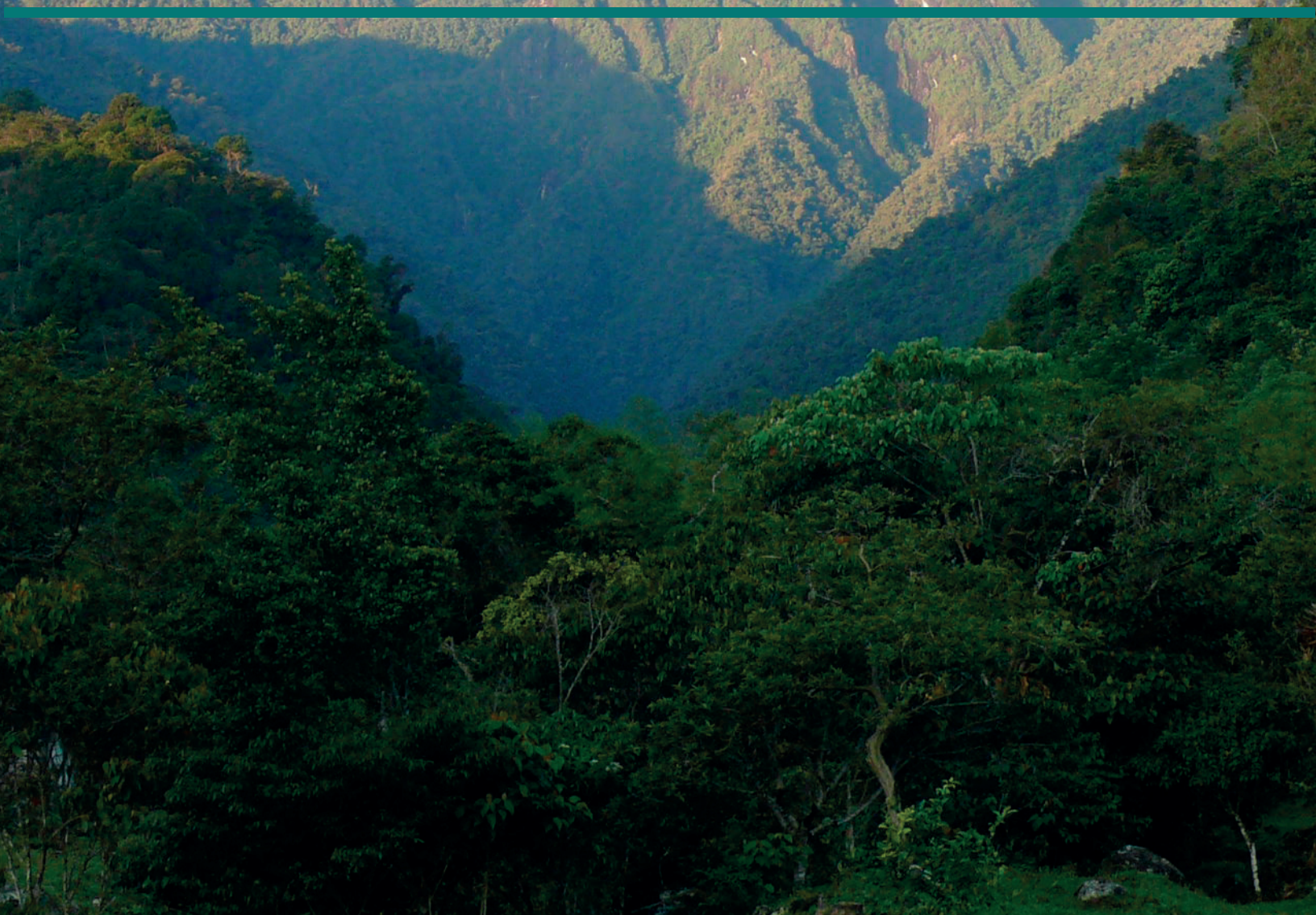


VALORES OBJETO DE CONSERVACIÓN TERRITORIAL ANDES OCCIDENTALES

Néstor Roncancio Duque
Dirección Territorial Andes Occidentales
Parques Nacionales Naturales



Parques Nacionales Naturales de Colombia
Dirección Territorial Andes Occidentales



MINAMBIENTE



Introducción

Desde la gestión ambiental hay interés en conservar toda la biodiversidad en un territorio, o al menos dentro de una estructura ecológica que permita mantener la oferta de servicios ecosistémicos en un paisaje determinado. No obstante, no es eficiente planear e implementar estrategias de conservación para cada uno de los componentes de la diversidad biológica (Roberge & Angelstam, 2004). Por lo tanto se hace necesario seleccionar una serie de elementos sustitutos que representen las situaciones de manejo (objetivos de conservación, amenazas en el paisaje e intervenciones para mitigarlas), para las cuales se puedan formular objetivos medibles y llevar a cabo un monitoreo efectivo, que permita adaptar las acciones de manejo en el marco de un proceso de toma estructurada de decisiones (Holling, 1978; Lyons, Runge, Laskowski, & Kendall, 2008). La pretensión es que, al lograr un escenario de conservación efectivo para los objetos sustitutos, se conserve toda la biodiversidad que está en simpatria con ellos (Marcot & Flather, 2007).

Las autoridades ambientales y entidades de apoyo, como las ONG y la academia, hacen ejercicios de selección de objetos sustitutos, los cuales son denominados objetos de conservación o valores objeto de conservación (VOC). Algunas veces la selección se hace tácitamente apegada a conceptos como especie sombrilla (Branton & Richardson, 2011; Fleishman, Murphy, & Brussard, 2000; ROBERGE & Angelstam, 2004; Wilcox, 1984), especie focal (Lambeck, 1997) o especie priedrangular (keystone) (Caro & O'Doherty, 1999). Sin embargo en la mayoría de los casos, la selección se hace bajo un criterio de rareza de especie, es decir, aquellas con distribución

restringida (endemismos) o bajas densidades, y en otros casos limitado únicamente a un criterio de carisma, especies bandera (Sergio, Newton, Marchesi, & Pedrini, 2006; Western, 1987), categorización de vulnerabilidad, o simplemente a oportunidades de gestión, muchas veces confundiendo especies indicadores con especies objetivo (Caro & O'Doherty, 1999; Feinsinger, 2001). En cualquier caso, los sustitutos no son seleccionados con una justificación ecológica (Andelman & Fagan, 2000; Lindenmayer et al., 2014; Sergio et al., 2008), no están soportados por criterios con referentes cuantitativos bien definidos y en este sentido la selección puede estar permeada por el sesgo de los participantes en el proceso (Jarro, 2011; Nekaris, Arnell, & Svensson, 2015; Stevens, Organ, & Serfass, 2011; Zambrano 2010).

