnia pronophila</i>			+		Distribución restringida a la vertiente E de los Andes colombianos y es reemplazo alopátrido de <i>S. selva</i>

Género o Especie	Distribución en cada cordillera				Información adicional
	W	C	E	SNSM	
<i>Steroma bega</i>	+	+	+		Muy amplia distribución
<i>Steroma polyxo</i>				++	
<i>Thiemeia phoronea</i>			+		Se encuentra desde el norte de Venezuela hasta Bolivia

**Tabla C4.** Algunas especies de la mastozoofauna de alta montaña colombiana, señalando algunas de sus preferencias altitudinales y ambientales. Adaptado de Hofstede (2002) y Muñoz-Saba (2002).

Tipo de páramo	Cordillera			
	Occidental	Central	Oriental	SNSM
Seco			<i>Akodon bogotensis</i>	
			<i>Cryptotis thomasi</i>	
			<i>Dasytus novemcinctus</i>	
			<i>Lasiurus cinereus</i>	
	<i>Lycalopes culpaeus</i>		<i>Odocoileus virginianus</i>	
	<i>Pudu mephistopheles</i>	<i>Tremarctos ornatus</i>	<i>Oligoryzomys griseolus</i>	<i>Thomasomys monochromos</i>
	<i>Tapirus pinchaque</i>		<i>Pudu mephistopheles</i>	
	<i>Tremarctos ornatus</i>		<i>Rhipidomys fulviventor</i>	
			<i>Sturnira bogotensis</i>	
			<i>Thomasomys niveipes</i>	
		<i>Tremarctos ornatus</i>		
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>		

Tipo de páramo	Cordillera			
	Occidental	Central	Oriental	SNSM
Húmedo			<i>Akodon bogotensis</i>	
			<i>Cryptotis thomasi</i>	
			<i>Odocoileus virginianus</i>	
	<i>Lycalopes culpaeus</i>	<i>Akodon bogotensis</i>	<i>Oligoryzomys griseolus</i>	
	<i>Rhipidomys caucensis</i>	<i>Olallamys albicauda</i>	<i>Rhipidomys fulviventor</i>	
	<i>Rhipidomys caucensis</i>	<i>Sturnira bogotensis</i>		
	<i>Tremarctos ornatus</i>	<i>Thomasomys niveipes</i>		
		<i>Tremarctos ornatus</i>		
		<i>Urocyon cineroargenteus</i>		
Superhúmedo	<i>Pudu mephistopheles</i>		<i>Pudu mephistopheles</i>	
	<i>Tremarctos ornatus</i>		<i>Urocyon cineroargenteus</i>	
NS			<i>Cavia porcellus</i>	
	<i>Marmosops impavidus</i>	<i>Caenolestes convelatus</i>	<i>Cryptotis meridensis</i>	
		<i>Cavia aparea</i>	<i>Chibchanomis trichotis</i>	
	<i>Thomasomys bombycinus</i>	<i>Neusticomys monticulus</i>	<i>Gracilinamus dryas</i>	
			<i>Olallamys albicauda</i>	
		<i>Oligoryzomys destructor</i>		

**Tabla C5.** Géneros y especies dominantes de los tipos de vegetación terrestres más frecuentes del Cerro Caramanta, Farallones de Citará (Antioquia, Colombia). Tomado de CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA (2009).

Tipo de vegetación	Géneros y especies dominantes
Matorrales y bosques achaparrados	Araliaceae: <i>Schefflera sp</i>
	Asteraceae: <i>Diplostephium rosmarinifolium</i> , <i>Espeletia frontinoensis</i> y <i>Pentacalia vaccinioides</i>
	Blechnaceae: <i>Blechnum buchtienii</i>
	Bromeliaceae: <i>Guzmania confinis</i> , <i>Puya cryptantha</i> y <i>Tillandsia sp</i>
	Chlorantaceae: <i>Hedyosmum cumbalense</i>
	Clusiaceae: <i>Clusia sp</i>
	Cunoniaceae: <i>Weinmannia cf fagaroides</i>
	Cyatheaceae: <i>Cyathea sp</i>
	Ericaceae: <i>Disterigma empetrifolium</i> ,
	Gentianaeeae: <i>Symbolanthus sp</i>
	Herbertaceae: <i>Herbertus sp</i>
	Lauraceae: <i>Persea sp</i>
	Loranthaceae: <i>Gaiadendron puntatum</i>
	Myricaceae: <i>Morella sp</i>
	Orchidaceae: <i>Dichaea sp</i> y <i>Epidendrum sp</i>
	Parmeliaceae: <i>Usnea sp</i>
	Plantaginaceae: <i>Aragoa occidentalis</i>
	Physiaceae: <i>Heterodermia sp</i>
Rosaceae: <i>Rubus sp</i>	
Scrophulariaceae: <i>Calceolaria sp</i> y <i>Castilleja sp</i>	
Stereocaluaceae: <i>Stereocaulon sp</i>	
Theaceae: <i>Freziera sp</i>	
Vaccinioideae: <i>Thibaudia sp</i>	
Frailejonales (matriz de Poaceae)	Asteraceae: <i>Espeletia frontinoensis</i>
	Bromeliaceae: <i>Puya cryptantha</i>
	Orchidaceae: <i>Epidendrum frutex</i> y <i>E. obovatipetalum</i>