Estas debilidades metodológicas tienen consecuencias que se reflejan en un gran número de elementos “sustitutos” redundantes para un mismo paisaje, y que en muchos casos



Puma (*Puma concolor*)

no están ligados de manera directa a ninguna situación de manejo. Es así, como los planificadores de la conservación se ven sometidos recurrentemente a la formulación de planes de manejo de especies, en los que se repiten las estrategias de intervención para un mismo paisaje, para las cuales no pueden definirse objetivos de manejo espacialmente explícitos (Angelstam, Bütler, Lazdinis, Mikusiński, & Roberge, 2003; Sanderson, Redford, Vedder, Coppolillo, & Ward, 2002), dando como resultado planes de manejo muy generales. Por lo tanto, la implementación de estos planes no es efectiva y, si lo llegase a ser, no estaría contribuyendo a tener un sistema eficazmente gestionado (Rondinini, Rodrigues, & Boitani, 2011).

Como consecuencia de la falta de una selección ecológicamente justificada, se hace difícil determinar indicadores adecuados y por tanto no se establecen planes de monitoreo alineados con la planificación de las acciones de manejo (Rondinini et al., 2011).

En ese sentido, y partiendo de la concepción generalizada de que la investigación es transversal y necesaria para lograr conservación, se hacen muchos esfuerzos para la recolección de datos, los cuales no están enfocados en resolver los vacíos de información requerida el manejo y diluyen los recursos disponibles (Caro & O'Doherty, 1999; Sergio et al., 2008).

Por lo anterior, el subsistema de áreas protegidas de Andes Occidentales, en aras de revisar o actualizar la planificación para la conservación en la territorial, y en acuerdo con los subsistemas temáticos, llevó a cabo el proceso de selección de Valores Objeto de Conservación. Esta selección se hizo buscando

resolver los aspectos metodológicos débiles, de tal forma que permitiera hacer una selección mínima y complementaria (no redundante) de elementos sustitutos de la biodiversidad y de servicios ecosistémicos. La selección se realizó usando el abordaje de especies paisaje (Coppolillo, Gomez, Maisels, & Wallace, 2004), en el cual se selecciona un conjunto de especies animales, dado que se les puede determinar un rango de hogar y necesidades de dispersión individual (Baguette, Blanchet, Legrand, Stevens, & Turlure, 2013) teniendo en cuenta criterios de heterogeneidad y área mínima para satisfacer su requerimientos ecológicos, vulnerabilidad local a actividades humanas, funcionalidad ecológica (Sattler et al., 2014) y el reconocimiento e interacción con las poblaciones humanas (Coppolillo et al., 2004). De esta forma, se logra una selección de objetos sustitutos ecológicamente justificada, que combina ponderadamente características de especie sombrilla, focal, piedrangular y bandera (Rasmussen, 2014).

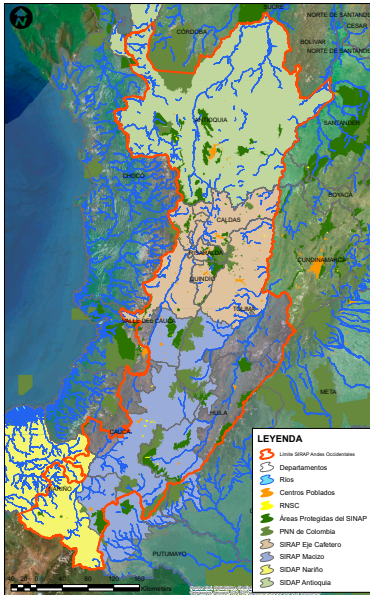
Área de estudio

La territorial Andes Occidentales abarca un área de 15.844.104 hectáreas distribuidas en 188 ecosistemas naturales que van desde zonas arenosas y ríos, hasta bosques de páramo pluvial en orobiomas diferenciados para cada vertiente de las cordilleras, zonas nivales y afloramientos rocosos (Ríos-Franco & Valencia 2014).

Este paisaje conserva cerca de 6,67 millones de hectáreas (42%) en bosques y áreas seminaturales, mientras que los territorios agrícolas ocupan alrededor de 8,88 millones de hectáreas (56%). Aproximadamente 200.000 hectáreas son áreas húmedas y superficies de agua naturales y artificiales. El uso del suelo



está principalmente asociado a ganadería extensiva (pastos), cultivos de café, caña de azúcar y arroz, y cerca de 600 centros urbanos que demandan los servicios ecosistémicos de las áreas de conservación (Figura 1).



Metodología

Para la selección de los valores objeto de conservación (VOC) de la territorial se empleó el método de especies paisaje (Landscape Species Approach), siguiendo el abordaje conceptual propuesto por el programa de paisajes vivos de la Wildlife Conservation Society (WCS), Boletines 2, 3 y 4 (Living landscape program 2001, 2002) y el manual Técnico 5 (Living landscape program 2007).

El método tiene como objetivo inicial, escoger un conjunto limitado de especies animales (con información de dispersión) que puedan representar todos los objetivos de conservación definidos para el paisaje, y que sirvan para monitorear la efectividad de las estrategias implementadas (Elzinga, 2001; Sergio et al.,

2008). La selección de los valores objeto de conservación, o especies paisaje, se basa en cinco criterios. **1) Área:** las especies que necesiten mayor cantidad de área para sostener poblaciones viables; **2) heterogeneidad:** las especies que requieran más tipos de coberturas vegetales, o asociaciones vegetales naturales y zonas de manejo (diferentes tipos de abordajes para el manejo, ejemplo jurisdicciones políticas), para satisfacer sus requerimientos ecológicos; **3) vulnerabilidad:** las especies que sean afectadas actual o potencialmente en términos de severidad, reversibilidad y proporción de área afectada, por más actividades humanas; **4) funcionalidad ecológica:** las especies que cumplan más funciones dentro del ecosistema (polinización, degradación de materia orgánica, depredación, exclusión competitiva, etc); **5) importancia socioeconómica:** las especies que, en términos culturales o económicos, tengan mayor significancia positiva o negativa y sean potencialmente una especie bandera o carismática. Las especies seleccionadas fueron aquellas que cumplieron con más y en mayor magnitud con estos criterios.

En este sentido, fue necesario contar con dos tipos de información: los parámetros de selección y los criterios de selección.

Los parámetros de selección son la información acerca del paisaje para el cual se va a hacer la selección de los VOC. En este caso se refieren al número de ecosistemas, biomas o tipos de asociaciones vegetales del paisaje, los tipos de zonas de manejo, el área que ocupan, las actividades humanas que se dan en el paisaje y que se hayan convertido, o puedan llegar a convertirse, en una amenaza para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Igualmente se definió ingresar la

información del rango de hogar con datos continuos. Adicionalmente se determinó cuantitativamente cuando se iba a considerar que un tipo de cobertura o ecosistema y zona de manejo, estaba representado por una especie. Por último, se relacionaron las funciones ecológicas presentes en el paisaje, y se definió a partir de qué valor se va a considerar que una especie las representa.

Para gestionar e ingresar los criterios de selección se propusieron inicialmente una serie de especies candidatas. La propuesta se hace considerando que estas especies tienen al menos alguna probabilidad de quedar finalmente seleccionadas, es decir, cumplen con uno o más de los criterios.

Dado los criterios definidos, las especies que tienden a quedar finalmente seleccionadas son especies de vertebrados grandes, mamíferos, aves o reptiles, producto de la relación alométrica entre el tamaño corporal y el rango de hogar (Sinclair, 2003; Wilcox, 1984), y la relación positiva entre la masa y la distancia de dispersión (Jenkins et al., 2007).

Pensando en las oportunidades de gestión, las cuales son mayores para especies que estén dentro en alguna categoría de vulnerabilidad, se partió de los libros rojos de mamíferos, aves y reptiles de Colombia (Castaño, 2002; Renjifo, Franco M, Amaya E, Kattan, & López L, n.d. 2002; Rodríguez-Mahecha, Mendoza, & Nash, 2006).

Adicionalmente, en un ejercicio de socialización de la metodología con el comité técnico del subsistema se adicionaron tres especies de peces. Finalmente fueron definidas como especies candidatas, 28 especies entre

mamíferos, aves y peces (Anexo 1). A continuación se presentan el proceso de gestión de información para cada uno de los cinco criterios y las especies candidatas.

Heterogeneidad

Parámetros de selección:

Tipos de “hábitat”: A partir de la clasificación de ecosistemas hecha para determinar las prioridades de conservación en el subsistema (Ríos-Franco & Valencia 2014), la cual relaciona 188 tipos diferentes de ecosistemas, se definieron 19 para este ejercicio (Tabla 1).

Los 19 ecosistemas resultaron de unir los que representaban un mismo tipo de cobertura y piso bioclimático, dado que no se consideró que una mayor diferenciación generara un efecto en términos de representatividad para alguna de las especies candidatas. Por ejemplo, los bosque de páramo en la clasificación original, se dividían en pluviales, muy húmedos, húmedos o secos, adicionalmente por cordilleras (3) y por vertientes (2), generando hasta 24 tipos diferentes de ecosistemas para cada tipo de bosques y piso bioclimático.

Para cada uno de los 19 diferentes tipos de ecosistema se determinó el área que ocupa en el paisaje, y se especificó con que valor de nivel de uso se va a considerar representado por un VOC (tabla 1). Para los tipos de “hábitat” se va a considerar que están representadas cuando el nivel de uso sea de dos o más en una escala de 0 a 3 (Ver criterios de selección).



Tabla 1. Ecosistemas naturales remanentes territorial Andes Occidentales

No.	Tipo de ecosistema	Área ha	Nivel de uso
1	Arbustal andino	1.117.774	2
2	Arbustal basal	539.727	2
3	Arbustal de páramo	184.129	2
4	Arbustal subandino	277.828	2
5	Bosque andino	1.142.389	2
6	Bosque basal	1.827.898	2
7	Bosque de páramo	371.586	2
8	Bosque subandino	960.723	2
9	Cuerpo de agua andino	4.753	2
10	Cuerpo de agua basal	24.120	2
11	Cuerpo de agua de páramo	756	2
12	Cuerpo de agua subandino	73	2
13	Herbazal andino	41.761	2
14	Herbazal basal	258.863	2
15	Herbazal de paramo	357.542	2
16	Herbazal subandino	111.853	2
17	Humedal basal	115.305	2
18	Humedal subandino	707	2
19	Ríos	80.445	2

Zonas de manejo: el subsistema Andes Occidentales está dividido en cuatro subsistemas temáticos, Sidap Antioquía, Sirap Eje Cafetero, Sirap Macizo y Sidap Nariño, con diferente estructura, gobernabilidad, posicionamiento y en diferentes estados de avance en términos de la consolidación e implementación de los planes de acción. Se concibe que estos cuatro escenarios son los determinantes políticos y de gestión para abordar el manejo (planificación e implementación de las acciones y el monitoreo) en los diferentes sectores de este paisaje. En ese sentido, se definieron los cuatro subsistemas temáticos como las zonas de manejo que deben quedar representadas por los VOC, se determinó su área y se le asignó el valor de nivel de uso con el cual quedaría representado por un VOC (Tabla 2). Igualmente, para las zonas de manejo se consideró que están representadas cuando el nivel de uso sea

de dos o más en una escala de 0 a 3 (Ver criterios de selección).

Tabla 2. Zonas de manejo y área

No.	Zonas de manejo	Área ha	Nivel de uso
1	Antioquia	6.296.422	2
2	Eje cafetero	3.196.752	2
3	Macizo	4.810.684	2
4	Nariño	3.507.300	2

Criterios de selección

Para cada una de las especies candidatas se determinó qué tanto representa en los 19 ecosistemas y las cuatro zonas de manejo, así: “0= la población de la especie candidata no usa este tipo de hábitat o zona de manejo. Esta especie o, nunca ha sido vista allí, o sólo se la ha visto de manera ocasional (Por ejemplo, un animal explorando este terreno). 1= La población de la especie candidata usa este tipo de hábitat o zona de manejo. Sin embargo, dada la abundancia y persistencia de esta especie, es muy poco probable que ella sufra un fuerte impacto si se produce una disminución en la extensión, calidad o acceso al hábitat o zona de manejo.

Esta especie puede fácilmente compensar esas reducciones haciendo uso de otros hábitats o zonas. 2= La población de la especie candidata es altamente dependiente de este tipo de hábitat o zona de manejo, aunque no requiere de él para su persistencia. Una reducción en la extensión, calidad o acceso a este hábitat o zona de manejo tendrá impactos significativos sobre la abundancia y distribución de la especie candidata en el paisaje; sin embargo, la pérdida de él muy probablemente no causará su

extinción local. Este valor puede ser considerado como una selección apropiada si las observaciones de una especie indican que ésta pasa una cantidad considerable de tiempo en el hábitat o zona de manejo, aunque no quede claro si es que ella técnicamente “requiere” de éste. 3= La población de una especie candidata requiere este tipo de hábitat o zona de manejo para cumplir con su ciclo de vida. Si el hábitat o zona de manejo es destruido, la especie se extinguirá localmente.” (manual Técnico 5, Living landscape program 2007).

Área

Parámetros de selección

Se definió que el rango de hogar iba ser ingresado con valores continuos

Criterios de selección

Además del estimado del rango de hogar para cada especie, dentro de los criterios se tiene en cuenta si hay evidencia de distancias de dispersión largas (> a 10km), si es importante la conectividad, ambos calificados como si (Y) o no (N) y la proporción de área ocupada por la especie en el paisaje.

Para incluir el estimado de rango de hogar se revisaron publicaciones que documentaran estudios para cada especie y se consultaron expertos de los diferentes grupos (Anexo 1).