Tipo de vegetación	Géneros y especies dominantes
Pajonales	<p>Asteraceae: <i>Diplostephium glutinosum</i>, <i>Espeletia frontinoensis</i>, <i>Hieracium sp</i>, <i>Oritrophium peruvianum</i>, <i>Pentacalia vaccinioides</i></p> <p>Poaceae: <i>Calamagrostis effusa</i>, <i>Chusquea sp</i> y <i>Cortaderia sp</i></p> <p>Cyperaceae: <i>Rhynchospora schiedeana</i>, <i>Oreobolus venezuelensis</i></p> <p>Eriocaulaceae: <i>Paepalanthus karstenii</i></p> <p>Ericaceae: <i>Disterigma empetrifolium</i>, <i>Hypericum costaricense</i></p> <p>Gentianaceae: <i>Gentiana sp</i></p> <p>Grammitidaceae: <i>Melpomene moniliformis</i></p> <p>Hymenophyllaceae: <i>Hymenophyllum sp</i></p> <p>Plantaginaceae: <i>Aragoa occidentalis</i></p> <p>Scrophulariaceae: <i>Bartsia pedicularioides</i></p> <p>Vaccinioideae: <i>Thibaudia sp</i></p> <p>Valerianaceae <i>Valeriana stenophylla</i> y <i>V. bracteata</i></p> <p>Xyridaceae: <i>Xyris subulata</i></p>

**ANEXO D. BIOINDICADORES PARA FARALLONES DEL CITARÁ:  
DATOS ADICIONALES**

**Tabla D1.** Algunas especies propuestas como potenciales bioindicadores ecológicos y de biodiversidad en el área de Farallones del Citará.  
Adaptado de CORANTIOQUIA & UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (1997)

Especie	Tipo de bioindicador	Justificación
Heliconius hecuba crispus	Ambiental Ecológico	Alta especificidad trófica ( <i>Passiflora</i> sp.) y de hábitat (sólo bosques maduros). Endémica de la cordillera Occidental
Mygona irmina, Lasiophila prosymna, Pronophila orcus, P. brennus, Pedaliodes phrasiclea, P. poesía, P. peusestas, Corades medeba columbina, C. sisrene, Lymanopoda albocincta, Pseudohaetera hypaesia	Ambiental Ecológico	Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)
Elzunia humboldt bomplandii y Megoleria susiana susanna	Ambiental Ecológico	Alta especificidad trófica ( <i>Solanum</i> sp.) y de hábitat (sólo bosques maduros)
Geometridae: <i>Eratenia</i>	Ambiental Ecológico	Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)
Sphingidae: Xylophanes titans, Amplyterus gannascus, Protambulyx stringilis y Euryglottis aper	De diversidad Ecológico	Importante participación en procesos ecológicos: polinización
Silphidae: Necrophorus didymus y Oxelytrum (Silpha)	De diversidad Ecológico	Importante participación en procesos ecológicos: descomposición Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)



<b>Especie</b>	<b>Tipo de bioindicador</b>	<b>Justificación</b>
cayennensis		
Ichneumonidae	De diversidad Ecológico	Importante participación en procesos ecológicos: parasitoides Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)
Tabanidae	De diversidad	Importante participación en procesos ecológicos: hematófagos
Asilidae	De diversidad	Importante participación en procesos ecológicos: depredadores
Tachinidae	De diversidad	Importante participación en procesos ecológicos: parasitoides
Tettigoniidae	Ambiental	Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)
Acrididae	Ambiental	Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)
Phasmatidae	Ambiental	Alta especificidad de hábitat (sólo bosques maduros)