Para determinar la proporción de área del paisaje ocupada por cada especie candidata, se ajustaron los polígonos de distribución de la UICN, teniendo en cuenta el rango altitudinal de localización de la especie.

Por ejemplo, para el mono aullador rojo, el polígono de la UICN se extiende desde el borde oriental de la región pacífico hasta la amazonia brasilera, incluyendo las partes más altas de la cordillera central y oriental (>5000 m). El mono aullador está confirmado solo hasta los 3200 msnm. (Hernández-Camacho & Cooper, 1976).



Mono aullador rojo (*Alouatta seniculus*). Foto: Néstor Roncancio

Por lo tanto, el área por encima de los 3200 msnm fue sustraída del polígono. Posteriormente se calculó la proporción de la territorial Andes Occidentales con área de distribución de la especie. La gestión de la información se llevó a cabo en el laboratorio de Sistemas de Información Geográfica de la DTAO en Arc Gis 9.2.

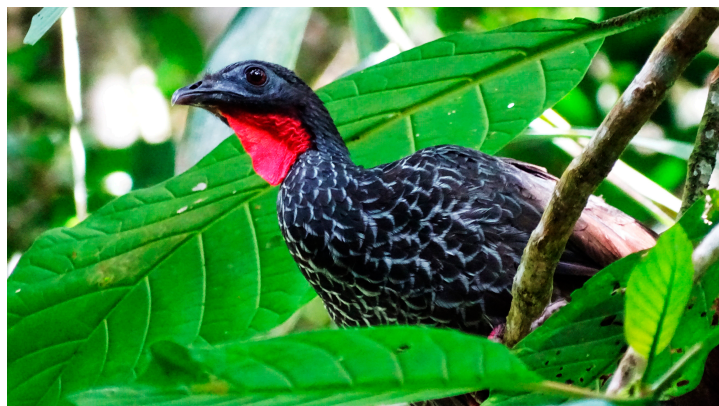
Vulnerabilidad

Parámetros de selección

Para definir la vulnerabilidad de cada especie paisaje, se tuvieron en cuenta las actividades humanas que se hayan convertido, o potencialmente se puedan convertir, en una amenaza para la conservación de la biodiversidad o los servicios ecosistémicos.

Queda implícito, que no se considera que toda actividad humana es necesariamente una amenaza, y esto depende de la severidad, la proporción del área afectada y la resiliencia del sistema (especie, comunidad, etc). Se definieron 15 actividades humanas que van desde tala rasa para cultivos o ganadería, hasta turismo en áreas de conservación (Tabla 3). Igualmente se determinó para cada actividad humana, la urgencia y la probabilidad de ocurrencia. “La urgencia define cuan pronto ocurrirá una actividad humana en particular: 0=si es que ella ocurre no ocurrirá en los próximos 10 años, 1= si es que ella ocurre, podría ocurrir en los próximos 3-10 años, 2= si es que ella ocurre podría ocurrir o ocurrirá en los próximos 1-3 años, 3=La amenaza ya está ocurriendo y se debe actuar de inmediato (la Probabilidad de ocurrencia debe ser 1).

La probabilidad de ocurrencia es el grado de incertidumbre asociado con una actividad humana particular y se determina con una valor entre 0 y 1 (Por ejemplo, si se piensa que hay una 25% de probabilidad de que se construya una represa, se debe ingresar 0,25).” Para todas las actividades humanas relacionada en la territorial Andes Occidentales la urgencia se calificó con 3 y la probabilidad de ocurrencia con 1, todas están presentes.



Pava caucana (*Penelope perspicax*) SFF Otún Quimbaya

Tabla 3. Actividades humanas que son o se pueden convertir en amenazas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

No.	Actividad humana	Urgencia	Probabilidad de ocurrencia
1	Tala rasa para cultivos	3	1
2	Tala rasa para ganadería	3	1
3	Quema	3	1
4	Entresaca de madera	3	1
5	Extracción selectiva de flora no maderable	3	1
6	Cacería por conflicto	3	1
7	Cacería para consumo	3	1
8	Cacería para comercio	3	1
9	Introducción de especies animales	3	1
10	Introducción de especies vegetales	3	1
11	Minería	3	1
12	Construcción de vías	3	1
13	Construcción de represas	3	1
14	Disposición de residuos en áreas de conservación	3	1
15	Turismo en área de conservación	3	1

Criterios de selección

La vulnerabilidad de cada especie candidata en el paisaje se determina a partir del estatus actual de conservación (Castaño, 2002; Renjifo et al., n.d.; Rodríguez-Mahecha et al., 2006) y un índice de amenaza que integra la severidad con que cada actividad humana afecta la especie, la recuperabilidad de la especie una vez removida esa actividad humana, y la proporción de área que ocupa la especie en el paisaje que es afectada por la actividad humana.

“La severidad es la medida en que una amenaza particular disminuye la abundancia y la distribución local de la especie, así: 0=ninguna o positiva, 1=poca-efecto medible aunque pequeño sobre la densidad o la distribución, 2= alguna – efecto sustancial sobre la densidad o la distribución, aunque la erradicación local es poco probable, 3= seria, la erradicación local es probable”. El tiempo de recuperación se refiere

a “cuán rápido la población puede recuperarse de los impactos de una amenaza particular (dado que la amenaza está ocurriendo o puede ocurrir) si es que ésta es eliminada. El tiempo de recuperación es definido seleccionado uno de los siguientes valores: 0= inmediato o en menos de 1 año, 1=Recuperación entre 1-10 años, 2=Recuperación entre 10-100 años y 3= Recuperación puede tomar más de 100 años o simplemente puede que no ocurra.

La proporción de área afectada es la proporción estimada de la distribución local de la especie (en el paisaje) que es afectada por una amenaza particular así: 0= La distribución local no es afectada, 1= < 10% de la distribución local es afectada, 2=10% -25% de la distribución local es afectada, 3= 25% - 50% de la distribución local es afectada. 4 = Más de la mitad de la distribución local es afectada.”.

Para determinar la proporción de área afectada por cada actividad humana para cada especie candidata, se uso, cuando aplicaba, la metodología de Corine Land Cover 1: 100.000 adaptada para Colombia (Ideam 2010) usando la función Clip de Shape Management Tool del Arc Gis 9,2. Todas las especies candidatas fueron calificadas con respecto a todas las actividades humanas y a los tres criterios (Anexo 2_severidad, 3_recuperabilidad y 4_Proporción de área afecta).

Funcionalidad

Parámetros de distribución

Se relacionaron 10 funciones ecológicas que dan lugar en el paisaje de la territorial Andes Occidentales (tabla 4).

Tabla 4. Funciones ecológicas que se dan en el paisaje de la territorial Andes Occidentales

No.	Función
1	Herbívora
2	Depredación primer orden
3	Depredación de segundo orden o mayor
4	Degradación de materia orgánica - carroñero
5	Depredación de semillas
6	Dispersión de semillas
7	Polinización
8	Disturbio mecánico
9	Control de plagas
10	Interacción competitiva

Criterios de selección

Cada especie candidata es calificada de acuerdo a qué tan importante es su papel con relación a cada una de las funciones ecológicas consideradas así: 0= La especie no desempeña ningún papel en esa función, 1=Se piensa que la especie tiene algún efecto o tiene un efecto débil, 2= La especie tiene un efecto claro y 3= La especie tiene un efecto fuerte (Anexo 5).

Importancia Socioeconómica

Parámetros de selección

Para determinar la importancia socioeconómica de cada especie candidata en el paisaje, se consideró si la especie tiene un valor económico positivo o negativo, y un valor cultural positivo o negativo (una especie en el mismo paisaje puede tener valores culturales y económicos tanto positivos como negativos). Adicionalmente se consideró su potencial como especie emblemática o bandera.



Criterios de selección

Cada especie fue calificada para las cinco opciones así: 0= Especie no tiene significación, 1= Especie tiene alguna significación y 2= Especie tiene una gran significación (Tabla 5).

Tabla 5. Calificación de importancia socio-económica para cada especie candidata

Nombre común	Potencial especie bandera	Valor cultural local positivo	Valor cultural local negativo	Valor económico negativo	Valor económico positivo
Mono aullador rojo	2	1	0	0	1
Pato colorado	1	1	1	1	1
Mono araña negro	2	2	0	0	2
Mono araña café	2	1	0	0	1
Lorito cadillero	1	0	0	0	0
Clorocrisa multicolor	1	1	0	0	0
Paujil de pico azul	2	2	0	0	2
Guagua loba	2	2	0	0	2
Cacique candela	1	0	0	0	0
Mono Churuco	2	2	0	0	2
Perico paramuno	2	1	0	0	0
Nutria	2	0	1	2	2
Loro orejiamarillo	2	1	0	0	1
Águila crestada	2	0	2	2	0
Jaguar	2	1	1	2	0
Pava caucana	2	1	0	0	2
Zambullidor plateado	1	0	0	0	0
Puma	2	0	0	2	0
Danta centroamericana	2	2	0	0	2
Danta común	2	2	0	0	2
Danta de páramo	2	2	0	0	2
Oso de anteojos	2	0	2	2	0
Cóndor	2	2	2	0	0
Sabaleta	0	0	0	0	2
Mojarra negra	0	0	0	0	2
Bagre blanco	0	0	0	0	2
Mico titi gris	2	0	0	2	0
Manatí	2	2	0	0	2

Posteriormente se calcularon los puntajes originales y normalizados para cada criterio, y el puntaje agregado para cada especie (Para detalles de la ecuaciones ver manual Técnico 5, Living landscape program 2007) (Anexo 6). Antes de iniciar la selección de los VOC, se definieron los parámetros que controlan la selección que son: Margen de error para

seleccionar especies con puntajes agregados similares, el valor de corte para definir cuando una amenaza individual está representada por una especie dentro del conjunto final de VOC, y el valor mínimo requerido del estatus de conservación. El margen de error y el valor de corte para que una amenaza sea representada fueron 5% y 0,5 respectivamente.

Adicionalmente, teniendo en cuenta que todas las especies candidatas están categorizadas bajo algún criterio de amenaza, todas fueron incluidas en estatus de conservación.

El proceso de selección final de los VOC se hizo participativamente con los comités técnicos de los subsistemas y se usó el programa “Landscape species 2.0” como herramienta de apoyo para los cálculos y las diferentes iteraciones.

Para la selección de los VOC del subsistema, se escogió la especie con el mayor puntaje agregado, al escoger la primera especie se extraen los tipos de “hábitat”, zonas de manejo, actividades humanas y funciones ecológicas que ésta representa.



Danta común (*Tapirus terrestris*). Foto: Néstor Roncancio

Posteriormente se escoge la especie con el puntaje agregado más alto que represente nuevos tipos de hábitat, zonas de manejo, actividades humanas o funciones ecológicas. Una especie puede tener un puntaje agregado muy alto, pero si no representa nuevos elementos con relación a una especie previamente seleccionada, no es tenida en cuenta como VOC.

De esta forma se evita redundancia en los esfuerzos de conservación en el paisaje. Cuando varias especies presentaron un valor agregado no significativamente diferente de acuerdo al margen de error predefinido, se evaluó cual especie presentaba mayores oportunidades de gestión y se escogía.

Resultados

En cuatro ejercicios iterativos llevados a cabo al interior del equipo técnico de la Dirección Territorial Andes Occidentales y algunos subsistemas temáticos han quedado seleccionados como VOC el oso, el puma, el pato colorado y el manatí, siendo el oso primero en todos los resultados. La danta de páramo y el jaguar han sido seleccionados en tres de los cuatro ejercicios. Adicionalmente el mono churuco se seleccionó en dos ejercicios, la nutria y la guagua loba fueron seleccionados cada uno en una de las iteraciones (Tabla 6).

Tabla 6. Especies VOC seleccionadas para la territorial Andes Occidentales.

Orden	Asesores BC y Sinap DTAO	Equipo técnico DTAO	Comité técnico Sirap Macizo	Comité técnico Sirap EC
1	Oso andino	Oso andino	Oso andino	Oso andino
2	Puma	Jaguar	Puma	Puma
3	Pato colorado	Pato colorado	Danta de páramo	Danta de páramo
4	Danta de páramo	Mono churuco	Pato colorado	Jaguar
5	Jaguar	Manatí	Nutria	Pato colorado
6	Mono churuco	Puma	Manatí	Guagua loba
7	Manatí			Manatí

Discusión

El Oso andino depende principalmente los bosques altoandinos y de páramo (Anexo 7). Está en los cuatro subsistemas temáticos lo que no lo hace dependiente exclusivamente de alguno (Tabla 7), y está asociado a 12 de las 15 actividades humanas que se consideraron pueden traducirse en amenazas directas para la biodiversidad en este paisaje, siendo particularmente alto el efecto de la cacería por conflicto (Anexo 8).

Tabla 7. Representación de las zonas de manejo (Subsistemas temáticos) por los VOC del Subsistema Andes Occidentales

VOC	Eje			
	Antioquia	cafetero	Macizo	Nariño
Pato colorado	0	3	3	3
Guagua loba	2	2	2	1
Mono Churuco	3	0	3	0
Nutria	2	2	2	2
Jaguar	3	1	1	2
Puma	2	2	2	2
Danta de páramo	1	2	2	2
Oso de anteojos	2	2	2	2
Manatí	3	0	0	0

El puma es la especie que más representa ecosistemas dentro del subsistema (14/19) (Anexo 7), asociado a que su distribución altitudinal más amplia. Se distribuye en los cuatro subsistemas temáticos (Tabla 7) y es vulnerable a 11 de las 15 actividades humanas relacionadas (Anexo 8).



El Pato Colorado representa particularmente los cuerpos de agua andinos y de páramo, no representa el Sidap Antioquia y está asociada principalmente a la introducción de especies animales específicamente a la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y las otras actividades que generen degradación de hábitat, incluyendo la minería.



Huevos de pato

El manatí representa exclusivamente los ecosistemas acuáticos basales y solo al Sidap Antioquia. Por lo tanto es exclusivamente dependiente dentro del SAO de la efectiva gestión ambiental en este subsistema. Está fuertemente afectado por la introducción de especies vegetales y la cacería por consumo.

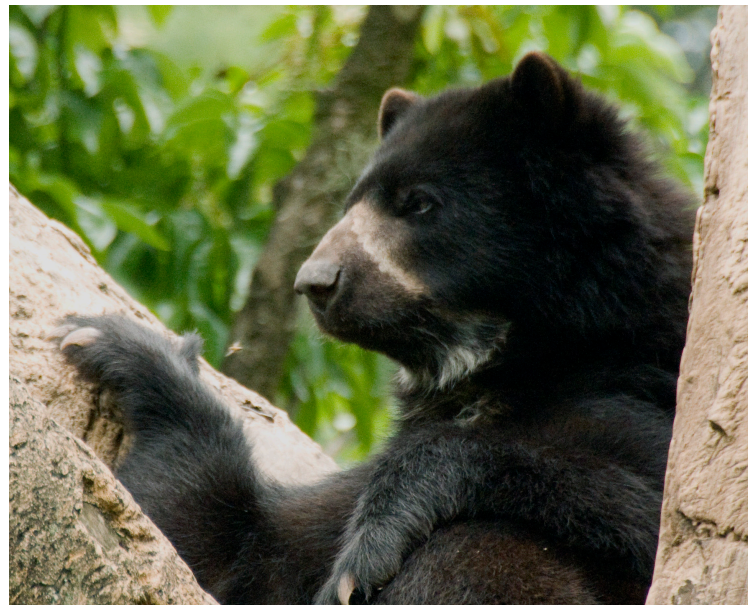
La danta de páramo representa casi todos los ecosistemas del bosque altoandino hacia arriba, incluyendo los cuerpos de agua. Depende en buena parte de la efectiva gestión en todos los subsistemas aunque en menor proporción del Sidap Antioquia, y está afectado particularmente por la cacería por conflicto asociada probablemente al cultivo de papa y a la cacería por consumo.

El jaguar está asociado a 8 de los 10 ecosistemas por debajo de los sistemas

subandinos pero principalmente a los bosques basales. Depende principalmente de la efectiva gestión en el Sidap Antioquia y la actividad humana que más lo afecta directamente es la cacería por conflicto, además de lo que genera la reducción o degradación de los bosques basales.

El mono churuco depende exclusivamente de los bosques en zonas basales y subandinas además de dos subsistemas temáticos sin continuidad, el Sidap Antioquia y el Sirap Macizo. La tala para cultivos y pasturas y la quema son las actividades humanas que más lo afectan al ser una especie dependiente de doseles altos. EL Churuco igualmente es afectado por la cacería por consumo.

La nutria depende de la asociación de bosques subandinos y basales con los ríos y cuerpos de agua y está en los cuatro subsistemas temáticos. Además de ser vulnerable a las actividades que generan la degradación de su hábitat es la especie del paisaje más vulnerable a la cacería por comercio.



Oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*). Foto: Eduardo Sandoval

La guagua loba depende exclusivamente de los bosques altoandinos desde Antioquia hasta el Macizo, y es afectada principalmente por cacería por consumo.



Cóndor (*Vultur gryphus*)

Cinco de los nueve VOC son grades mamíferos. Los grandes mamíferos han sido usados como objetos sustitutos, principalmente los grandes carnívoros, bajo diferentes conceptos, piedrangular (Sinclair, 2003; Ucarli, 2011), bandera (Clark, 2004; Ucarli, 2011) o sombrilla (McKelvey et al., 2000; Ucarli, 2011). No obstante, su potencial como objeto sustituto depende del contexto asociado, y qué tanto representa los objetivos de conservación y las situaciones de manejo (Sergio et al., 2008, 2006).

También se seleccionaron especies de otros niveles de la cadena alimenticia que permite incrementar la eficacia al combinar estrategias de conservación (Hanley, Smith, & Gende, 2005; Keuroghlian, Eaton, & Desbiez, 2009).

El oso andino ha sido usado como objeto

sustituto en Ecuador desde la perspectiva de un especie bandera. No obstante, se reconoce que esta concepción aplicaba para un público general y no para las comunidades locales que tenían interacciones económicas negativas con la especie producto de depredación sobre ganado bovino (Clark, 2004). Tácitamente se reconoce como una especie sombrilla y piedrangular que puede servir como una efectiva herramienta de conservación, sin embargo su eficacia debe ser probada empíricamente (Sanderson et al., 2002).



Pato andino. (*Oxyura jamaicensis*) Foto: Julián Buitrago

El Jaguar se ha sugerido como especie paisaje para bosques atlánticos en Brasil (Cullen Jr, 2006) y en general los grandes felinos han concebidos como especies piedranguales o carismáticas (McKelvey et al., 2000). Diferentes especies de nutrias han sido usadas como objetos sustitutos y la americana se sugiere explícitamente como especie sombrilla para el neotrópico (Stevens et al., 2011).

Además, existen programas o iniciativas de conservación definidos para Oso (Arjona et al 2012, Boher et al 1994, Rodríguez 2001,

Rodríguez et al 2003) Danta de montaña (Lizcano et al 2014) felinos, incluidos Jaguar y Puma, (Castaño-Urbe et al 2013) y Guagua (Savendra et al 2012), para diferentes escalas de paisaje o existen iniciativas de gestión como los corredores para jaguar y manatí planeados por Corantioquia con los cuales se pueden integrar los objetivos de manejo y articular las actividades de cada estrategia.



Puma (*Puma concolor*) Foto: Eduardo Sandoval

Es claro que, solo las áreas protegidas con los tamaños usuales no alcanzan a tener el área suficiente para conservar poblaciones viables de la mayoría de estas especies (Noss et al. 1996), y en ese sentido se resuelve la consolidación del Sinap.

No obstante, para definir los objetivos de manejo a esta escala de paisaje se hace necesario determinar, inicialmente siguiendo métodos basados en principios fundamentales y posteriormente validados con modelos estadísticos, la disponibilidad de hábitat actual de estas especies (Craighead & Cross 2007). A partir de ahí, se definen sus necesidades de conectividad (Clark 2004). La estructura ecológica principal de este paisaje emergería de

la red ecológica, conformada por las áreas mínimas requeridas en estructura y configuración para mantener poblaciones viables de las especies paisaje (Baguette et al 2013, Lambeck, 1997; Roberge and Angelstam, 2004).

Este abordaje asume que estas especies, debido a sus características, son adecuados elementos sustitutos de la biodiversidad. Sin embargo, es necesario probar esta hipótesis verificando empíricamente la riqueza y abundancias en grupos indicadores (Sergio et al., 2008).

Por otro lado, se carece de los estudios cuantitativos que prueben la eficacia de los grandes carnívoros como especies sustitutas, a pesar de que la mayoría de esfuerzos de conservación van orientados hacia ellos con grandes inversiones de recursos.

Para el caso particular de las poblaciones animales, con relación a los indicadores de abundancia ideales para monitoreo, se pueden incluir tamaños poblacionales, densidades o sustitutos como proporción o cantidad de área usada u ocupada (asumiendo que a mayor abundancia más área usada va tener una especie en un territorio) supervivencia, fecundidad y crecimiento.

La selección depende de la capacidad de implementar las metodologías disponibles para cada uno. Dentro de las metodologías disponibles que permiten tener estimados más precisos, dado que permiten calcular la probabilidad de detección y el área muestral real, tenemos los modelos de ocupación (MacKenzie et al., 2002), el muestreo por distancia (Buckland, 2001), el método de marca – recaptura (Nichols, 1992) y un método

que permite estimar densidades con cámaras trampa sin necesidad de reconocimiento individual (Rowcliffe, Field, Turvey, & Carbone, 2008).

Los modelos de ocupación estiman proporción de área (o parches) ocupada o usada y aplican para áreas relativamente grandes (en relación a los recursos y a la capacidad logística) y a organismos que puedan ser detectados con cualquier tipo de registro (directo o rastros).

El muestreo por distancias aplica para áreas moderadas con organismos que estén en abundancias relativas altas y que sean detectables por observación directa. No obstante, hay variaciones que permiten usar muestreo por distancias con rastros, siempre y cuando sea posible estimar la tasa de producción y de desaparición del rastro.

Marca – recaptura aplica para áreas relativamente pequeñas, tamaños poblacionales moderados y organismos que sean susceptibles de ser capturados, marcados, liberados y reconocidos durante todo el experimento.

Esta metodología, tiene la limitante de no estimar el área muestral, la cual debe ser calculada con base en las distancias de dispersión de algunos individuos, y que puede afectar la traducción de tamaño poblacional a densidades.

Por último, la estimación de densidad con cámaras trampa sin necesidad de reconocimiento individual, es una metodología aplicable a varios vertebrados medianos y grandes terrestres con la cuál se puede abordar áreas inferenciales variables, pero implica una alta cantidad de cámaras, o capacidad de

moverlas frecuentemente, para tener los tamaños muestrales adecuados.



Cámara trampa en PNN Tatamá

Dado el tamaño del Subsistema Andes Occidentales, y de que la mayoría de los VOC seleccionados son organismos de baja detectabilidad y abundancias relativamente bajas, se planteó un programa de monitoreo para los indicadores de abundancia siguiendo el método de Mackenzie (2002), el cual permite usar cualquier tipo de registro (incluidos los tomados con fototrampeo). Adicionalmente se pretende implementar el método de Rowcliffe (2008) para medir densidad poblacional (Ver programa de monitoreo de VOC DTAO) y evaluar se permite lograr estimados con la suficiente precisión para poder detectar cambios si los hay.

En algunos casos las especies paisaje podrían no cobijar algunas especies con distribuciones geográficas restringidas, con requerimientos ecológicos específicos o sobre las cuales haya amenazas particulares (Andelman & Fagan, 2000; Fontaine, Gargominy, & Neubert, 2007; Lindenmayer et al., 2014).

En ese sentido, es necesario analizar cuáles de esos componentes de la biodiversidad podrían requerir acciones particulares y se complementarían la lista.

Normalmente en estas adiciones, se integran especies que necesitan estrategias de conservación basadas en el desplazamiento de organismos vivos (reintroducciones, refuerzos, suplementos o introducciones)(UICN, 1998) producto de que sus poblaciones están tan reducidas y aisladas que, solo garantizar la recuperación de su hábitat, no garantiza la recuperación de las poblaciones.

Por lo tanto, una vez determinada la disponibilidad de hábitat y las áreas con mayor probabilidad de conectividad, se consultarán

expertos de otros grupos, botánicos, herpetólogos, entomólogos, etc., para evaluar cuáles organismos deben ser incluidos.

Agradecimientos

Al director y a todo el equipo técnico de la Dirección Territorial Andes Occidentales por retroalimentar continuamente el proceso. Al comité técnico del Subsistema Andes Occidentales y a los comités técnicos de los Subsistemas temáticos Sidap Antioquia, Sirap Eje Cafetero y Sirap Macizo por respaldar esta iniciativa y permitir su continuidad.



PNN Tatamá. Foto: Rosa Restrepo



Literatura citada

- Andelman, S. J., & Fagan, W. F. (2000). Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(11), 5954–5959. <https://doi.org/10.1073/pnas.100126797>
- Angelstam, P. K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusiński, G., & Roberge, J.-M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation — dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40(6), 473–482.
- Anónimo. 2001. Boletín 2: Las especies paisaje para la conservación basada en un sitio. Paisajes Vivientes. Wildlife Conservation Society
- Anónimo. 2002. Boletín 3: Los papeles que cumplen Las Especies Paisajes En La conservación basada en un sitio. Paisajes Vivientes. Wildlife Conservation Society
- Anónimo. 2002. Boletín 4: La selección de Especies Paisaje. Paisajes Vivientes. Wildlife Conservation Society
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C. (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 88(2), 310–326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>
- Branton, M., & Richardson, J. S. (2011). Assessing the Value of the Umbrella-Species Concept for Conservation Planning with Meta-Analysis. *Conservation Biology*, 25(1), 9–20. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01606.x>
- Buckland, S. T. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press.
- Caro, T. M., & O'Doherty, G. (1999). On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 13(4), 805–814. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x>
- Castaño, O. (2002). Libro rojo de reptiles de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales–Universidad Nacional de Colombia. Ministerio Del Medio Ambiente. Conservación Internacional Colombia.
- Clark, M. R. (2004). Using the spectacled bear as a conservation tool in the Condor Biosphere Reserve, Ecuador. *Journal of Sustainable Forestry*, 18(2–3), 223–236.
- Coppolillo, P., Gomez, H., Maisels, F., & Wallace, R. (2004). Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation*, 115(3), 419–430. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00159-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00159-9)
- Cullen Jr, L. (2006). *Jaguars as landscape detectives for the conservation of Atlantic Forests in Brazil*. University of Kent.
- Elzinga, C. L. (2001). *Monitoring plant and animal populations*. Malden, Mass.: Blackwell Science.



Feinsinger, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation*. Island Press. Retrieved from <https://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=Bxa8BwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR2&dq=Feinsinger&ots=Kzpg5UqzBx&sig=OTQRa-reh-giXDsi5lgFsVbJJqQ>

Fleishman, E., Murphy, D. D., & Brussard, P. F. (2000). A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecological Applications*, 10(2), 569–579.

Fontaine, B., Gargominy, O., & Neubert, E. (2007). Priority sites for conservation of land snails in Gabon: testing the umbrella species concept. *Diversity and Distributions*, 13(6), 725–734. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00376.x>

Hanley, T. A., Smith, W. P., & Gende, S. M. (2005). Maintaining wildlife habitat in southeastern Alaska: implications of new knowledge for forest management and research. *Landscape and Urban Planning*, 72(1), 113–133.

Hernández-Camacho, J., & Cooper, R. W. (1976). The nonhuman primates of Colombia. *Neotropical Primates: Field Studies and Conservation*, 35–69.

Holling, C. S. (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons. Retrieved from [http://pure.iiasa.ac.at/823/Jarro-F, E. M. C. \(2011\). Lineamientos técnicos par la formulación de objetivos de conservación y valores objeto de conservación. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales.](http://pure.iiasa.ac.at/823/Jarro-F, E. M. C. (2011). Lineamientos técnicos par la formulación de objetivos de conservación y valores objeto de conservación. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales)

Jenkins, D. G., Brescacin, C. R., Duxbury, C. V., Elliott, J. A., Evans, J. A., Grablow, K. R., ... Williams, S. E. (2007). Does size matter for dispersal distance? *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 415–425. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00312.x>

Keuroghlian, A., Eaton, D. P., & Desbiez, A. L. (2009). The response of a landscape species, white-lipped peccaries, to seasonal resource fluctuations in a tropical wetland, the Brazilian Pantanal. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 1(4), 087–097.

Lambeck, R. J. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11(4), 849–856. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x>

Lindenmayer, D. B., Barton, P. S., Lane, P. W., Westgate, M. J., McBurney, L., Blair, D., ... Likens, G. E. (2014). An Empirical Assessment and Comparison of Species-Based and Habitat-Based Surrogates: A Case Study of Forest Vertebrates and Large Old Trees. *PLOS ONE*, 9(2), e89807. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089807>

Lyons, J. E., Runge, M. C., Laskowski, H. P., & Kendall, W. L. (2008). Monitoring in the Context of Structured Decision-Making and Adaptive Management. *The Journal of Wildlife Management*, 72(8), 1683–1692. <https://doi.org/10.2193/2008-141>

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one.



Ecology, 83(8), 2248–2255.

Marcot, B. G., & Flather, C. H.; (2007). Species-level strategies for conserving rare or little-known species [Chapter 6] (pp. 125–164). Retrieved from <http://www.treesearch.fs.fed.us/pubs/49223>

McKelvey, K. S., Aubry, K. B., Agee, J. K., Buskirk, S. W., Ruggiero, L. F., & Koehler, G. M. (2000). Lynx conservation in an ecosystem management context. Chapter, 15, 419–441.

Nekaris, K. A.-I., Arnell, A. P., & Svensson, M. S. (2015). Selecting a Conservation Surrogate Species for Small Fragmented Habitats Using Ecological Niche Modelling. *Animals*, 5(1), 27–40. <https://doi.org/10.3390/ani5010027>

Nichols, J. D. (1992). Capture-Recapture Models. *BioScience*, 42(2), 94–102. <https://doi.org/10.2307/1311650>

Rasmussen, K. (2014). Recommendations for the Identification and Selection of Vertebrate Umbrella Species for Conservation Planning in Terrestrial Ecosystems. (Thesis). University of Calgary. Retrieved from <http://theses.ucalgary.ca/jspui/handle/11023/1909>

Renjifo, L., Franco M, A., Amaya E, J., Kattan, G., & López L, B. (2002). Libro Rojo de Aves de Colombia. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt-Ministerio del Medio Ambiente. 562 p. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia.

Ríos-Franco, C. A. & Valencia, A. (2014).

Informe Convenio 506/2013. Carder - WCS. Pereira, pp 254.

Roberge, J.-M., & Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85.

Rodríguez-Mahecha, J. V., Mendoza, C. L., & Nash, S. D. (2006). Libro rojo de los mamíferos de Colombia. Conservación Internacional Colombia. Retrieved from <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IscScript=UNIBA.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mf=003009>

Rondinini, C., Rodrigues, A. S. L., & Boitani, L. (2011). The key elements of a comprehensive global mammal conservation strategy. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 366(1578), 2591–2597. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0111>

Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>

Sanderson, E. W., Redford, K. H., Vedder, A., Coppolillo, P. B., & Ward, S. E. (2002). A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58(1), 41–56. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00231-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00231-6)

Sattler, T., Pezzatti, G. B., Nobis, M. P., Obrist, M. K., Roth, T., & Moretti, M. (2014). Selection of multiple umbrella species for functional and



taxonomic diversity to represent urban biodiversity. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 28(2), 414–426. <https://doi.org/10.1111/cobi.12213>

Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J., ... Hiraldo, F. (2008). Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 39(1), 1–19. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.1107.07.173545>

Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., & Pedrini, P. (2006). Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1049–1055. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x>

Sinclair, A. R. E. (2003). The role of mammals as ecosystem landscapers. *Alces*, 39, 161–177.

Stevens, S. S., Organ, J. F., & Serfass, T. L. (2011). Otters as flagships: social and cultural considerations. In *Proceedings of Xth*

International Otter Colloquium, IUCN Otter Specialist Group Bulletin A (Vol. 28, pp. 150–161). Retrieved from http://iucnosg.org/Bulletin/Volume28A/Stevens_et_al_2011.html

Stringberg, S. (2007). Manual técnico 5: Una guía rápida de referencias para el software Selección de Especies Paisaje versión 2.1. Paisajes Vivientes. Wildlife Conservation Society

Ucarli, Y. (2011). Usability of large carnivore as a keystone species in Eastern Black Sea Region,

Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 10(11), 2032–2036.

UICN (1998). Guías para reintroducciones de la UICN. Preparadas por el Grupo Especialista en Reintroducción de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, UICN, Gland, Suiza & Cambridge, Reino Unido. 20p

Western, D. (1987). Africa's elephants and rhinos: Flagships in crisis. *Trends in Ecology & Evolution*, 2(11), 343–346. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(87\)90112-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(87)90112-1)

Wilcox, B. A. (1984). In situ conservation of genetic resources: determinants of minimum area requirements. *National Parks, Conservation and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 639–647.

Zambrano, H. (2010). Objetivos de Conservación de la Áreas Protegidas. Cómo Definirlos y Cómo Asociar Objetos de Conservación. Subdirección técnica. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales

