

**IDENTIFICACIÓN DE VACÍOS Y PRIORIDADES DE CONSERVACIÓN
PARA LA BIODIVERSIDAD TERRESTRE EN EL ECUADOR
CONTINENTAL**

© EcoCiencia, The Nature Conservancy, Conservation
International, Ministerio del Ambiente del Ecuador

AUTORES

Francisco Cuesta-Camacho

Manuel F. Peralvo

Andrea Ganzenmüller

Malki Sáenz

Julio Novoa

Gabriela Riofrío

Karla Beltrán

Mayo de 2006
Quito, Ecuador

Tabla de Contenidos

Resumen	3
1 Introducción	4
1.1 La IVPC como herramienta para la conservación de la biodiversidad	4
1.2 El Estudio de vacíos de conservación en el contexto del Ecuador	5
2 Área de estudio	7
2.1 El contexto biofísico	7
2.2 El contexto socioeconómico	9
3 Métodos	11
3.1 Selección y mapeo de indicadores de la biodiversidad para cada sub-región del Ecuador continental	12
3.1.1 <i>Recolección y procesamiento de información base para especies</i>	15
3.2 Definición de metas	15
3.3 Identificación y análisis de los vacíos de conservación	16
3.4 Priorización de los vacíos de conservación usando criterios de áreas irremplazables y vulnerables	18
3.5 Análisis espacial de representatividad de los indicadores de biodiversidad en el SNAP en un escenario óptimo	19
4 Resultados	21
4.1 Patrones de diversidad y niveles de remanencia de las especies indicadoras de biodiversidad	21
4.2 Estado de conservación de los indicadores de biodiversidad	21
4.2.1 <i>Representación de los indicadores en el SNAP</i>	22
4.3 Identificación y priorización de vacíos de conservación	23
4.3.1 <i>Nivel de representatividad de los indicadores de biodiversidad</i>	24
4.4 Análisis espacial de representatividad de los indicadores de biodiversidad en el SNAP en un escenario óptimo	26
4.5 Humedales lénticos del Ecuador continental	27
5 Discusión	28
5.1 Consideraciones metodológicas	28
5.2 Recomendaciones por sub-región	31
5.2.1 <i>Costa</i>	32
5.2.2 <i>Sierra</i>	33
5.2.3 <i>Amazonia</i>	34
5.3 Recomendaciones generales	34
6 Conclusiones	36
7 Agradecimientos	37
8 Referencias	38
9 Tablas y Figuras	47
9.1 Tablas	47
9.2 Figuras	50
10 Anexos	58

Identificación de Vacíos y Prioridades de Conservación para la Biodiversidad Terrestre en el Ecuador Continental

Cuesta-Camacho, F^J, M. F. Peralvo^{ÉJ}, A. Ganzenmüller^J, M. Sáenz^J, J. Novoa^J, y K. Beltrán^J

^J EcoCiencia. P.O. Box. 17-12-257. Correo electrónico: andes@ecociencia.org, indicadores@ecociencia.org

^É The University of Texas at Austin. Department of Geography and the Environment. Correo electrónico: peralvomf@mail.utexas.edu

Resumen

La identificación de vacíos de conservación es un enfoque geográfico de planificación que procura definir prioridades de conservación basadas en el estado actual de la biodiversidad. Para este análisis dividimos al Ecuador continental en tres sub-regiones: Costa, Sierra y Amazonia. La identificación de los vacíos y prioridades de conservación se basó en un conjunto de indicadores de biodiversidad (aves, algunos géneros diversos de plantas vasculares, sistemas ecológicos y humedales lénticos) que fueron utilizados en distintas combinaciones para el análisis de cada una de las sub-regiones.

Mediante modelos de nicho generamos 163 modelos predictivos de la distribución actual (remanente) y potencial de las 204 especies seleccionadas para la Costa y Sierra. Asimismo, generamos un mapa de los sistemas ecológicos presentes (actual y potencial) en el país y empleamos información previamente publicada sobre los humedales lénticos continentales. Para determinar el grado de representatividad de cada indicador (sistemas y especies) en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) definimos una meta de conservación considerando el grado de remanencia de su distribución actual en relación a su configuración potencial (histórica).

Para la identificación de los vacíos de conservación utilizamos un algoritmo heurístico denominado SITES para la selección de áreas irremplazables y complementarias. El algoritmo busca encontrar el conjunto óptimo de unidades de análisis fuera del sistema existente de áreas protegidas que permita alcanzar de forma eficiente las metas de conservación para los indicadores. Una vez que los vacíos de conservación fueron identificados, empleamos criterios de áreas irremplazables y vulnerables para identificar áreas que necesitan atención prioritaria en términos de conservación. Así, un área se considera irremplazable cuando su inclusión en un área protegida es imprescindible para alcanzar las metas de conservación para uno o más indicadores de la biodiversidad. Por otro lado, el grado de vulnerabilidad puede ser entendido como la probabilidad de cambio o degradación de un área en un tiempo relativamente corto.

Aunque cerca del 16% del territorio continental del Ecuador se encuentra dentro del SNAP, la representación de los indicadores de la biodiversidad seleccionados tiende a ser deficiente. Así, encontramos que varios sistemas ecológicos se encuentran sub-representados o ausentes por completo del SNAP, de manera especial en la sub-región Costa, los Andes del sur y la Amazonia sur. Esta situación se refleja en la carencia de áreas protegidas en vastas regiones del país, en la concentración de dichas áreas en otras regiones o en la presencia de áreas de reducida extensión.

Es fundamental considerar que en el contexto socioeconómico y político actual del Ecuador, es poco probable la creación de áreas al SNAP bajo las categorías vigentes o la modificación de las superficies de las reservas existentes. Es entonces necesario reconocer la necesidad de incorporar estrategias dirigidas a otros actores que pueden resultar aliados estratégicos. Gobiernos seccionales, territorios indígenas, bosques protectores, y propietarios privados son algunos de estos actores que permitirían diseñar escenarios de conservación que fortalezcan el SNAP y mejoren su representatividad de la biodiversidad terrestre del Ecuador Continental.

1 Introducción

En la Séptima Reunión de la Conferencia de las Partes (COP-7) del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), que se llevó a cabo en Kuala Lumpur (Malasia), se aprobó un Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas, con múltiples objetivos y metas bajo un marco de tiempo limitado. Uno de los propósitos generales del Programa es estimular a los países signatarios a completar y diseñar un sistema de áreas protegidas representativo de la diversidad biológica de cada nación, con énfasis especial en las especies endémicas y amenazadas.

El Ecuador, como signatario del CBD se comprometió a aplicar las 91 actividades del Programa de Trabajo en el país a fin de fortalecer su Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Una de las actividades del Programa de Trabajo es el análisis de vacíos del sistema, a fin de adoptar con urgencia, para el año 2006, medidas dirigidas a establecer nuevas áreas protegidas o ampliar las existentes. El análisis de vacíos del sistema deberá basarse en los requisitos de conservación de sistemas representativos que garanticen la persistencia de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres, marinos y de aguas continentales, y que además protejan zonas muy amenazadas o de gran valor biológico debido a sus altos niveles de endemismo.

El análisis para la identificación de vacíos y prioridades de conservación (IVPC de aquí en adelante) es un enfoque geográfico de planificación cuyo objetivo es identificar prioridades de conservación basadas en el estado actual de la biodiversidad, su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas existente e información sobre variables relevantes a su persistencia en el futuro. Aunque es una herramienta flexible que puede aplicarse en un amplio rango de escalas geográficas, este tipo de análisis generalmente se concentra en la identificación de prioridades de conservación a escalas regionales o de país.

El Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) ha identificado como una de sus prioridades la elaboración del nuevo Plan Estratégico para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, realizado con el apoyo del proyecto SNAP-GEF. Este plan necesariamente debe contemplar un análisis de las áreas importantes para la conservación de la biodiversidad que no se encuentran representadas en el SNAP con el fin de asegurar un nivel óptimo de representatividad.

1.1 La IVPC como herramienta para la conservación de la biodiversidad

La identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad es un proceso complejo por dos razones principales. Primero, el manejo del territorio tomando en cuenta criterios de conservación a menudo implica que algunos usos humanos del suelo necesiten ser limitados o eliminados totalmente. Los costos de oportunidad de estas estrategias de manejo pueden ser altos, y a menudo estos costos afectan principalmente a las poblaciones locales que usan los ecosistemas a ser protegidos como su base de subsistencia (Balmford y Whitten 2003). Adicionalmente, los recursos disponibles para la implementación de estrategias de conservación *in-situ* son escasos. En consecuencia, existe la necesidad de contar con esquemas metodológicos que permitan identificar prioridades de conservación de forma eficiente, minimizando los costos asociados con la implementación de estrategias de manejo, y maximizando las condiciones que permitan garantizar la persistencia de la biodiversidad a largo plazo (Margules y Pressey 2000).

Tradicionalmente, el establecimiento de estrategias para la conservación en general, y el establecimiento de áreas protegidas en particular, han estado basados en múltiples criterios que no necesariamente reflejan el objetivo de garantizar la persistencia de la biodiversidad. Las desventajas de usar criterios *ad hoc* para la

conservación han sido ampliamente reconocidas, siendo una de las principales la tendencia hacia la protección de áreas generalmente consideradas como marginales para usos humanos (Pressey *et al.* 1993, Pressey 1994; Rouget *et al.* 2003). Estas áreas no necesariamente garantizan que todos los elementos que constituyen la biodiversidad (p.ej. especies, comunidades, ecosistemas, procesos biológicos) sean adecuadamente representados y dificultan la selección futura de áreas protegidas. En este contexto, un enfoque relativamente consensuado de planificación sistemática para la conservación ha sido propuesto tomando en cuenta criterios de eficiencia y representatividad para identificar vacíos y prioridades de conservación de la forma más objetiva posible (Margules y Pressey 2000, Groves *et al.* 2002).

1.2 El Estudio de vacíos de conservación en el contexto del Ecuador

El Ecuador continental cuenta actualmente con un total de 31 reservas naturales que cubren alrededor de 4'073.608 ha o cerca del 16,5% del territorio continental. Estas áreas oscilan entre las 82 ha del Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara hasta 1'016.374 ha del Parque Nacional Yasuní (Tabla 1). Si bien la superficie destinada a conservación es considerable, muchas de estas áreas fueron creadas fuera de un contexto de planificación sistemático acorde a los patrones de distribución espacial de la biodiversidad del país. Como resultado de aquello, muchas de éstas se encuentran localizadas en zonas andinas (cinco de las siete más grandes), y varias de ellas con tamaños insuficientes para mantener muestras viables de los ecosistemas, comunidades y especies que protegen. Por ejemplo, 20 de las 31 (~65%) tienen una superficie menor a 100.000 ha, lo cual implica que muchas de las poblaciones de las denominadas especies paisaje (p.ej. el oso andino) albergadas en su interior sean pequeñas, con poca probabilidad de mantenerse y cumplir su función ecológica en el largo plazo (Boyce 1992; Kattan *et al.* 2004).

En un estudio preliminar de vacíos de conservación del Ecuador Continental, Sierra *et al.* (1999) sugieren que, para la incorporación de nuevas áreas en el SNAP, los mayores esfuerzos deben concentrarse en la región de la Costa seca y húmeda. Estas áreas han experimentado una gran pérdida de la cobertura vegetal original y albergan varios ecosistemas que no se encuentran adecuadamente representados dentro del actual SNAP. Este estudio recomienda la elaboración de análisis cartográficos y taxonómicos detallados para la selección de nuevas reservas o adiciones a las reservas existentes con el objeto de llegar a un nivel óptimo de representatividad.

Paralelamente, el Ecuador sufre actualmente de una de las tasas de deforestación más altas del Neotrópico, la cual se encuentra concentrada en el Chocó, en las estribaciones andinas y en la Amazonia. La tasa de deforestación para todo el Ecuador fue estimada por la Organización para la Alimentación y Agricultura de las Naciones Unidas (FAO por sus siglas en inglés) en la década de 1980 en 1,8% anual (FAO 1996), siendo para ese entonces una de las más altas del mundo. Para la década de 1990 la FAO estimó una tasa de pérdida de bosques promedio de 1,2% anual, tasa que situó al Ecuador en un segundo lugar detrás de Paraguay entre los países de Latinoamérica con los mayores niveles de deforestación. Las tasas de deforestación son más altas aun en áreas específicas dentro del país. Por ejemplo, Messina y Walsh (2001) encontraron una tasa de deforestación del 3% anual en el área de estudio del proyecto de uso del suelo y dinámicas de cambio en la Amazonia norte del Ecuador.

Dada la acelerada transformación de ecosistemas generada por la interacción de diversos procesos socioeconómicos, es imperativo determinar si el sistema actual de áreas protegidas mantiene un conjunto representativo y adecuado de la biodiversidad del Ecuador. Adicionalmente, es necesario establecer una línea base

que permita la implementación de un proceso sistemático de planificación para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental. Dicho proceso de planificación requiere de información sobre el estado y distribución de la biodiversidad a escala nacional.

Con estas consideraciones, este estudio tuvo tres objetivos generales. El primer objetivo fue analizar la eficiencia con la cual el actual sistema nacional de áreas protegidas representa a un conjunto de indicadores de la biodiversidad compuesto por ecosistemas terrestres, especies endémicas y amenazadas de aves y especies endémicas y amenazadas de un grupo de géneros de plantas vasculares altamente diversos. El segundo objetivo fue identificar geográficamente qué áreas deberían ser consideradas potencialmente como complementos al SNAP para lograr una cobertura adecuada de los indicadores utilizados. Finalmente, en este estudio realizamos un ejercicio de priorización de los vacíos encontrados analizando su irremplazabilidad y vulnerabilidad.

2 Área de estudio

2.1 El contexto biofísico

En el presente estudio definimos al Ecuador continental como nuestra área de estudio. Por motivos metodológicos, dividimos al país en tres sub-regiones de análisis: Costa, Sierra y Amazonia. Esta división del Ecuador obedeció a limitaciones de información actualizada y homogénea sobre el estado de los ecosistemas terrestres para todo el Ecuador continental (Anexo 1). La delimitación de cada una de estas sub-regiones considera los límites definidos en el mapa de vegetación de los Andes del Ecuador (Baquero *et al.* 2005), según el cual la Sierra inicia a los 400 metros de altitud en la cordillera Occidental y a los 800 metros en la cordillera Oriental (Figura 1).

La Costa comprende una franja de 150 km en promedio ubicada entre las faldas de los Andes y la línea costera del Pacífico, y que abarca el 26% de la superficie del país. Esta sub-región se caracteriza por tres grandes elementos estructurales del paisaje que influyen en los patrones de distribución de la biota costera: el río Guayas, el río Esmeraldas y la cordillera de la Costa. La cuenca del Guayas inicia en el sur de la provincia de Pichincha, en la confluencia de los ríos Toachi, Peripa y Quevedo, y desemboca en el golfo de Guayaquil, aproximadamente 52 km al sur de sus cabeceras, conformando el valle fluvial más grande del Ecuador. El río Esmeraldas se origina en la vertiente occidental de la provincia de Pichincha, producto de la unión del río Toachi con los ríos Blanco y Guayllabamba. Este río marca una clara transición progresiva hacia el sur entre los bosques siempre-verdes y los bosques estacionales y secos del resto del país. La cordillera de la Costa se extiende en forma paralela al litoral a lo largo de 350 km desde la ciudad de Esmeraldas en el norte hasta Guayaquil en el sur. Las cimas de esta cordillera varían entre 400 y 600 m y, aunque es bastante continua en toda su longitud, se reconocen dos grandes bloques: Mache-Chindul, al norte, y Jama-Colonche-Chongón, al sur. Desde el sur de Guayaquil hasta la frontera con Perú no existen cadenas montañosas y la región costera es una faja angosta de 25 km de extensión entre los Andes y el golfo de Guayaquil (Jorgensen *et al.* 1999). La Costa ecuatoriana representa una zona de transición entre las condiciones per-áridas presentes en la costa peruana y las condiciones per-húmedas del Chocó definidas a una escala continental por la influencia de la corriente marina de Humboldt (Davis *et al.* 1997).

La Sierra abarca el 43% de la superficie del país y está delimitada por la distribución de la cordillera de los Andes. A un nivel general se distinguen tres regiones: el ramal central norte dominado por volcanismo cuaternario, el sur con volcanes terciarios e influenciados por la depresión de la cordillera y las cordilleras sub-andinas de origen sedimentario. En el centro y norte de esta sub-región, los Andes forman dos cadenas montañosas paralelas (la cordillera Occidental y la Oriental), que se extienden sobre unos 600 km en sentido norte-sur y apenas entre 150 a 180 km de este a oeste (Clapperton 1993). Entre ambos ramales varios "estrato volcanes" y lomas que conectan ambas cordilleras de este a oeste, conocidos como nudos inter-cordilleranos, definen una serie de valles interandinos que constituyen pequeñas barreras de dispersión de algunas especies de aves (Heindl y Schuchmann 1998), mamíferos (Voss 2003) e incluso plantas vasculares (Gentry 1982). Al sur del valle de Paute-Cuenca-Girón, los Andes pierden elevación (las cimas más altas apenas sobrepasan los 4000 m) y no están claramente definidos como cordilleras. Los Andes del sur del Ecuador forman un sistema intrincado de nudos, algunos de los cuales van de norte a sur y algunos de este a oeste.

Existe la presencia de un tercer ramal al este de la cordillera Oriental denominado cordilleras Sub-andinas o serranías Amazónicas. Estas cordilleras tienen un origen tectónico pero no forman una unidad continua; al contrario, forman pequeñas cadenas montañosas separadas por los grandes ríos amazónicos, como el Santiago o el Napo. Las cordilleras sub-andinas de Galera y Sumaco están constituidas por sedimentos cretácicos y terciarios. La serranía de Kutukú está constituida por las mismas estructuras de Galera, pero adicionalmente contiene rocas sedimentarias más antiguas que datan del período Jurásico. La cordillera del Cóndor, por su parte, es la cordillera sub-andina localizada más al sur y conformada por un sustrato de conchas, sedimentos y areniscas del período Mesozoico (Jorgensen *et al.* 1999).

El tercio oriental del país abarca la parte occidental de la cuenca del río Amazonas y, aunque ocupa solo el 2% de toda la cuenca amazónica, representa el 30% del territorio nacional. En la Amazonía ecuatoriana, la mayor parte de la tierra firme, se encuentra entre los ríos principales. Sin embargo, ésta no es una llanura plana y sin fisonomía, sino más bien una penillanura con una micro-topografía complicada de cerros bajos, con la presencia frecuente de laderas inclinadas. Al norte del río Napo, el paisaje está dominado por áreas con drenaje pobre constituidos por pantanos, bosques de palmas y lagos oligótrofos de aguas negras. La Amazonia central y sur está dominada por un complejo de mesetas de arenisca y colinas interrumpidas por terrazas aluviales asociadas con los valles de inundación de ríos de aguas blancas y negras, y un relieve homogéneo asociado con el cono de esparcimiento del Pastaza.

2.2 El contexto socioeconómico

La alta diversidad ambiental del Ecuador ha promovido el desarrollo de un conjunto igualmente diverso de estrategias de producción asociadas a las condiciones particulares de cada región. El desarrollo de estas estrategias ha tenido diversas consecuencias sociales, económicas y ambientales que, si bien son difíciles de generalizar, presentan patrones que pueden ser adecuadamente descritos a una escala regional. Adicionalmente, todo análisis de la interacción entre grupos humanos y su entorno en un momento determinado debe ser contextualizado en función de los procesos históricos específicos que han precedido las dinámicas observadas. No obstante, un análisis socio-histórico completo está fuera del alcance de este estudio. En este contexto, el objetivo de esta sección es proveer una breve visión de los procesos socioeconómicos contemporáneos que presentan los retos más importantes para la conservación a largo plazo de la biodiversidad en el Ecuador continental.

Históricamente, la Costa ha sustentado altos niveles de actividades productivas y de densidad de ocupación humana. Las raíces de estos procesos están asociadas parcialmente con la existencia de condiciones ambientales relativamente favorables, tales como la existencia de suelos fértiles y clima estacionalmente seco (Murphy y Lugo 1995). Uno de los procesos más importantes que caracterizó la evolución reciente de los sistemas productivos de la Costa ecuatoriana fue la implementación de un modelo agro exportador centrado principalmente en la provincia del Guayas. Paralelamente, en la segunda mitad del siglo pasado el Ecuador en general, y particularmente la Costa, experimentó un incremento significativo de la población total acompañado por procesos de migración interna hacia áreas urbanas y las zonas rurales económicamente más activas. En consecuencia, el paisaje en la porción centro y sur de la Costa se encuentra dominado por una matriz dedicada a usos agrícolas asociado con un régimen de propiedad privada de la tierra (Dodson y Gentry 1991). En contraste, la región más húmeda en el noroccidente de la Costa experimentó niveles menores de cambios asociados a la agricultura de exportación. En esta área, uno de los procesos socioeconómicos más importantes ha sido la deforestación asociada con la extracción de madera para el mercado nacional e internacional. Similarmente a lo que ocurre en otras zonas de bosques tropicales húmedos, la deforestación en el noroccidente ecuatoriano es la expresión de un complejo sistema de interacción entre pequeños productores, intermediarios, compañías madereras y mercados locales e internacionales (Sierra y Stallings 1998; Sierra 2001).

La región andina en el Ecuador experimentó procesos extensivos de intervención humana incluso antes de la colonia (Denevan 1992). Uno de los procesos que ha tenido las consecuencias más importantes y duraderas en las trayectorias de cambio ambiental en la Sierra ecuatoriana fue la redistribución del uso y tenencia de la tierra durante la etapa colonial. Este proceso generó un patrón relativamente generalizado en el que las tierras más productivas en los valles interandinos fueron explotadas utilizando un modelo de latifundio, mientras las poblaciones indígenas fueron desplazadas hacia tierras más marginales a elevaciones mayores donde la agricultura de pequeñas parcelas (minifundio) es predominante. Los procesos de reforma agraria de fines de los 60s e inicios de los 70s tuvieron un impacto limitado, y el patrón de uso y tenencia de la tierra no cambió radicalmente (Caviedes y Knapp 1995; Lanjouw 2000). Como resultado, la conversión a usos agrícolas ha sido generalizada en los valles interandinos y las vertientes interiores de las dos cordilleras. Por sus características fisiográficas, la situación en los ecosistemas de páramo es distinta. En estas zonas, los regímenes de propiedad comunitarios son más generalizados, y los usos del suelo están principalmente asociados al pastoreo de ganado menor y el manejo extensivo de ganado vacuno. A pesar del proceso de marginalización de los pequeños productores agrícolas en la

Sierra, éstos han sido capaces de desarrollar sofisticados sistemas de uso agrícola adaptado a las difíciles condiciones ecológicas de los Andes (Knapp 1991). Sin embargo, existen algunas zonas de la Sierra donde la pobreza rural es endémica y está acompañada por procesos agudos de degradación ambiental (p.ej. erosión, contaminación de fuentes hídricas; Field 2000).

Los procesos de cambio ambiental en las vertientes externas de los Andes orientales y occidentales han estado asociados a las dinámicas diferenciadas de integración entre las tres regiones. La consolidación del mercado nacional y la intensificación del comercio interno de productos entre la Sierra y la Costa en el siglo pasado estuvieron acompañadas por la construcción de una densa red vial para conectar estas dos regiones (Dodson y Gentry 1991). Estas vías facilitaron el acceso a nuevas áreas en las vertientes exteriores de la cordillera Occidental y la creación de frentes de deforestación en los bosques montanos originados por la expansión de pastos y otros usos agrícolas (Young 1998). Las dinámicas en las vertientes externas de los Andes orientales fueron similares, pero el proceso fue más reciente y principalmente asociado con la integración de la región amazónica centro y norte al espacio ecuatoriano desde el inicio de la explotación petrolera en la década de 1970.

La región amazónica experimentó cambios radicales de uso del suelo en la segunda mitad del siglo pasado. A la construcción de la infraestructura vial requerida para la explotación petrolera en la década de 1970 le siguió un periodo de rápida colonización por parte de pequeños agricultores que escapaban de las condiciones de alta demanda de tierra en la región andina (Walsh *et al.* 2002). Este proceso de redistribución demográfica fue facilitado por políticas de titulación de tierras para familias de inmigrantes en la región por parte del Estado. El principal proceso de cambio ambiental en la Amazonia centro y norte del Ecuador ha sido la deforestación y fragmentación de la cobertura boscosa asociada a la actividad ganadera y a monocultivos agroindustriales (p.ej. palma africana) (Sierra 2000). En contraste la porción suroriental de la Amazonia ha permanecido comparativamente más aislada y el sistema tradicional de agricultura de subsistencia por roza y quema aún predomina en ciertas áreas donde la densidad poblacional es relativamente baja (p.ej. territorios Achuar y Shiwiar). En esta zona, uno de los procesos más importantes ha sido la consolidación y legalización de territorios indígenas, asociado con un marco más general de lucha y afirmación de los derechos indígenas en otras regiones del Ecuador (Caviedes y Knapp 1995; Whitten 2003).

3 Métodos

La IVPC generalmente es aplicada a áreas relativamente grandes (meso-escala). Idealmente, se debería llevar a cabo a lo largo de toda una región fitogeográfica o ecorregión, debido a que esto permite modelar y analizar de forma más consistente los patrones de diversidad biológica. Sin embargo, en la práctica estos análisis son frecuentemente aplicados en países o inclusive en regiones o sub-regiones de un mismo país. Si bien estas aproximaciones pueden introducir un sesgo en el análisis de patrones de diversidad, no dejan de ser una herramienta robusta de planificación.

Estos análisis pueden consistir en ejercicios simples basados en comparaciones del porcentaje de un conjunto de indicadores de la biodiversidad presente en el sistema de áreas protegidas en relación a una meta preestablecida (Arango *et al.* 2003). Estudios más complejos incluyen procesos de compilación de información en el campo, mapeo de la distribución espacial de la biodiversidad y la utilización de paquetes informáticos (p.ej. SITES), que consideran criterios de complementariedad, flexibilidad y singularidad para la generación de sistemas eficientes que garanticen la representación adecuada de la biodiversidad en el área mínima posible (Pressey *et al.* 1993; Faith y Walter 2002; Rodrigues *et al.* 2004).

El criterio de complementariedad establece que la adición de un área extra a un conjunto existente de áreas protegidas debería maximizar la representación de elementos de la biodiversidad ausentes en el sistema actual. De esta forma, la adición de áreas complementarias contribuye a maximizar la representatividad de la biodiversidad regional en el sistema de áreas protegidas diseñado (Vane-Wright *et al.* 1991). Flexibilidad se refiere a la probabilidad de cumplir las metas de conservación de diferentes formas con una configuración distinta de áreas seleccionadas. El proceso de planificación utiliza algoritmos heurísticos que permiten generar distintos escenarios alternativos de conservación. Este criterio es particularmente relevante en la Amazonía, por su elevado porcentaje de remanencia. Finalmente, el criterio de singularidad se define según las especies, comunidades o sistemas únicos presentes en un sistema, que no se encuentran en ningún otro lugar del área de estudio.

En el presente estudio utilizamos SITES (Possingham *et al.* 2000), un programa de optimización que permite identificar vacíos de conservación utilizando criterios de complementariedad, flexibilidad y singularidad (ver mas abajo). La arquitectura de SITES responde a dos factores adicionales en la selección de áreas para la conservación: eficiencia y fragmentación. En el contexto de la identificación de vacíos de conservación, la eficiencia es explicada como una función de optimización. Es decir, un sistema de áreas protegidas eficiente cumple con las metas de conservación usando el menor costo de inversión posible (p.ej. traducido como la menor cantidad de sitios incluidos en sistema de áreas protegidas propuesto) (Pressey y Nicholls 1989; Pressey *et al.* 1993; Cabeza y Moilanen 2001). El criterio de fragmentación es un factor que permite incluir de forma explícita la influencia de la configuración espacial de las áreas protegidas en el mantenimiento de procesos ecológicos, promoviendo la conectividad y aminorando los efectos negativos de la fragmentación de hábitat (Verboom y Huitema 1997; Opdam 1991). Esto es especialmente importante en el contexto del Ecuador debido al gran porcentaje de especies de distribución restringida y a la configuración espacial de parches de muchos de los sistemas ecológicos y paisajes. Estas características podrían determinar la construcción de una red de reservas espacialmente fragmentada (Possingham *et al.* 2000).

Independientemente de su nivel de complejidad metodológica, los estudios de IVPC siguen cinco procesos básicos en un orden secuencial: (1) Selección y mapeo de indicadores de la biodiversidad y el sistema existente de áreas protegidas en la unidad de planificación (i.e. ecorregión o país), (2) Definición de metas de conservación para los indicadores de la biodiversidad dentro de la unidad de planificación, (3) Identificación de los vacíos de conservación comparando las metas de conservación con lo que se encuentra actualmente protegido para cada indicador, (4) Priorización de los vacíos a ser llenados con base a criterios de áreas irremplazables y vulnerables (Ferrier *et al.* 2000; Pressey y Taffs 2001), y (5) Desarrollo de estrategias de conservación (Margules y Pressey 2000). De estos procesos, en el presente estudio se incluyen los primeros cuatro ya que el quinto corresponde a una siguiente fase, a realizarse posteriormente mediante el desarrollo del Plan Estratégico del SNAP (T. Granizo, com. pers.).

3.1 Selección y mapeo de indicadores de la biodiversidad para cada sub-región del Ecuador continental

La identificación de prioridades de conservación en una unidad de planificación requiere realizar comparaciones entre sitios específicos en función de la biodiversidad de cada sitio. Debido a que la biodiversidad es un concepto complejo definido en múltiples niveles de organización (p.ej. genes, especies, comunidades), la identificación de prioridades de conservación requiere la selección de indicadores, los cuales actúan como modelos de la distribución de la biodiversidad en una región dada (Margules y Pressey 2000). El requisito indispensable en la selección de indicadores es que su distribución espacial pueda ser construida en forma consistente en toda la unidad de planificación. A continuación detallamos los criterios que utilizamos para seleccionar un conjunto de indicadores de la biodiversidad para el Ecuador continental.

Tomando en cuenta el concepto de filtro grueso/filtro fino (Groves *et al.* 2000), seleccionamos tres tipos de indicadores: (1) sistemas ecológicos (filtro-grueso), (2) especies (filtro-fino) y (3) humedales lénticos. Debido a la carencia de información consistente sobre la distribución de los indicadores a nivel nacional y a otras consideraciones metodológicas mencionadas a continuación, utilizamos distintas combinaciones de estos indicadores para cada una de las sub-regiones (Tabla 2). La distribución potencial de cada uno de los indicadores fue mapeada utilizando diferentes métodos (ver más abajo). La distribución remanente de los sistemas ecológicos y las especies fue estimada cruzando la información de distribución potencial con un mapa de áreas intervenidas derivado de información de uso y cobertura del suelo para el año 2001-2002 (ver Anexo 1 para una descripción detallada de las fuentes de información sobre uso del suelo utilizadas). Todos los mapas de distribución utilizados en este estudio fueron generados en formato raster, utilizando un tamaño de celda de 500 m. La información cartográfica fue proyectada en el sistema UTM, zona 17S utilizando como referencia el Provisional South American Datum 1956 (PSAD56). La información espacial sobre el SNAP la obtuvimos del Centro de Información Ambiental del Ministerio del Ambiente (CIAM 2003).

A. Sistemas ecológicos

En el presente estudio seleccionamos sistemas ecológicos (SE) como indicadores de filtro grueso (Poiani *et al.* 2000) bajo la premisa de que estas unidades representan la distribución de distintos elementos de la biodiversidad (p.ej. especies), lo cual ha sido comprobado en diversos estudios (p.ej. Ferrier y Watson 1997; Trakhtenbrot y Kadmon 2005). Diferentes clasificaciones de ecosistemas terrestres han sido ampliamente utilizadas como indicadores de la biodiversidad en la definición de prioridades de conservación a escalas globales (p.ej. Olson y Dinerstein 2002),

continentales (p.ej. Dinerstein *et al.* 1995), y de país (p.ej. Sierra *et al.* 2002). En este contexto, generamos un mapa de sistemas ecológicos para las tres subregiones del Ecuador continental. El Anexo 1 contiene una descripción detallada de las fuentes de información utilizadas, la metodología aplicada en cada subregión para mapear los sistemas ecológicos y los datos de distribución de los sistemas ecológicos en el Ecuador continental.

B. Especies

Escogimos un conjunto de especies como indicadores de filtro fino considerando que el uso exclusivo de SE como indicadores tiene algunas limitaciones asociadas con la escala y la definición conceptual de cada una de las unidades ecosistémicas. Por ejemplo, el uso de SE asume la existencia de un conjunto característico de especies (ensamblajes) asociadas a los distintos sistemas definidos, cuya distribución es homogénea dentro de cada tipo. Sin embargo, existe evidencia de procesos de radiación reciente de taxones con una gran plasticidad adaptativa que muestran distribuciones restringidas con adaptaciones a factores ambientales no perceptibles a las escalas a las que son mapeados los SE (Luteyn 2002; Ferrier 2002).

Idealmente, los indicadores utilizados en estos análisis se derivan de los datos sobre la distribución de todas las especies de interés del área de estudio (Pyle *et al.* 1981; Murphy y Wilcox 1986). Empero, la información sobre la distribución de muchos grupos neotropicales es incompleta, escasa o de difícil acceso, lo cual dificulta mucho el llevar a cabo un estudio de vacíos de conservación basado en un completo inventario de taxones (Kirkpatrick y Brown 1994; Williams y Gaston 1994). Entonces, es necesario seleccionar un grupo particular de especies como indicadores de la biodiversidad del área, las cuales tienen una mayor probabilidad de tener una documentación más completa sobre su distribución (Powell *et al.* 2000).

Con estos criterios, seleccionamos a las aves como representantes de los vertebrados y a un grupo de especies como representantes de las plantas vasculares. No empleamos más grupos debido al tiempo asignado para la ejecución del presente estudio y a limitaciones en la información disponible. Escogimos estos dos grupos sobre otros debido a que han sido satisfactoriamente utilizados en estudios previos como indicadores de biodiversidad a escalas regionales o mesoescalas (p.ej. Borchsenius 1997; Krabbe *et al.* 1998; Fjeldså *et al.* 1999; Kessler *et al.* 2001; Peterson *et al.* 2002).

Tanto para la Costa como para la Sierra seleccionamos aquellas especies de aves identificadas como endémicas por Ridgely y Greenfield (2001) además de aquellas clasificadas en las categorías Vulnerable (VU), En Peligro (EN) y en Peligro Crítico (CR) por el Libro Rojo de Aves del Ecuador (Granizo *et al.* 2002). Adicionalmente, escogimos las especies de algunos géneros representantes de procesos evolutivos (radiación, especiación) ocurridos en la Sierra: *Synallaxis*, *Metallura*, *Coeligena*, *Eriocnemis*, *Heliodoxa*, *Grallaricula*, *Grallaria* y *Scytalopus* en la Sierra (Anexo 2).

En el caso de las plantas vasculares, seleccionamos para la Costa a las especies endémicas y/o amenazadas de los géneros *Anthurium*, *Cavendishia*, *Piper*, *Solanum* y *Miconia* (Valencia *et al.* 2000). Para la Sierra seleccionamos siete géneros, tres de hábito epifito (*Lepanthes*, *Anthurium*, *Ceratostema*), dos de hábito arbustivo (*Psammisia* y *Cavendishia*) y dos de hábito arbóreo (*Miconia*, *Solanum*). Los géneros seleccionados en ambas regiones obedecen a los siguientes criterios: (1) su clasificación taxonómica e identificación a nivel de especie es confiable, y (2) los géneros seleccionados se encuentran entre los 10 géneros más diversos presentes

en la Costa y la Sierra con un alto grado de endemismo (Jorgensen y León-Yáñez 1999).

La distribución potencial de estas especies fue modelada usando GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction: Stockwell y Noble 1992, Stockwell y Peters 1999). GARP es un algoritmo de optimización que utiliza un conjunto de reglas de inferencia para modelar la distribución potencial de una especie usando puntos de presencia de la especie y un conjunto de variables biofísicas (climáticas y topográficas) que representan el espacio n-dimensional del nicho de la especie. De esta manera, se pudieron estimar las distribuciones de las especies seleccionadas como indicadores para la región Costa y Sierra. En el presente estudio se compilaron datos sobre presencia de especies de diferentes fuentes (ver Sección 3.2). Las variables climáticas utilizadas fueron las representadas en la base de datos WorldClim (Hijmans *et al.* 2004), y las topográficas fueron generadas a partir del modelo digital de terreno producido a nivel global por la misión radar del transbordador espacial (SRTM- Shuttle Radar Topographic Misión) en el año 2000 (Tabla 3).

Generamos 163 modelos predictivos de la distribución actual (remanente) y potencial de las 204 especies seleccionadas para la región Costa y Sierra (96 especies de aves y 67 especies de plantas vasculares) (Anexo 2). Las 41 especies restantes no pudieron ser modeladas debido a la existencia de muy pocos registros independientes (< 5 ocurrencias) o la poca capacidad del programa GARP de definir adecuadamente el nicho de la especie en cuestión. Los modelos fueron construidos con base a 1.832 registros de aves y 1.120 de plantas. La cantidad mínima de registros utilizados para los modelos de aves fue cuatro (mediana = 15) y cinco (mediana = 11) para las plantas; la cantidad máxima alcanzó los 48 registros únicos para las aves (*Ortalis erythroptera*) y 95 para las plantas (*Ceratostema alatum*). El 64% y el 76% de las especies modeladas de aves y plantas, respectivamente, tuvieron menos de 20 registros independientes (Anexo 2).

Los modelos producidos fueron revisados por un grupo de especialistas para confirmar los resultados generados. En caso de existir discordancia de los criterios de los especialistas, los modelos fueron generados y editados nuevamente hasta llegar a una convergencia entre el modelo producido y la distribución esperada por ellos.

En la Amazonia no utilizamos especies como indicadores de la biodiversidad debido a la existencia de muy pocas especies de aves y plantas endémicas de la región amazónica ecuatoriana. Al contrario, estudios recientes que analizan los patrones de distribución de las especies amazónicas coinciden en que estos tipos de bosques están compuestos por poblaciones de especies localmente escasas pero con distribuciones muy amplias (Duivenvoorden y Lips 1998; Pitman *et al.* 1999; Duque *et al.* 2002).

C. Humedales Lénticos¹

Seleccionamos a los humedales lénticos como indicadores de la biodiversidad del Ecuador continental siguiendo las sugerencias de Dudley (en prep.), quien propone que un análisis de vacíos de conservación terrestre debería incluir una identificación y priorización de sitios que representen también a los sistemas dulce-acuícolas. En el Ecuador continental, la información sobre los humedales es escasa y relativa a pocos lugares específicos. En el presente estudio empleamos la única información disponible a escala nacional sobre la distribución de humedales lénticos en el

¹ Los humedales lénticos son aquellos humedales de agua no corriente y sin influencia directa de mareas (Briones *et al.* 1997).

Ecuador continental generada por el proyecto de clasificación de humedales ejecutado por EcoCiencia y el Ministerio del Ambiente (Briones *et al.* 1997). Excluimos del análisis a los humedales marino-continenciales y de la zona marina e interiores de las islas Galápagos. Además, no consideramos los humedales de las provincias de Pastaza, Morona-Santiago y Zamora-Chinchipec, debido a que el mencionado proyecto no recabó información de esta zona. En el Anexo 3 presentamos la lista de los humedales lénticos presentes dentro del SNAP, junto con información de su extensión y del porcentaje de protección, así como un mapa que muestra la distribución de dichos humedales con respecto al SNAP.

La información cartográfica del Proyecto Humedales, tanto aquella disponible en formato digital, como la digitalizada en el presente estudio, fue integrada en un solo archivo digital usando el programa ArcGis 9.1. (ESRI, Redlands, California). La representatividad de los humedales dentro del SNAP fue calculada de acuerdo a la superficie individual y total de los humedales que formaron parte del análisis que se encuentra dentro de las áreas protegidas. Posteriormente, estimamos la proporción de los humedales mapeados que está contenida en el SNAP. Por último, calculamos cuánta superficie de cada uno de ellos no está incluida (no representada) en el SNAP.

3.1.1 *Recolección y procesamiento de información base para especies*

Esta actividad se concentró en la revisión y recopilación de registros de las especies seleccionadas como indicadores de biodiversidad. La información fue recopilada de las siguientes personas e instituciones para las aves: Juan Freile (géneros *Grallaria* y *Grallaricula*), base de datos de las Américas (Birdlife Internacional), Museo de Zoología de Vertebrados (Universidad de California, Berkeley), Museo de Zoología Comparativa de Harvard (MCZ) y Museo Field de Historia Natural (FMNH) de Chicago.

Para las plantas vasculares la información sobre ocurrencias de las especies provienen de la base de datos de Lorena Endara y Calaway Dodson (*Lepanthes*), James Luteyn (*Cavendishia*, *Ceratostema* y *Psammisia*), Herbario de la Universidad Católica del Ecuador (QCA), Jardín Botánico de New York (NY), el motor de búsqueda MOBOT (W3 TROPICOS) del Jardín Botánico de Missouri (MO) y de la base de datos de TNC. Esta información fue recopilada, geo-referenciada y almacenada en una base de datos diseñada para tal efecto por el Programa Andes Tropicales de TNC.

3.2 Definición de metas

Establecimos las metas para cada indicador de la biodiversidad considerando el grado de remanencia de su distribución actual en relación a su configuración potencial (histórica). El criterio utilizado fue asignar metas más altas de conservación a especies con un mayor grado de amenaza (estimado por su pérdida de hábitat) y a ecosistemas y unidades de paisaje que han sufrido un alto nivel de intervención antrópica (Cuesta *et al.* 2005).

En principio, las metas para especies deberían considerar un tamaño que asegure el mantenimiento de un equilibrio poblacional en los parches remanentes (Fahrig 2001; Soulé y Simberloff 1986; Bevers y Flather 1999). Las metas para ecosistemas deberían tener como referencia el área mínima que permitiría mantener los atributos de composición, estructura y función de cualquiera de estas unidades (Nachlinger *et al.* 2001; Groves 2003). Sin embargo, debido a que carecemos de esta información en casi todas las especies y ecosistemas seleccionados, adoptamos como base el 10% de la distribución remanente multiplicada por la tasa de pérdida del hábitat potencial. La meta de conservación para cada indicador se obtuvo aplicando el siguiente criterio:

$$M = (10\% \text{ del hábitat remanente} * \lambda); 1 \geq \lambda \leq 10$$

Donde M es la meta de conservación (en unidades de superficie) y λ es un peso calculado en función del nivel de remanencia del indicador. Si un indicador no ha experimentado pérdida (i.e. remanencia total) λ toma el valor de 1 y la meta se mantiene en el 10% del área remanente. Por el contrario, a mayor nivel de conversión de un indicador, λ se aproxima a 10 y la meta de conservación es próxima al 100% de la remanencia actual (Figura 2). Si bien 10% es un valor arbitrario, representa el objetivo propuesto en la Estrategia Mundial para la Conservación (UICN 1980) y ha sido utilizado en varios estudios similares (Noss 1996; Sierra *et al.* 2002; Peralvo 2004; Svancara *et al.* 2005).

3.3 Identificación y análisis de los vacíos de conservación

En el presente estudio utilizamos un algoritmo meta-heurístico de optimización denominado *simulated annealing* (SA; Possingham *et al.* 2000) para identificar vacíos de conservación. El algoritmo utiliza dos insumos principales: (1) los mapas de distribución de los indicadores de la biodiversidad seleccionados, y (2) un mapa en el que el área de estudio se subdivide en unidades de análisis más pequeñas para las cuales se conoce el área de distribución remanente de cada indicador de la biodiversidad. Estas unidades de análisis constituyen los bloques primarios con los cuales el algoritmo selecciona áreas de conservación (Groves 2003; Margules y Pressey 2000). SA es utilizado para minimizar una función de costo asociada a una solución definida del sistema estudiado (i.e. un conjunto de unidades de análisis seleccionados para la conservación). La función de costo es una combinación lineal del costo total asociado con las unidades de análisis seleccionadas, el grado de agrupamiento / fragmentación espacial de las unidades y un factor de penalización asignado cuando las metas de conservación para los indicadores de la biodiversidad no han sido alcanzadas en una solución dada (McDonnell *et al.* 2002).

El proceso comienza con una selección al azar de unidades de análisis y continúa iterativamente buscando soluciones hasta que no se perciben cambios apreciables en la función de costo. Los cambios consisten en la adición y retiro al azar de unidades de análisis de la solución generada en cada iteración. En cada iteración, el algoritmo evalúa el nivel de representación alcanzado para todos los indicadores en el conjunto de unidades de análisis seleccionado. Inicialmente, todos los cambios se aceptan, incluso los que aumentan el valor de la función de costo. Posteriormente, el algoritmo empieza a aceptar solo aquellos cambios que decrecen el valor de la función de costo. Esto le permite al algoritmo evitar soluciones que representan valores óptimos locales. Eventualmente, el algoritmo produce una solución cercana al óptimo global (i.e. el conjunto de unidades de análisis que cumple con las metas de conservación para todos los indicadores de biodiversidad con el menor costo posible) (Possingham *et al.* 2000, McDonnell *et al.* 2002). Este algoritmo proporciona una solución adecuada al problema de la representación mínima, en el que se entiende al costo de cada red de sitios de conservación como una función lineal del número de sitios incluidos (Underhill 1994; Williams *et al.* 1996).

En este estudio utilizamos la implementación de un algoritmo SA en el programa SITES (Possingham *et al.* 2000). La función de costo que minimiza SITES es una combinación lineal del total del área a ser protegida, el grado de compactación (medido como perímetro) de las áreas seleccionadas y un factor de penalización por incumplimiento de metas. Esta función se expresa formalmente como (McDonnell *et al.* 2002):

$$C(x) = BLM \times B(x) + \sum_{i=1}^m d_i x_i + \sum_{k=1}^n f_k$$

Donde m es el número total de unidades de análisis en la región, n es el número de indicadores de la biodiversidad, d_i es el costo asociado con cada unidad de análisis, x_i es una variable de control que toma el valor de 1 si el sitio i está incluido en la solución o 0 en el caso contrario, $B(x)$ es la longitud total del borde asociada con los sitios incluidos en la solución, BLM es un parámetro que define la influencia del criterio de borde en el cálculo del costo total y f_k es el costo de penalización que corresponde al área bajo la meta de conservación para el indicador k en un grupo determinado de sitios seleccionados como parte de la solución.

Aplicamos SITES individualmente en cada sub-región del Ecuador continental utilizando combinaciones específicas de indicadores de la biodiversidad (Tabla 2). Cada sub-región fue dividida en unidades de análisis hexagonales de 500 ha. Seleccionamos este tamaño de las unidades de análisis para mantener concordancia con los patrones de distribución de especies restringidas y evitar exceder la capacidad de análisis de SITES². Dentro de cada unidad de análisis, el área de la distribución remanente de cada uno de los indicadores fue calculada utilizando información actualizada sobre uso del suelo (ver Anexo 1).

Debido a que el algoritmo SA utilizado en SITES incluye componentes estocásticos, las soluciones generadas cada vez que se ejecuta el algoritmo son diferentes. Utilizamos esta característica para generar 30 soluciones alternativas para cada sub-región. Esto nos permitió identificar áreas irremplazables (ver más abajo). En cada solución, las unidades de análisis contenidas dentro del SNAP fueron aseguradas *a priori* en la solución final. De esta manera, SITES toma en consideración la proporción de la meta para cada indicador de biodiversidad que ya se encuentra dentro del SNAP. En otras palabras, el algoritmo busca encontrar el conjunto óptimo de unidades de análisis fuera del sistema existente de áreas protegidas que permita alcanzar de forma eficiente las metas de conservación para los indicadores. El resultado de este proceso es especialmente útil porque identifica áreas importantes para la potencial expansión de las áreas protegidas existentes o la delimitación de posibles áreas adicionales al Sistema (i.e. potenciales vacíos de conservación).

El costo de inclusión de cada hexágono (d_i) se asumió uniforme e igual a 500 para todas las unidades. Si bien 500 es un número arbitrario, lo escogimos por ser el tamaño de la superficie de cada unidad de análisis. Para definir el valor del parámetro BLM , generamos múltiples escenarios con el programa SITES hasta obtener valores que generaban soluciones razonablemente compactas sin sacrificar demasiado la eficiencia. Los valores escogidos fueron 0,5 para la Costa, 1,25 para la Sierra y 6,5 para la Amazonia. Estos valores representan un mejor balance entre el nivel de agrupamiento espacial de las unidades definidas y el aumento en el costo de las soluciones generadas.

En este estudio, utilizamos un factor de penalización de 1,5 para metas incumplidas de cada sistema ecológico o paisaje, 1,25 para especies con un área de distribución $< 1.000 \text{ km}^2$ y 1,00 para especies con una distribución $> 1.000 \text{ km}^2$. La diferencia radica en que consideramos más importante cumplir las metas de sistemas o paisajes debido a que son indicadores de filtro grueso en cada sub-región. Utilizando el mismo argumento, consideramos prioritario cumplir las metas de especies de distribución restringida sobre aquellas definidas para especies de amplia distribución debido a que las últimas son potencialmente menos vulnerables a procesos antrópicos.

²SITES puede manejar eficientemente hasta 16.000 unidades de análisis

Las soluciones de SITES fueron generadas con 100 corridas y 106 iteraciones por corrida con un nivel de convergencia de 0,1. Adicionalmente, utilizamos una función de SITES que permite influir directamente en la construcción del portafolio. Esta función se refiere al estado de cada hexágono, el cual tiene tres opciones: (1) "locked in" asegura que la unidad de análisis sea parte de la solución final, (2) "locked out" excluye la unidad, o (3) "seed", define la unidad como punto de partida para el análisis. En este estudio utilizamos la opción *seed* para aquellas áreas que tienen una mayor concentración de los objetos de conservación por unidad de área (índice de riqueza remanente), en el caso de la Costa y la Sierra. Para la Amazonia utilizamos la distribución de los SE que tienen una ocurrencia espacial muy pequeña y dispersa (p.ej. herbazales).

3.4 Priorización de los vacíos de conservación usando criterios de áreas irremplazables y vulnerables

Una vez que los vacíos de conservación fueron identificados utilizando los procedimientos descritos más arriba, empleamos criterios de áreas irremplazables y vulnerables para identificar áreas que necesitan atención prioritaria en términos de conservación. Usando estos criterios buscamos responder a la pregunta: ¿qué tan probable es que un lugar, especie o ecosistema persista a largo plazo en la ausencia de una acción de conservación?

De acuerdo a Pressey y Taffs (2001), Margules y Pressey (2000), Ferrier *et al.* (2000) y otros autores la definición de prioridades debe ser realizada utilizando dos principios básicos: (1) cuán irremplazables y (2) cuán vulnerables son los vacíos identificados en un proceso de planificación sistemática para la conservación. Un área se considera irremplazable cuando su inclusión en un área protegida es imprescindible para alcanzar las metas de conservación para uno o más indicadores de la biodiversidad (Noss *et al.* 2002). Por otro lado, el grado de vulnerabilidad puede ser entendido como la probabilidad de cambio o degradación de un área en un tiempo relativamente corto (Pressey y Taffs 2001).

Para analizar que tan irremplazable es un área empleamos el método sugerido por Noss *et al.* (2002) con las correspondientes modificaciones dado el contexto del área del presente estudio. El número de veces que una unidad de análisis fue incluida en las 30 soluciones producidas por SITES, fue usado como un *proxy* de qué tan irremplazable es cada una de ellas. En otras palabras, una unidad de análisis que fue incluida en las 30 soluciones se consideró más irremplazable que una unidad de análisis incluida en una sola solución (Figura 3a).

En los estudios de IVPC, el análisis de vulnerabilidad es tomado como una medida espacial para la ubicación de zonas donde potencialmente hay mayor probabilidad de degradación de zonas naturales. Así, consideramos adecuado evaluar la vulnerabilidad siguiendo el proceso metodológico utilizado en la evaluación ecorregional de los páramos y bosques montanos de la cordillera Real Oriental (Sáenz *et al.* 2005). Se asume que ciertas condiciones de vulnerabilidad, en el sentido de factores potenciales que generan un cambio en el uso del suelo, pueden ser representadas espacialmente a través de un grupo de indicadores (Sáenz *et al.* 2005) expresados mediante un índice de vulnerabilidad.

Este índice fue construido de acuerdo a los criterios de (según Larrea 2001): (1) áreas de extracción de recursos naturales no renovables (identificación de zonas de extracción de recursos naturales, en su mayoría no renovables); (2) uso actual del suelo y estado de la biodiversidad (identificación de zonas de cambio de la cobertura vegetal nativa e índice de afectación a la biodiversidad producto de la intensidad de uso del suelo); (3) densidad poblacional (concentración poblacional

como una medida de la intensidad de uso del espacio); y (4) accesibilidad a zonas naturales. El índice de vulnerabilidad (escala de 0 a 100) fue calculado para cada unidad de análisis con base a la combinación lineal de los cuatro factores descritos estandarizados. Utilizamos un esquema distinto de pesos para cada factor de acuerdo a las dinámicas socioeconómicas de cada sub-región. El índice de vulnerabilidad puede ser entendido como un indicador espacial de la probabilidad de persistencia de la biodiversidad.

La construcción espacial del índice de vulnerabilidad parte de la siguiente ecuación lineal:

$$IV = (0.2dp + 0.4ah + 0.1er + 0.3bv) * 100$$

Donde:

IV = Índice de vulnerabilidad.

dp = Densidad poblacional.

ah = Nivel de accesibilidad por horas de viaje.

er = Extracción de recursos naturales no renovables.

bv = Biovalores.

Los valores asignados a cada variable responden a la importancia que cada uno de ellos aporta para la definición de las áreas de interés para este estudio; a mayor valor la vulnerabilidad incrementa y viceversa. Así, el valor relativo de cada criterio es el siguiente: demográfico y distributivo (20 puntos), accesibilidad (40 puntos), extracción de RRNN (10 puntos) y biovalores (30 puntos) (Anexo 4, Figura 3b).

La combinación de los criterios de áreas irremplazables y vulnerabilidad nos permitió identificar las áreas de mayor necesidad o urgencia de intervención (Figura 3c). Para lograr este objetivo, creamos un plano de dos ejes correspondientes al índice de vulnerabilidad y el número de veces que una unidad dada fue incluida en una solución, expresados en una escala de 0 a 100 (Margules y Pressey 2000). El gráfico fue dividido en seis cuadrantes definidos por dos rangos de áreas irremplazables, y tres rangos de vulnerabilidad. Utilizamos un límite de rango de 50 (áreas seleccionadas en 16 a 30 soluciones) para diferenciar áreas irremplazables de áreas con un mayor nivel de substitución. Los rangos que escogimos para el eje de vulnerabilidad (0-10,51; 10,51-31,10; y > 31,10) expresan de mejor forma los factores sociales y su grado de presión potencial sobre las áreas naturales (Figura 3b). Utilizando estos ejes de coordenadas, graficamos todas las unidades de análisis en cada sub-región usando sus valores de vulnerabilidad y el número de veces que fueron incluidas en las soluciones de SITES. Las áreas localizadas en el cuadrante superior derecho son las de mayor prioridad de intervención, mientras que las menos importantes son las ubicadas en el cuadrante inferior izquierdo (Figura 4).

Finalmente, agrupamos a todos los hexágonos de cada categoría en unidades no menores a 1.000 ha, lo cual dio como resultado una mejor consistencia espacial de cada uno de los escenarios, además de la definición de unidades de análisis mucho más interpretables.

3.5 Análisis espacial de representatividad de los indicadores de biodiversidad en el SNAP en un escenario óptimo

Realizamos un análisis complementario de la representatividad de las áreas protegidas en el SNAP utilizando como línea base un escenario óptimo generado por SITES. Esta solución óptima fue obtenida ejecutando SITES sin tomar en cuenta la ubicación de los hexágonos en las áreas pertenecientes al SNAP. De esta manera,

el algoritmo tuvo libertad para elegir las unidades de análisis que generarían una solución óptima del conjunto total de áreas remanentes. Los resultados fueron priorizados utilizando el procedimiento descrito más arriba. Posteriormente, calculamos la proporción de los sitios en este escenario que se encuentran dentro del SNAP como un *proxy* de la representatividad general del Sistema. Si bien existen muchos otros elementos que inciden en el grado de representatividad de un sistema de áreas protegidas (p.ej. resiliencia a efectos estocásticos), consideramos que este análisis es un indicador pertinente que debe ser interpretado en el contexto de la metodología aplicada y de los indicadores de biodiversidad utilizados.

4 Resultados

4.1 Patrones de diversidad y niveles de remanencia de las especies indicadoras de biodiversidad

Producto de los modelos de nicho generados para todas las especies analizadas, construimos un índice de riqueza (potencial y remanente) de especies de aves y otro de plantas vasculares. Los patrones entre los dos grupos son muy contrastantes. Las aves tienen una alta concentración de especies en los bosques secos de la Costa, en la cordillera Chongón-Colonche, en la cordillera Occidental norte (sector de Mindo-Nambillo) y en algunos lugares dispersos de la provincia de Esmeraldas y Pichincha (Figura 5a). A manera general, los patrones espaciales concuerdan con los sugeridos por Ridgely & Greenfield (2001) y Freile & Santander (2005). Por el contrario, las especies de plantas seleccionadas tienen una alta concentración de especies entre los 1.000 y 1.800 m de altitud, en una banda longitudinal a lo largo de toda la cordillera Oriental y en toda la región noroccidental ecuatoriana (Figura 5b). Estos patrones concuerdan parcialmente con los sugeridos por Valencia *et al.* (2000) para las plantas vasculares endémicas y amenazadas del Ecuador. Un limitante claro es la falta de especies vegetales con distribuciones asociadas a la región central y sur de la Costa ecuatoriana, así como de los valles interandinos. Este vacío se debe a la naturaleza del grupo de indicadores de la biodiversidad utilizado en este estudio.

La integración de los grupos de indicadores en un solo índice de riqueza muestra un escenario más balanceado de patrones de diversidad regional con claras concentraciones en lugares específicos de la Costa y la Sierra (Figura 5c). Las cordilleras de Chilla, Chongón-Colonche y Mache-Jama, junto con la isla Puná, son las áreas de mayor riqueza de estos grupos de especies en la Costa. En la Sierra, la continuación de las partes altas de la cordillera de Chilla, junto con el bloque noroccidental de las cordilleras de Mindo-Nambillo y Toisán, representan las áreas de mayor importancia de la cuenca Pacífica. Mientras, la cordillera oriental tiene un importante bloque en el norte, entre los 1.000 y 2.100 m de altitud, a más de las cordilleras subandinas (Cóndor y Kutukú).

La comparación entre los patrones de riqueza potencial (Figura 5c) con los actuales reflejan (Figura 6c) un cambio significativo en la distribución de los indicadores de biodiversidad (*Wilcoxon Signed Ranks Test*: $z = -90,88$; $p = 0,001$). La reducción de áreas de alta riqueza de especies (>20 especies) es visualmente evidente en las dos sub-regiones.

4.2 Estado de conservación de los indicadores de biodiversidad

De manera general, el estado de conservación de los indicadores a nivel de especies es mucho mejor en la Sierra que en la Costa (Tabla 4). El promedio de la remanencia de aves y plantas en la Sierra es de 52% (Sd = 16%), mientras que en la Costa apenas llega al 42% (Sd = 27,44%). No obstante, en ambos casos existe una alta variabilidad en los patrones de remanencia de las especies analizadas. En la Sierra existen cuatro especies (dos aves y dos plantas) con un porcentaje de conversión de su distribución potencial mayor al 80% y con un deficiente nivel de representatividad en el SNAP (<50% de la meta sugerida). En la Costa existen cinco especies endémicas (cuatro aves y una planta) que tienen una remanencia menor al 20% de su distribución potencial y ninguna de ellas tiene una representación adecuada en el SNAP (<30% de la meta sugerida). De estas especies, dos presentan un caso extremo: *Capito squamatus* y *Machaeropterus*

deliciosus, ya que de su reducida distribución remanente apenas el 4% y el 19% respectivamente se encuentran al interior de una sola área protegida.

En cuanto a los indicadores de filtro grueso, los sistemas presentes en la Amazonia tienen el mayor porcentaje de remanencia seguidos por los de la Sierra y finalmente por los de la Costa, donde queda menos del 30% de la vegetación natural. El porcentaje de remanencia de los SE de la Sierra es considerablemente mayor que el porcentaje de remanencia de las especies (media = 87,35%; Sd = 7,22%). No existe un sistema que presente una conversión mayor al 80% a excepción del sistema "Bosques y Arbustales Montanos Xéricos Interandinos de los Andes del Norte" (Anexo 5). El estado de conservación de los SE en la Costa (media = 34,95%; Sd = 19,57) contrasta bastante con la situación de los sistemas de la Sierra. Los SE "Bosque Ecuatoriano Estacional Siempreverde de Llanura Aluvial", "Bosque Pluvial no Inundado de Terrazas y de la Planicie Aluvial del Chocó-Darién" y "Bosque Tumbesino Deciduo Premontano" presentan valores de remanencia críticos (< 15%), con casi ninguna representatividad en el SNAP (Anexo 4). La Amazonia, por el contrario, presenta un estado de conservación considerablemente mejor en relación a la Sierra y la Costa, con un promedio de remanencia 76% (Sd = 27,69%). El único sistema amazónico con una elevada tasa de conversión es el "Bosque Pluvial de Piedemonte Amazónico de los Andes del Norte". Si bien su tasa de deforestación es significativa, importantes parches remanentes de este bosque se encuentran todavía en la Sierra (Anexo 5).

4.2.1 Representación de los indicadores en el SNAP

La representatividad en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas de los indicadores de biodiversidad seleccionados varía considerablemente entre regiones y entre tipos de indicadores (Tabla 4; Anexo 5). Existen varias especies en la Sierra y en la Costa que tienen una representatividad deficiente en el SNAP y otros grupos que se encuentran sobre-representados.

En la Sierra, 23 de las 45 especies de plantas analizadas tienen una distribución deficiente o inexistente al interior del SNAP (<60% de la meta de conservación), mientras que la representatividad de las aves en esta región varía mucho (mediana = 36,7%). Uno de los principales "vacíos" del SNAP es la falta de protección de especies que tienen una distribución compartida entre la Costa y el sur de la Sierra (p.ej. *Atlapetes seebohmi*) o especies restringidas a la Sierra centro-sur del país. Nueve especies endémicas de aves de las provincias australes no tienen ninguna representatividad en las áreas protegidas de esta región (Anexo 4). En el caso opuesto, 16 especies tienen sobre-representación de sus áreas de distribución en el SNAP; 10 de ellas tienen una distribución amplia y están asociadas a ecosistemas altoandinos.

Las especies de plantas y aves en la Costa tienen un nivel extremadamente bajo de representación en el SNAP (mediana = 10,4% y 10,2% respectivamente). Ninguna de las especies analizadas cumple con más del 40% de la meta propuesta; la mayoría de ellas son endémicas de la región y, en la mayoría de los casos, tienen una remanencia menor al 30% de su distribución original.

Los SE de la Sierra y la Costa tienen una representación deficiente en el SNAP (mediana 37,4% y 3,8% respectivamente). En la Sierra, ocho de ellos tienen una representación menor al 5% de la meta propuesta; la mayoría de ellos son sistemas presentes en los valles interandinos y en el sur de los Andes. Por otro lado, al igual que en las aves, un tercio de los SE tienen una representación mayor a la sugerida en el SNAP. Estos sistemas tienden a concentrarse en algunos de los sistemas de la cordillera oriental y de las cordilleras sub-andinas (Anexo 5).

El caso de la Costa es preocupante: seis sistemas no tienen ningún grado de representación en el SNAP. De éstos, el caso más grave es el del "Bosque Ecuatoriano Estacional Siempreverde de Llanura Aluvial", del cual apenas queda el 5% de su distribución original. Otro SE en condiciones precarias es el "Bosque Tumbesino Deciduo Premontano", el cual tiene una remanencia menor a 2.000 ha, de las cuales solamente un 1,5% se encuentra protegido. El Bosque Siempreverde Estacional de Tierras Bajas del Pacífico es el único sistema que tiene una representación considerablemente mayor que la meta sugerida y una remanencia similar a su distribución original.

Los sistemas en la Amazonia se encuentran bien representados, a excepción de los "Bosques Inundables de la Llanura Aluvial de Ríos de Aguas Blancas del Oeste de la Amazonia", los "Herbazales Pantanosos de la Llanura Aluvial y los "Bosques de Tierra Firme del Pastaza". El único sistema del norte de esta sub-región que no cumple completamente con la meta de conservación sugerida es el "Bosque de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia - Putumayo" (Anexo 5).

4.3 Identificación y priorización de vacíos de conservación

Los vacíos de conservación identificados por SITES para cada sub-región del Ecuador continental se presentan en el Mapa 1. Las áreas identificadas como vacíos de conservación representan las unidades de análisis seleccionadas por SITES fuera del SNAP que permitirían alcanzar de forma eficiente los niveles de representación de los indicadores de biodiversidad establecidos en las metas de conservación. La Tabla 5 presenta el área acumulativa asociada con la inclusión secuencial de los vacíos de conservación en orden descendente de acuerdo a su prioridad (clase 1 a 6). Adicionalmente, la tabla presenta el porcentaje de la vegetación remanente fuera del SNAP para cada sub-región que implicaría la protección de las áreas identificadas como vacíos de conservación.

Los vacíos de conservación identificados muestran patrones diferenciados en cada sub-región. En la Costa, las áreas identificadas como vacíos de conservación son consistentemente mayores que las áreas dentro del SNAP para cada clase de prioridad. Por ejemplo, 81,4% del total correspondiente a las clases 1, 2 y 3 (prioridad Muy Alta, Alta y Media; Mapa 1), se encuentra fuera del SNAP. La inclusión de estos vacíos en una o más áreas protegidas requeriría incluir el 67,9% de la vegetación remanente de la Costa. El porcentaje de la vegetación remanente fuera del SNAP que se incluiría en los distintos escenarios varía entre 12,2% y 88,7%, correspondientes a la inclusión de las áreas de la clase 1, exclusivamente, y la inclusión de todas las áreas identificadas como vacíos de conservación, respectivamente (clases 1 a 6) (Tabla 5).

En contraste, la relación entre la superficie de los vacíos de conservación y las áreas dentro del SNAP es más equilibrada en la Sierra para todas las clases de prioridad. Para la clase 1, el 26,71% se encuentra fuera del SNAP y esta proporción llega a un máximo del 55% cuando se consideran las seis clases. El porcentaje de la vegetación remanente fuera del SNAP asociado con la inclusión de las distintas clases de prioridad varía entre 8,5% y 56,8% (Tabla 5).

En la Amazonia, los vacíos de conservación representan un porcentaje menor del total de áreas identificadas en cada clase de prioridad (entre el 30% y el 35,6%). Esto se debe a la importancia de las áreas protegidas existentes en esta sub-región en términos de representación de los sistemas ecológicos (ver Sección 4.1.1). De igual manera, el porcentaje de la vegetación remanente que requeriría ser protegido en cada escenario es menor que en las otras dos sub-regiones, variando entre el 8,2% cuando se considera únicamente la clase 1 y el 18,8% cuando se considera la inclusión de las seis clases de prioridad (Tabla 5).

La distribución espacial de los vacíos de conservación refleja las características descritas en cuanto a área y porcentaje de la vegetación remanente incluida en cada escenario. Como es de esperarse, en la Costa los vacíos identificados reflejan la distribución espacial de las áreas de vegetación remanente. Los bloques más grandes de vacíos de conservación se concentran en los bosques siempreverdes de la porción oriental de la provincia de Esmeraldas, el área de colinas bajas al nororiente de Manabí y los bosques deciduos en la porción occidental de Guayas y Manabí. En la Sierra, existen bloques representativos en las vertientes exteriores de los Andes occidentales en las provincias de Bolívar, Pichincha e Imbabura, y en las vertientes interiores de los Andes orientales en Carchi e Imbabura. Sin embargo, las áreas más grandes de vacíos identificados se encuentran en el sur de la Sierra. Estas áreas incluyen los contrafuertes de los Andes occidentales en El Oro y Loja y los bosques pluviales asociados con las cordilleras subandinas orientales en Zamora Chinchipe y Morona Santiago. Finalmente, los vacíos identificados en la Amazonia norte se encuentran entre la Reserva Ecológica Cayambe-Coca y la Reserva Ecológica Cofán-Bermejo y en la periferia nororiental del Parque Nacional Sumaco-Napo Galeras. En el sur de la Amazonia, los vacíos de conservación más extensos se encuentran en el valle de esparcimiento del Pastaza (Mapa 1).

4.3.1 Nivel de representatividad de los indicadores de biodiversidad

La Tabla 6 presenta medidas de tendencia central y dispersión (en unidades porcentuales) del cumplimiento de las metas de conservación que se alcanzarían al protegerse las áreas identificadas como vacíos de conservación. Al igual que en la Tabla 6, estas medidas corresponden a los niveles de representación asociados con la inclusión secuencial de los vacíos de conservación en orden descendente de prioridad. En cada caso, se identifica el nivel general total de cumplimiento de las metas y la proporción cumplida dentro y fuera del SNAP.

En la Costa, la obtención de un nivel adecuado de representación de los indicadores de biodiversidad está asociada principalmente con áreas fuera del SNAP (i.e. con los vacíos de conservación identificados). Por ejemplo, el nivel de representación promedio que se alcanzaría mediante la conservación de las áreas de mayor prioridad (clase 1) es del 27,3%. De este porcentaje, solo el 5,7% es alcanzado (en promedio) por áreas pertenecientes a la clase 1 que se encuentran dentro de un área protegida existente, mientras que el 21,61% se obtendría con la inclusión de las áreas de la clase 1 que se encuentran fuera del SNAP (Tabla 6). En este contexto, un nivel adecuado de representación de los indicadores (i.e. mayor o igual al 100%) se alcanzaría con la inclusión de las clases 1, 2 y 3. Este escenario requeriría la conservación del 42,2 % de área de vegetación remanente en la Costa (Tabla 6). Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con cautela en función a los valores de dispersión de estas medidas de representatividad. En el mencionado escenario de conservación de las áreas 1, 2 y 3, si bien el porcentaje de representación promedio es de 140,5%, los valores de la mediana (86%) y el coeficiente de variación estandarizado (39,6%) sugieren la existencia de valores extremos (*outliers*) que generan una distribución sesgada del nivel de representación (Tabla 6). En otras palabras, existen algunos indicadores que no se encuentran adecuadamente representados, mientras que otros pueden presentar altos niveles de sobre-representación en estas áreas.

Comparativamente, alcanzar niveles adecuados de representación en la Sierra requeriría únicamente la inclusión de las áreas correspondientes a las clases 1 y 2 de prioridad (Muy Alta y Alta). Este escenario de conservación permitiría alcanzar el 118,4% de las metas de conservación en promedio, e implicaría proteger el 32,4% del área de vegetación remanente en la Sierra (Tablas 5 y 6). Este nivel más alto de eficiencia (o alternativamente de menor costo en términos de área) se encuentra

asociado con el mayor porcentaje de representación de los indicadores alcanzado dentro de las áreas protegidas existentes en esta sub-región (Tabla 6).

La Amazonia representa un caso especial, ya que alcanzar un nivel adecuado de representación de los indicadores de biodiversidad requeriría potencialmente proteger los vacíos pertenecientes a la clase 1 (Tabla 6). Este escenario permitiría alcanzar en promedio el 144,7% de las metas establecidas, lo cual requeriría proteger el 8,2 % del área de vegetación remanente en la sub-región (Tablas 5 y 6). Como se mencionó en la sección anterior, la mayor parte de estas áreas corresponden a los bosques de las planicies sedimentarias ubicados en la porción oriental de la provincia de Pastaza, los cuales no se encuentran representados actualmente dentro del SNAP (Mapa 1).

4.4 Análisis espacial de representatividad de los indicadores de biodiversidad en el SNAP en un escenario óptimo

Las soluciones generadas por SITES en este escenario para cada sub-región muestran que el SNAP en la Costa es deficiente y poco representativo de los patrones de diversidad. Las áreas protegidas existentes en la Sierra son comparativamente más representativas, pero existen problemas de sub-representación de sistemas y especies distribuidas en el sur-occidente de los Andes. En la Amazonia existe una representación parcialmente adecuada de los indicadores de biodiversidad, a excepción de los indicadores presentes en la región del Pastaza y Morona-Santiago (Tabla 7; Figura 7).

En la Costa, el nivel óptimo de representatividad de los indicadores de biodiversidad en relación a la meta establecida se logra al incluir las áreas de las clases 1 a 3 (promedio = 131,99%). Sin embargo, apenas el 11,36% de estas metas se cumplen dentro del SNAP *versus* el 120,64% que se encuentran fuera. Tal como fue discutido en la sección 4.3, estos datos deben interpretarse con precaución en función de los valores de dispersión reportados. Para los escenarios 1 a 3 los valores de la mediana (80,3%) y el coeficiente de variación estandarizado (38,3%) sugieren la presencia de indicadores pobremente representados y otros con distribuciones significativamente mayores a las metas sugeridas (Anexo 5).

De acuerdo a este escenario hipotético, el área protegida más efectiva es la Reserva Ecológica Mache-Chindul seguida de Manglares-Churute. Esto se debe al alto porcentaje de unidades correspondiente a las clases 1 y 2 que existe en estas áreas protegidas. Aunque carecen de áreas de la clase más importante, el Parque Nacional Machalilla y la Reserva Ecológica Arenillas también mantienen en su interior importantes muestras de los indicadores de biodiversidad.

La distribución espacial de las áreas de prioridad Alta y Media en la Costa (clases 2 y 3) es particularmente importante en términos de conservación. Los polígonos de prioridad Alta definen espacialmente mejor ciertas áreas prioritarias tales como la cordillera Chongón-Colonche, mientras que los de prioridad Media incrementan la conectividad entre las áreas prioritarias.

En la Sierra, llegar a niveles adecuados de representatividad requeriría de la inclusión de las áreas correspondientes a las clases 1 a 3 (media = 115%). No obstante, la inclusión de solo las áreas de prioridad Muy Alta y Alta llega a niveles muy próximos a los óptimos (media = 97,3%), en donde el 30,4% de las metas de conservación se cumplen en áreas dentro del SNAP. Este nivel de eficiencia comparativamente mejor que en la Costa es explicado por un SNAP mejor distribuido y con áreas más grandes (p.ej. Cayambe-Coca). No obstante, el 66,9% de las metas asociadas a áreas no incluidas en el SNAP reflejan el gran vacío de áreas protegidas en toda la porción sur-occidental de la Sierra (Tabla 7, Figura 7).

En esta sub-región, las áreas más eficientes en su contribución a la meta global de conservación, considerando solo las áreas muy importantes e importantes, son la Reserva Ecológica Cotachi-Cayapas, el Parque Nacional Podocarpus y el Parque Nacional Sangay. En este contexto, son especialmente importantes las áreas de las clases 1 y 2 que se encuentran fuera del SNAP pero contiguas a las áreas protegidas; tal es el caso de las zonas al norte de la Reserva Ecológica Cayambe-Coca, entre el Parque Nacional Llanganates y la Reserva Ecológica Antisana, al sur de la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas y en los alrededores del Parque Nacional Podocarpus (Figura 7).

El caso de la Amazonia es distinto por dos razones fundamentales. Los indicadores de biodiversidad utilizados son solo de filtro grueso (sistemas ecológicos) y el grado de remanencia de los sistemas es mucho mayor que en las otras dos sub-regiones. En consecuencia, el número de soluciones óptimas es más grande y existe una mayor variación espacial entre las 30 soluciones generadas. Así, el nivel óptimo de representatividad se alcanza con solamente las áreas Muy Importantes (media = 128,5%), las cuales tienen una representatividad promedio en el SNAP de 30,9%. El nivel de metas cumplidas al interior del SNAP no es mayor debido al gran vacío de áreas protegidas que representan los SE del Sur de la Amazonia ecuatoriana y al piedemonte cordillerano.

Las áreas de la clase 1 que se encuentran fuera del SNAP son particularmente interesantes pues están muy asociadas a zonas contiguas del Parque Nacional Sumaco-Napo Galeras y a la Reserva Ecológica Cofán-Bermejo (Figura 7). Un aspecto de este escenario que llama la atención es que el Parque Nacional Yasuní casi no incluye en su interior áreas de prioridad muy importante. Esto no implica directamente que el Parque no sea representativo, sino que los patrones observados son producto de la alta variabilidad de las soluciones generadas en SITES y del importante vacío identificado en la Amazonia sur. Además, la presencia de la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno implica que muchas de las metas se cumplen en estas áreas sin necesidad de incluir al Parque Nacional Yasuní como área irremplazable.

4.5 Humedales lénticos del Ecuador continental

De los 151 humedales inventariados en el Ecuador, 123 corresponden a humedales interiores del Ecuador continental; de ellos, 45 se encuentran en la Costa, 55 en la Sierra y 23 en la Amazonia. Los restantes 28 son humedales interiores o de la zona marina de Galápagos, o humedales marino-continentales. Sin embargo, debido a la escasa información existente (ver métodos) únicamente realizamos el análisis sobre 114 humedales, de los cuales 50 se localizan en la Sierra, cubriendo una superficie aproximada de 141.873 ha, 43 en la Costa, con una superficie de 257.647 ha, y 21 en la Amazonia, con una superficie de 118.024 ha.

De la totalidad de humedales analizados, solamente el 38,6% (44 humedales) se encuentran representados en el SNAP. De éstos, únicamente 23 humedales están protegidos en toda su extensión (Anexo 3). En términos de superficie esto se traduce en que de las 517.544 ha cubiertas por humedales lénticos en el país apenas el 33% (169.339 ha) están completamente incluidas en el SNAP. La extensión de humedales que forman parte del SNAP representa apenas el 4,2% de la extensión total de áreas protegidas del país.

Los humedales localizados en la Costa son los que tienen una menor representatividad de las tres sub-regiones. Solo el 6,82% de los humedales de la Costa se encuentran en alguna de las áreas protegidas, el resto se encuentran en tierras privadas. Únicamente tres humedales de la Costa (Cube, Chongón y El Canclón) están parcialmente incluidos en distintas áreas protegidas (2.599,30 ha de estos tres humedales forman parte del SNAP y las otras 65,27 ha están fuera). En los Andes y en la Amazonia esta relación alcanza el 70% y el 22%, respectivamente. Sin embargo, la superficie de los humedales que están en la Costa es casi el doble de los humedales que están en los Andes. Aún así, el número de humedales de la Sierra incluidos en el SNAP es 10 veces mayor al de la Costa. Los humedales de la Amazonia centro y sur no han sido caracterizados en ningún estudio previo, por lo cual esta región no fue incluida en el presente análisis (Anexo 3).

5 Discusión

5.1 Consideraciones metodológicas

La metodología que utilizamos en este estudio de IVPC requirió la generación de información espacialmente explícita sobre la distribución y el estado y conservación de un conjunto de indicadores de la biodiversidad, el establecimiento de metas de conservación cuantitativas para cada indicador, la evaluación de la efectividad de las áreas protegidas existentes y el uso de métodos cuantitativos para identificar vacíos y prioridades de conservación (Margules y Pressey 2000). Estas características de la planificación sistemática para la conservación permiten utilizar de la forma más eficiente posible los datos disponibles sobre los indicadores de la biodiversidad para una región dada (Pressey y Cowling 2001). En el contexto del presente estudio, la implementación de esta metodología nos permitió generar una visión consistente sobre las necesidades y prioridades de conservación dentro de cada sub-región del Ecuador continental.

Por otro lado, si bien los resultados obtenidos en relación al estudio de Sierra et al. (1999) sugieren vacíos de conservación similares existe una mejora significativa en cuanto a la escala de análisis, al conjunto de indicadores de biodiversidad utilizados, a la incorporación de criterios de vulnerabilidad por dinámicas en el uso del suelo, y a un marco de análisis menos subjetivo y más riguroso. El empleo de algoritmos computarizados incrementa significativamente la capacidad de análisis así como la capacidad de generar diferentes escenarios para la toma de decisiones.

Sin embargo, el uso efectivo de esta herramienta de planificación requiere un entendimiento detallado tanto de las consideraciones metodológicas requeridas en la implementación del proceso, como de las fuentes de incertidumbre presentes en cada etapa del mismo. Un punto crítico en la identificación de vacíos de conservación es la selección de los indicadores que representan la distribución de la totalidad de la biodiversidad en la región analizada. Adicionalmente, el establecimiento de metas cuantitativas de conservación se basa en la hipótesis de que el nivel de representatividad definido garantiza la persistencia de la biodiversidad en el largo plazo. Finalmente, es necesario hacer explícitas algunas fuentes de incertidumbre presentes tanto en los datos utilizados como en el hecho de que cualquier estrategia de conservación requiere un periodo de tiempo definido para su implementación. Estas consideraciones requieren que los resultados de este estudio sean interpretados no como un producto estático, sino como el inicio de un proceso dinámico de mejoramiento y refinamiento de la metodología propuesta.

Los indicadores de la biodiversidad utilizados en este estudio representan la distribución de la biodiversidad a dos niveles distintos: especies y sistemas ecológicos. La combinación de indicadores a varios niveles de organización ha sido recomendada como una estrategia óptima para garantizar la representación adecuada de la biodiversidad (Groves *et al.* 2002). El establecimiento de cuán bien el conjunto de indicadores utilizados representa la biodiversidad de un área es una pregunta empírica que requiere la comparación sistemática de diferentes alternativas. Esta comparación se vuelve imperativa para el Ecuador, debido al elevado nivel de variabilidad en la distribución de la biodiversidad generado por la presencia de amplios gradientes ambientales en distancias relativamente cortas. Esto incrementa la probabilidad de que ciertas especies (p.ej. especies de distribución muy restringida) no hayan sido adecuadamente representadas en las áreas identificadas como vacíos de conservación.

Una estrategia alternativa que ha sido sugerida en áreas con niveles elevados de endemismo y donde existen vacíos de información es la inclusión de factores

abióticos, tales como rangos de temperatura y precipitación, como indicadores de la biodiversidad (Sarkar *et al.* 2005). Esta estrategia fue aplicada en la Amazonia, donde utilizamos factores topográficos en el modelamiento de la distribución de sistemas ecológicos terrestres (Anexo 1). En este contexto, los vacíos de conservación identificados deben interpretarse con referencia a la distribución de los indicadores utilizados, quedando planteada la necesidad de refinar este conjunto con nuevos elementos que representen la biodiversidad a distintos niveles. Adicionalmente, es necesario complementar y mejorar la información sobre la distribución de los indicadores utilizados en este estudio, especialmente la distribución de los sistemas ecológicos (ver Sección 5.3).

Un factor adicional que debe ser considerado cuando se utilizan indicadores de la biodiversidad para una zona determinada, es que algunos de estos indicadores pueden encontrarse en el margen de su distribución. De esta forma, puede darse el caso de que algunos indicadores con bajo nivel de remanencia y altamente amenazados dentro del área de estudio se encuentren relativamente bien conservados cuando se considera su distribución total (Brandon *et al.* 2005). Por ejemplo, el sistema ecológico "Bosque Tumbesino Xerofítico" tiene una distribución limitada en el Ecuador en la porción sur de la sub-región Costa. Sin embargo, la mayor parte de este sistema ecológico se encuentra distribuido en el noroccidente de Perú. En este caso específico, el nivel de alto de remanencia de este sistema ecológico en el Ecuador (94,8%, Tabla 5.1) hace que dicho sistema no influya mayormente en la distribución de los vacíos de conservación identificados. De igual forma, los indicadores de especies fueron seleccionados de tal forma que la mayor parte de su distribución corresponda al Ecuador continental. Por último, la existencia de indicadores con distribuciones marginales no representa un problema bajo el supuesto de que se necesita proteger la biodiversidad en el área de estudio (p.ej. país o sub-región) de forma independiente de las estrategias de conservación existentes en otros países o sub-regiones donde el indicador se encuentra distribuido.

No existe consenso dentro de la comunidad científica sobre el nivel de representación que garantizaría la viabilidad de distintos elementos de la biodiversidad en el largo plazo (Soulé y Sanjayan 1998). Se ha sugerido que en países megadiversos o con altos niveles de endemismo como el Ecuador es necesario un conjunto flexible de metas de conservación que refleje las características de cada indicador seleccionado (Rodrigues y Gaston 2001). Adicionalmente, existe consenso acerca de que el establecimiento de metas de conservación debería estar basado en los mejores criterios científicos disponibles, con el objetivo de incrementar la transparencia del proceso y facilitar su revisión y mejoramiento dentro de un marco sistemático (Tear *et al.* 2005). No obstante, el establecimiento de metas de conservación muchas veces está limitado por factores adicionales tales como la factibilidad política y económica de establecer nuevas áreas protegidas (Sarkar 2004). La incertidumbre introducida por esta tensión entre objetividad y pragmatismo requiere que las metas cuantitativas de conservación sean interpretadas en forma relativa al procedimiento utilizado para definir las metas de conservación. En otras palabras, no debería asumirse que las metas establecidas son objetivos absolutos que garantizan automáticamente la persistencia de los indicadores de la biodiversidad utilizados en el largo plazo.

Los factores descritos anteriormente tuvieron un rol importante en la definición de las metas de conservación en este estudio. Como los resultados lo demuestran, pese a que alrededor del 16% del área del Ecuador continental se encuentra dentro del SNAP, la representación de los indicadores de la biodiversidad seleccionados es deficiente en muchos casos. En este contexto, el procedimiento que utilizamos para definir las metas de conservación estuvo basado tanto en criterios convencionales adoptados internacionalmente (IUCN 1993), como en criterios más pragmáticos

que reflejan las oportunidades reales para la implementación de estrategias de conservación en el Ecuador. Definimos una meta base del 10% de la distribución remanente de un indicador, modificada por el porcentaje de conversión para evitar generar metas superiores al 100% de la distribución remanente. Este criterio es especialmente importante en áreas como la Costa donde los niveles de remanencia son extremadamente bajos y la tenencia de la tierra representa un reto para la implementación de estrategias de conservación que requieran la modificación de los regímenes de uso y acceso a los recursos naturales. Es necesario aclarar, sin embargo, que las metas establecidas proveen únicamente una referencia inicial que requiere análisis y refinamiento progresivo en paralelo con la recolección de información adicional y la exploración de metodologías alternativas.

Un argumento similar debe aplicarse a nuestro esquema de definición de prioridades de conservación. La identificación de áreas irremplazables y vulnerables para asignar prioridad a los vacíos identificados responde a la necesidad de asegurar la viabilidad de la biodiversidad en un escenario de constante cambio en término de presiones y amenazas (Sarkar 2004). Así, la definición de vulnerabilidad que utilizamos se fundamenta en una combinación específica de reglas heurísticas que afectan la viabilidad de la biodiversidad. Asumiendo un proceso continuo de retroalimentación de información socioeconómica y biológica en el proceso de identificación de prioridades de conservación, es necesario considerar la generación de escenarios alternativos que se ajusten a procesos específicos de riesgo de pérdida de la biodiversidad a diferentes escalas. Nuestra propuesta de priorización refleja una hipótesis inicial sobre las presiones socioeconómicas principales sobre la biodiversidad del Ecuador continental a una escala regional. Esta hipótesis deberá ser comprobada empíricamente y reformulada en el futuro.

El uso de modelos predictivos del nicho ecológico y otras técnicas de análisis espacial (p.ej. sensores remotos) para la estimación de la distribución de los indicadores de la biodiversidad presenta ventajas evidentes y retos significativos. En el caso de especies, el uso de modelos de nicho ecológico permite optimizar el uso de puntos de distribución existentes en colecciones, generando información espacialmente consistente para toda el área de estudio (Stockwell y Peterson 2003). El uso de sensores remotos y modelos cartográficos implementados dentro de un sistema de información geográfica (SIG) proporciona ventajas similares para la estimación de la distribución de sistemas ecológicos y otros indicadores de filtro grueso. Asimismo, la integración del análisis de IVPC dentro de un esquema espacialmente explícito de análisis y manejo de información facilita el proceso de actualización y revisión de datos sobre el estado y distribución de la biodiversidad.

Dos fuentes principales de incertidumbre existen dentro del proceso de modelamiento de la distribución de indicadores. Primero, generalmente los puntos de distribución de especies provenientes de colecciones no han sido recolectados dentro de un marco sistemático de muestreo estadístico. Las colecciones en el campo usualmente se realizan de forma oportunista en función de factores como accesibilidad y facilidad de detección de las especies. En consecuencia, especies raras y endémicas usualmente se encuentran representadas por escasos ejemplares en la mayoría de colecciones (Stockwell y Peterson 2002). Por otro lado, el modelamiento del nicho de una especie asume que existe un número mínimo de puntos de distribución los cuales representan el rango completo de variación ambiental que una especie ocupa. En consecuencia, existen algunas especies (e.g. endémicas y raras) que son particularmente difíciles de modelar y otras cuya distribución puede ser subestimada. Por ello, es imperativo generar estimaciones cuantitativas y cualitativas sobre la exactitud de los modelos de distribución de especies de forma que los resultados derivados a partir de estos datos puedan ser interpretados en forma consecuente. En el presente estudio, utilizamos únicamente la validación de los modelos usando el criterio de expertos. La exactitud predictiva

de los modelos no pudo ser cuantificada debido al limitado número de puntos de ocurrencia existentes por especie. Similarmente, ninguna de las fuentes utilizadas en este estudio para mapear los sistemas ecológicos de la Costa y Sierra provee información cuantitativa sobre la exactitud espacial de los mismos (Anexo 1). La exactitud del mapa de sistemas ecológicos de la Amazonia no pudo ser estimada debido a limitantes de tiempo y recursos.

La determinación del nivel de confiabilidad de información espacial es extremadamente importante, debido a que uno de los nodos críticos de la metodología de IVPC es la estimación de la distribución potencial y remanente de cada indicador. La mejor forma de incrementar la calidad de los modelos de distribución de especies es mediante la inclusión de puntos adicionales de colecciones existentes (p.ej. mediante la georeferenciación de especímenes históricos) y la recolección sistemática de información adicional en el campo. Igualmente, es necesario considerar el uso de modelos alternativos utilizando la misma información base de forma que la robustez de las predicciones pueda ser evaluada (Burgman *et al.* 2005). Finalmente, la generación de un mapa de sistemas ecológicos y uso de suelo actualizados de forma periódica a escala nacional debería ser una prioridad permanente de conservación (ver Sección 5.3).

A las consideraciones metodológicas discutidas debe añadirse una dimensión temporal. Dentro de un escenario pragmático, es muy difícil implementar un conjunto de estrategias de conservación que cubran todas las áreas de prioridad identificadas simultáneamente. La conservación es un proceso progresivo y heterogéneo en términos de intensidad y escala, que refleja los cambios constantes en las dinámicas socioeconómicas de un área determinada (Meir *et al.* 2004). A esto debe añadirse el hecho de que un área protegida no proporciona certidumbre absoluta de la persistencia de la totalidad de la biodiversidad representada, o que muchas áreas que no incluyen a la conservación como una meta explícita también contribuyen con esta persistencia. En consecuencia, los planes de conservación son herramientas que permiten por un lado disminuir en la medida de lo posible la incertidumbre asociada con la toma de decisiones de manejo, y por otro, proporcionan una forma sistemática de descripción y análisis de las fuentes de incertidumbre. Esto requiere por supuesto que la planificación sistemática para la conservación sea visualizada como un proceso continuo en el tiempo.

La discusión precedente sobre las ventajas y limitaciones metodológicas inherentes a la planificación sistemática para la conservación tiene dos importantes implicaciones en términos del uso y aplicación de la información generada. En primer lugar, los vacíos de conservación identificados y priorizados deben interpretarse como una representación instantánea de un proceso dinámico de reformulación de prioridades de conservación. En otras palabras, la identificación de estrategias de conservación requerirá una actualización de las prioridades identificadas en este estudio en un proceso continuo de retroalimentación. Segundo, los resultados obtenidos apuntan a ciertas áreas geográficas en el Ecuador continental que requieren comparativamente mayor atención en términos de conservación. Sin embargo, la identificación de estrategias más detalladas a ser implementadas en lugares específicos requiere un cuidadoso análisis de las dinámicas socio-ambientales particulares de cada área (Prendergast *et al.* 1999).

5.2 Recomendaciones por sub-región

Una de las principales características del sistema de áreas protegidas existente es su limitada eficiencia para representar adecuadamente a los indicadores de biodiversidad seleccionados, especialmente en la sub-región Costa, el sur de los Andes y en la Amazonia austral. Estas limitaciones se deben a tres razones principales: (1) existencia de áreas protegidas pequeñas y aisladas dentro de

algunas sub-regiones; (2) desequilibrio en la distribución de las áreas que conforman el SNAP entre las sub-regiones; y (3) ausencia completa de áreas protegidas en espacios concretos (p.ej. cordillera de Chilla).

La mayoría de las áreas del SNAP tiene una superficie menor a 100.000 ha (mediana = 33.731 ha) y, a excepción de casos puntuales, la mayoría de ellas se encuentran aisladas entre sí y embebidas en una matriz antrópica de usos del suelo. Este patrón es aún más pronunciado en la Costa ecuatoriana donde ninguna de las once áreas del SNAP se encuentra conectada con otra, y solo una de ellas supera las 100.000 ha (Tabla 1). Esto implica la posibilidad de que muchos de los procesos biológicos que generan y sustentan la biodiversidad (p.ej. dispersión semillas, flujo genético) tampoco se encuentren adecuadamente representados en el SNAP. Igual sucede con especies migratorias estacionales (Terborgh y Winter 1983) que requieren una alta diversidad beta (gradientes altitudinales) o requerimientos de áreas mínimas para especies que dependen de áreas extensas para mantener poblaciones viables (Noss 1990; Redford y Robinson 1991).

Los resultados de la efectividad del SNAP (sección 4.4) sugieren que los indicadores mejor representados se encuentran en la Sierra. Esto se debe a un sesgo en la distribución espacial de las áreas protegidas del Sistema Nacional. La Sierra cuenta con 16 áreas protegidas, con un tamaño promedio razonable (mediana = 86.366 ha). Sin embargo, la variación de las estadísticas de dispersión reportadas sugiere que un importante grupo de sistemas ecológicos y especies de la Sierra se encuentran muy poco representados o incluso no representados en lo absoluto en el sistema actual de áreas protegidas. Otro problema en la distribución de las áreas protegidas en esta sub-región es que de las 16 áreas del SNAP, 15 se encuentran en norte de la Sierra y solo una, el Parque Nacional Podocarpus, se encuentra en el sur del país. De las 15 áreas protegidas del norte solo tres se encuentran en los valles interandinos, pero ninguna tiene una representación adecuada de los indicadores de biodiversidad de esta zona biogeográfica del Ecuador.

De acuerdo a los patrones de endemismo de las aves, el Ecuador continental se encuentra dividido en seis regiones biogeográficas (Ridgely y Greenfield 2001; Krabbe *et al.* 1998; Stattersfield *et al.* 1998): (1) Vertientes pacíficas de los Andes occidentales, (2) Andes del sur-occidente, (3) Valles y colinas interandinos, (4) Vertiente amazónica de la cordillera Oriental, (5) Cordilleras subandinas, y (6) Tierras bajas de Tumbes. La relación espacial del SNAP con estas regiones evidencia la ausencia de áreas protegidas en tres de las seis (Andes del sur-occidente, Cordilleras subandinas, y Tierras bajas de Tumbes) y una inadecuada cobertura de los Valles y colinas interandinos. Una región biogeográfica no incluida en los análisis de aves pero resaltada en este estudio es el "Cono de Esparcimiento del Pastaza" como un área importante en la región amazónica. En esta zona tampoco existe ninguna área protegida del SNAP.

Con base a los resultados de los vacíos identificados y a las características de las áreas protegidas del SNAP, presentamos a continuación algunas sugerencias iniciales orientadas exclusivamente a mejorar la eficiencia del SNAP. Estas sugerencias deben interpretarse en el contexto de la necesidad de representar adecuadamente a los indicadores de biodiversidad utilizados y, potencialmente, a otros componentes de la biodiversidad no considerados en este estudio (p.ej. grandes carnívoros).

5.2.1 Costa

En la Costa existen tres Reservas Ecológicas que protegen la biodiversidad de la región del Chocó: Mache-Chindul, Cotacachi-Cayapas y Manglares Cayapas-Mataje. El área de conservación de Mache-Chindul se podría incrementar hacia el nor-occidente y al sur buscando iniciativas de colaboración con los grupos étnicos

cayapas y negros así como con algunos de los bosques protectores de la región. Esta ampliación de la Reserva permitiría mejorar significativamente la representación de dos SE: (1) Bosque Ecuatoriano Húmedo de Colinas Bajas del Chocó – Darién y (2) Bosque Pluvial no Inundado de Terrazas y de la Planicie Aluvial del Chocó-Darién. Ambos sistemas están mal representados actualmente en el SNAP (Anexo 4) y tienen una remanencia de 22% y 15% respectivamente.

Quizá el vacío más importante en la sub-región Costa es el gran bloque localizado en la porción centro norte de la provincia de Esmeraldas, en las cabeceras de los ríos Bogotá, Santiago y Cayapas, contiguo a la zona baja de la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas. En esta zona es urgente identificar un escenario de conservación adecuado, en colaboración con los Awá, las reservas privadas y los bosques protectores, que permita consolidar la creación de un área que proteja a un gran número de especies endémicas de aves (p.ej. *Cephalopterus penduliger*) y al SE "Bosque Siempreverde de Tierras Bajas del Pacífico". Este sistema existe casi exclusivamente en esta zona de la Costa y apenas tiene un representación en el SNAP del 2,5% de la meta sugerida (Anexo 5). Otro vacío importante es la cordillera costera de Jama (Manabí), que marca la transición entre los sistemas perhúmedos del Pacífico con los estacionales y deciduos de la Costa central.

Probablemente el reto más importante en toda la Costa central del Ecuador es buscar un escenario que permita crear un sistema interconectado de reservas privadas y bosques protectores en la cordillera de Chongón-Colonche y que tome como punto de partida, en el norte, al Parque Nacional Machalilla, y en el sur, a los manglares del Salado. Esto permitiría diseñar la "unidad de manejo" más grande de toda la Costa ecuatoriana. La consolidación de un área de tal naturaleza permitiría tanto mantener los procesos de recambios de comunidades en el gradiente ambiental, como preservar procesos naturales como regulación de caudales, captación de agua por efectos de sombra de lluvia, entre otros. Finalmente, un área particular por su carácter insular es la isla Puná debido a su importancia para muchas de las aves costeras ecuatorianas. Consideramos prioritario analizar la factibilidad de crear un área de conservación marino-costera en este lugar.

5.2.2 Sierra

En la cordillera Occidental el área de mayor relevancia es la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas por su localización, tamaño y el gradiente altitudinal que abarca. Esta Reserva podría ser fortalecida al consolidar alianzas estratégicas con territorios indígenas (Awá y Chachi) de manera que el área de conservación efectiva incluya los sistemas de piedemonte del Pacífico (500 m a 1200 m), hacia el sur-occidente, los sistemas de valles y colinas interandinas hacia el este, y las cabeceras de los ríos Mira, Canumbí y San Juan, hasta llegar a la frontera colombiana, hacia el norte. Además, esta estrategia permitiría considerar la posibilidad de consolidar un área protegida bi-nacional.

Hacia el sur, en la misma cordillera Occidental, un vacío importante es la serranía de Mindo-Nambillo la cual, si bien no cuenta con un área del SNAP, cuenta con un proceso de conservación apoyado por reservas privadas. Sería muy importante consolidar un escenario que permita concebir a este bloque como parte del SNAP en un enfoque de manejo mixto (privado y estatal). Finalmente, en la cordillera Occidental resalta el bloque sur de la Reserva Ecológica Illinizas. Esta Reserva tiene un vacío importante que podría incrementar su representatividad al integrar áreas comunales, municipales y provinciales en un manejo mixto de las áreas de bosques montanos de la vertiente pacífica incluso hasta la provincia de Bolívar.

Las áreas protegidas más grandes de la Sierra se encuentran en la cordillera Oriental. Estas reservas muestran una alta eficiencia y representación de los indicadores de biodiversidad. Empero, es necesario resaltar la importancia de los

bosques montanos interandinos que se encuentran al norte de la Reserva Ecológica Cayambe-Coca. La incorporación de estas zonas a la Reserva permitirían incrementar significativamente la protección de la biodiversidad de los valles interandinos. Adicionalmente, es importante también resaltar la presencia de vacíos de conservación en la periferia de las Reservas Ecológicas Antisana y Cayambe-Coca y los Parques Nacionales Sumaco-Napo Galeras y Llanganates. Estas áreas proporcionan claras oportunidades para promover la conectividad de las áreas protegidas pertenecientes a este bloque al desarrollar alianzas estratégicas con propietarios privados de grandes haciendas (p.ej. Yanahurco) o con los gobiernos seccionales de la provincia del Napo (p.ej. Municipios y Consejo Provincial). La consolidación de las áreas que los conectan permitiría crear la red de áreas protegidas más grande del Ecuador continental.

En los Andes del sur es evidente la necesidad de incorporar en un manejo mixto las áreas colindantes al Parque Nacional Podocarpus, sobretodo hacia la provincia de Zamora-Chinchipe (cuenca del río Nangaritzza). En este contexto es fundamental el desarrollo de alianzas estratégicas con los gobiernos seccionales de Zamora Chinchipe (cantón Palanda) y con la nacionalidad Shuar.

También es urgente la necesidad de consolidar al menos dos áreas protegidas adicionales: una en los ecosistemas de bosques deciduos y semideciduos de la cordillera de Chilla (entre las provincias de Loja y El Oro) y la otra en las tierras bajas del valle del Marañón (al sur de Loja y Zamora-Chinchipe). Finalmente, identificamos la necesidad de buscar los escenarios de conservación más apropiados para integrar dentro del SNAP a los territorios Shuar de las cordilleras del Cóndor y Kutukú como una prioridad nacional dada la singularidad de los Sistemas Ecológicos y las comunidades bióticas presentes en estas serranías.

5.2.3 Amazonia

En esta sub-región existen dos vacíos importantes. El primero se encuentra asociado con las áreas de los contrafuertes cordilleranos en el límite entre los Andes y la Amazonia y la otra en la biorregión del Pastaza (provincia de Morona-Santiago). En el primer caso, muchas de las áreas identificadas como prioridad Muy Alta y Alta se encuentran en los límites inferiores de las Reservas Ecológicas Cayambe-Coca y Cofán-Bermejo y del Parque Nacional Sumaco-Napo Galeras. Estos vacíos podrían ser cubiertos considerando posibles alianzas estratégicas con las nacionalidades Cofán y Quichua en el alto Aguarico. Esto permitiría lograr una mejor representación de los procesos de recambio altitudinal que se dan en esta región, además de mejorar la representación del grupo de plantas utilizados como indicadores en este estudio.

El Cono de Esparcimiento del Pastaza representa el principal vacío del SNAP en la región amazónica. La representación incompleta de algunos de los SE en esta región podría ser cubierta con el desarrollo de estrategias de conservación orientadas a la consolidación de los derechos de posesión en los territorios ancestrales de las etnias Achuar y Shiwiar y al aprovechamiento sustentable de los recursos de estos bosques.

5.3 Recomendaciones generales

A la luz de los resultados generados podemos concluir que existen dos temas centrales que permitirían en un futuro mejorar el estudio realizado. El uno se refiere a los "vacíos" de información mínima requerida para llevar a cabo estudios de esta naturaleza, y el otro, a la necesidad de contar con un programa nacional de monitoreo socio-ambiental.

En cuanto a los vacíos de información, existe la necesidad urgente de contar con un mapa actualizado de sistemas ecológicos presentes en todo el Ecuador continental. Este mapa debería generarse aplicando una metodología consistente, empezando por el afinamiento de la clasificación, para lo cual deben usarse análisis estadísticos sobre la distribución de las comunidades naturales. Esta tarea debe empezar por la recopilación en una base de datos georeferenciada, de todos los inventarios florísticos realizados que cumplan con estándares en la aplicación consistente de métodos de muestreo y en la calidad de las identificaciones taxonómicas. La creación de esta base de datos permitirá identificar dónde hacen falta muestreos adicionales de la vegetación. La implementación cartográfica debería contar con información periódicamente actualizada sobre el uso del suelo y sus diferentes categorías. Adicionalmente, es necesario contar con un sistema de información que mantenga toda la información relativa a las especies endémicas y amenazadas de los diferentes grupos taxonómicos del Ecuador (p.ej. anfibios, reptiles, invertebrados). Esta información debería estar vinculada con las bases de datos de museos y herbarios nacionales e internacionales. Otro importante vacío que debería llenarse es el mejoramiento de la resolución espacial de la información climática del Ecuador. En este sentido, es fundamental desarrollar políticas y procedimientos para el uso y acceso a la información del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI).

Llenar estos “vacíos” de información facilitaría mucho el desarrollo del siguiente tema sugerido: la construcción de un sistema de monitoreo socio-ambiental. El concepto detrás de esta idea es que el sistema de monitoreo permita realizar un seguimiento del SNAP de una forma dinámica. Dentro de los temas específicos del sistema de monitoreo consideramos prioritarios los siguientes aspectos: (1) Construir un esquema analítico permanente para el estudio de dinámicas de cambios de cobertura y uso del suelo; (2) Estudios de factibilidad social y ambiental de los vacíos identificados en este estudio a escalas locales, regionales y nacionales; y (3) Creación de un mecanismo sistemático para generar y recopilar información actualizada sobre un conjunto más amplio de indicadores de la biodiversidad (p.ej. insectos). Esto, a su vez, facilitaría la estandarización de criterios de evaluación de calidad de los datos analizados.

Finalmente, la creación de un sistema de monitoreo de estas características facilitaría la creación de un mecanismo continuo de actualización y análisis de vacíos de conservación en el SNAP. Esto facilitaría el desarrollo de estudios sobre: (1) Representación biológica en el SNAP; es decir, qué tan bien representan otros grupos taxonómicos los indicadores usados en este estudio; (2) Inclusión de especies endémicas con poca información que fueron excluidas por las razones expuestas anteriormente (ver Sección 5.1); (3) Incorporación de criterios de ecología de paisaje (conectividad) en la priorización de acciones de conservación y el desarrollo de indicadores de impacto; (4) Estudios de sensibilidad del SNAP a efectos de cambio climático; y (5) Incorporación de dinámicas políticas, sociales y ambientales en la descripción y explicación de procesos de cambio ambiental.

6 Conclusiones

Con la premisa de identificar los vacíos y prioridades de conservación terrestres en el Ecuador continental, este estudio requirió la generación de información espacial sobre la distribución y el estado de conservación de un conjunto de indicadores de la biodiversidad (a nivel de especies y sistemas ecológicos), la definición de metas de conservación cuantitativas para cada uno de ellos, y la identificación de los vacíos y áreas prioritarias con base a criterios de lugares irremplazables y altamente vulnerables.

Aunque cerca del 16% del territorio continental del Ecuador se encuentra dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), la representación de los indicadores de la biodiversidad seleccionados tiende a ser deficiente, de acuerdo a la meta de conservación sugerida en relación a la distribución remanente de los indicadores de biodiversidad empleados en este análisis. Así, encontramos que varios sistemas ecológicos se encuentran sub-representados o ausentes por completo del SNAP, de manera especial en la sub-región Costa, los Andes del sur y la Amazonia sur. La distribución dispar de las áreas protegidas entre y dentro de las sub-regiones conlleva a estas deficiencias del SNAP. Esta situación se refleja en la carencia de áreas protegidas en vastas regiones del país, en la concentración de dichas áreas en otras regiones o en la presencia de áreas de reducida extensión.

Cabe considerar que las metas de conservación establecidas no son absolutas y que requieren de análisis exhaustivos –según cada caso- de forma paralela a la recolección de información adicional y la exploración de metodologías alternativas de priorización. La identificación de áreas irremplazables y vulnerables en estos procesos de priorización e identificación de vacíos de conservación responde a la necesidad de asegurar la viabilidad de la biodiversidad en un escenario dinámico de cambios en el estado de conservación de los indicadores de biodiversidad, dados por cambios en los usos temporales y espaciales del suelo y los recursos naturales. De esta manera, los vacíos de conservación identificados y priorizados constituyen únicamente una representación de un proceso dinámico de reformulación de prioridades de conservación; es decir, de una permanente actualización de las prioridades identificadas en este estudio.

Existe la necesidad urgente de llenar importantes vacíos de información (p.ej. sistemas de información sobre especies endémicas y amenazadas, un mapa actualizado de sistemas ecológicos presentes en todo el Ecuador continental). Llenar estos vacíos de información facilitará el desarrollo de un sistema de monitoreo socio-ambiental, a través del cual se retroalimentará el análisis de vacíos de conservación en el SNAP.

Finalmente es fundamental considerar que en el contexto socioeconómico y político actual del Ecuador, es muy poco probable la anexión de áreas al SNAP bajo las categorías vigentes o la ampliación o modificación de las superficies de las reservas existentes. Es fundamental reconocer la necesidad de incorporar estrategias dirigidas a otros actores que pueden resultar aliados estratégicos. Gobiernos seccionales, territorios indígenas, bosques protectores y propietarios privados son algunos de estos actores que permitirían diseñar escenarios de conservación que fortalezcan el SNAP y mejoren su representatividad de la biodiversidad terrestre del Ecuador Continental.

7 Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias a la colaboración de un gran número de personas e instituciones quienes nos brindaron su apoyo en las diferentes etapas de esta investigación. Queremos reconocer especialmente a Linda Grijalva por todo su apoyo en la generación del mapa de sistemas ecológicos de la Amazonía al igual que a Carmen Josse por su importante contribución conceptual en el desarrollo del mapa de sistemas ecológicos de la Amazonia así como en la redacción del Anexo 1 y en la revisión de todo el informe. A Juan Fernando Freile por su importante contribución en la generación y revisión de los modelos de distribución de aves y por su detallado trabajo en la revisión y edición de este documento. A Francis Baquero y Javier Mejía por su gran apoyo en los análisis espaciales para la generación del mapa de vegetación de la Amazonia ecuatoriana. A Silvia Benítez por sus importantes comentarios, sugerencias y observaciones a lo largo de todo el estudio. A Felipe Campos por sus críticas e ideas. A Luis Suárez y Tarsicio Granizo por su incondicional apoyo y por sus comentarios y revisiones a documentos previos. A Fernando Bajaña y Miran Factos del Proyecto SNAP-GEF así como a Sandra Loor de la Corporación Ornitológica Ecuatoriana por sus revisiones y comentarios al proceso. Al grupo de apoyo del Ministerio de Ambiente representado por Antonio Matamoros y Angel Onofa por sus aportes y observaciones al estudio. Finalmente un profundo agradecimiento a todas las instituciones que han puesto su información disponible de registros de especies de aves y plantas vasculares: Jardín Botánico de Missouri, Birdlife Internacional, Museo de Historia Natural de Filadelfia, Museo de Historia Natural de Chicago, al Museo de Historia Natural de Berkeley, el Jardín Botánico de New York (NY) y a Rodrigo Sierra y la Universidad de Texas en Austin por brindarnos su información sobre los patrones espaciales de cambio en el uso del suelo de la Amazonia.

8 Referencias

- Arango, N., D. Armenteras, M. Castro, T. Gottsmann, O. L. Hernández, C. L. Matallana, M. Morales, L. G. Naranjo, L. M. Renjifo, A. F. Trujillo, y H. F. Villareal. 2003. Vacíos de conservación del sistema de parques naturales de Colombia desde una perspectiva ecorregional. WWF - Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.
- Balmford, A., y T. Whitten. 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? *Oryx* 3:238-250.
- Baquero, F., R. Sierra, L. Ordoñez, M. Tipán, L. Espinoza, M. B. Rivadeneira, y P. Soria. 2005. La vegetación de los Andes del Ecuador. Memoria explicativa de los mapas de vegetación potencial y remanente a escala 1:250.000 y del modelamiento predictivo con especies indicadoras. EcoCiencia, CESLA, Corporación EcoPar, MAG-SIGAGRO, CDC-Jatun Sacha y División Geográfica-IGM. Quito.
- Baquero, F., J. Novoa, A. Cárdenas, C. Josse, F. Cuesta, I. Sánchez, O. L. Hernández, N. Rodríguez, y R. Cisneros. 2005. Mapa de Sistemas Ecológicos Potencial. Evaluación ecorregional de los páramos y bosques montanos de la Cordillera Real Oriental: componente terrestre. Laboratorio de SIG-EcoCiencia, NatureServe y The Nature Conservancy. Quito.
- Bevers, M., y C. H. Flather. 1999. Numerically exploring habitat fragmentation effects on populations using cell-based coupled map lattices. *Theoretical Population Biology* 55: 61-76.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Brandon, K., L. J. Gorenflo, A. S. L. Rodrigues, y R. W. Waller. 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Development* 33(9):1403-1418.
- Briones, E., A. Flachier, J. Gómez, D. Tirira, H. Medina, I. Jaramillo, y C. Chiriboga. 1997. Inventario de Humedales del Ecuador. Primera parte: humedales lénticos de las provincias de Esmeraldas y Manabí. EcoCiencia/INEFAN/Convención de Ramsar. Quito.
- Borchsenius, F. 1997. Patterns of plant species endemism in Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 6:379-399.
- Burgman, M. A., D. B. Lindenmayer, y J. Elith. 2005. Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology* 86: 2007-2017.
- Cabeza, M., y A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16:242-248.
- Capparella, A. P. 1991. Neotropical avian diversity and riverine barriers. *Acta Congr. Int. Ornithol.* 20: 307-316.
- Caviedes, C., y G. Knapp. 1985. South America. Prentice Hall. Englewood Cliffs.

- Centro de Información Ambiental del Ministerio del Ambiente (CIAM). 2003. Cobertura del sistema nacional de áreas protegidas. 2003. Escala 1:250.000. Ministerio del Ambiente. Quito.
- Clapperton, C. M. 1993. Quaternary Geology and Geomorphology of South America. Amsterdam, Elsevier. Pp: 1 – 795.
- Colwell, R. K. 2000. A barrier runs through it...or maybe just a river. Proceedings of the USA National Academy of Sciences 97: 13470-13472.
- Cuesta, F., F. Baquero, A. Ganzenmuller, B. Rivera, M. Sáenz, G. Riofrío, M. L. Larrea, y K. Beltrán. 2005. Evaluación ecorregional de los páramos y bosques montanos de la Cordillera Real Oriental: componente terrestre. EcoCiencia y The Nature Conservancy. Quito.
- Davis, S., V. H. Heywood, y A. C. Hamilton, editores. 1997. Centres of plant diversity, volume 3: the Americas. IUCN. Gland.
- Denevan, M. D. 1992. The pristine myth: the landscape of the Americas in 1492. Annals of the Association of American Geographers 82:369-385.
- Dinerstein, E., D. M. Olson, D. J. Graham, A. L. Webster, S. A. Primm, M. P. Bookbinder, y G. Ledec. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecosystems of Latin America and the Caribbean. World Wildlife Fund and World Bank. Washington, DC.
- Dodson, C. H., y A. H. Gentry. 1991. Biological extinction in western Ecuador. Annals of the Missouri Botanical Garden 78:273-295.
- Dudley, N. en prep. Focusing conservation: how to improve biodiversity conservation by identifying gaps in national protected area networks.
- Duivenvoorden, J. F. & J. Lips 1998. Mesoscale patterns of tree species diversity in Colombian Amazonia. Pp. 539–554 in Dallmeier, F. & Comiskey J. A., editores. Forest biodiversity in North, Central and South America and the Caribbean: research and monitoring. UNESCO and the Parthenon Publishing Group. Carnforth.
- Duque, A., M. Sánchez, J. Cavelier, y J. F. Duivenvoorden. 2002. Different floristic patterns of woody understorey and canopy plants in Colombian Amazonia. Journal of Tropical Ecology 18: 499-525.
- EcoCiencia 2002. Sistema de Monitoreo Socio-ambiental: modelo geográfico de la distribución de la densidad poblacional para el Ecuador continental en el año 2001. Escala 1:250.000. Zona 17Sur. Archivo geográfico de celdas de 1 km2 (formato raster).
- Faith D. P., y P. A. Walker. 2002. The role of trade-offs in biodiversity conservation planning: linking local management, regional planning and global conservation efforts. Journal of Biosciences 27:393-407.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation 100:65-74.
- Ferrier, S., y G. Watson. 1997. An evaluation of the effectiveness of environmental surrogates and modeling techniques in predicting the distribution of biological diversity. Environment Australia, Canberra.

- Ferrier, S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Systematic Biology* 51: 331–363.
- Ferrier, S., R. L. Pressey, y T. W. Barrett. 2000. A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement. *Biological Conservation* 93: 303-325.
- Field, L. 2000. Aspectos políticos - sociales del manejo de los recursos naturales en la cordillera occidental de la provincias de Cotopaxi. En L. Martínez, editor. *Estudios Rurales. Antología de las Ciencias Sociales*. FLACSO. Quito. Pp:1-305.
- Fjeldså, J., E. Lambin, y B. Mertens. 1999. Correlation between endemism and local ecoclimatic stability documented by comparing Andean bird distributions and remotely sensed land surface data. *Ecography* 22: 63-78.
- Freile, J. F., y T. Santander. 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Ecuador. Pp 283-470 en BirdLife International y Conservation International. *Áreas importantes para la conservación de las aves en los Andes Tropicales: Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Quito, Ecuador: BirdLife International (Serie de Conservación de BirdLife No. 14).
- Gentry, A. 1982. Neotropical Floristic Diversity: Phytogeographical connections between central and south america, pleistocene climatic fluctuations, or and accident of the Andean orogeny. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69: 557-593.
- Granizo, T., C. Pacheco, M. B. Ribadeneira, M. Guerrero, y L. Suárez (Eds.).2002. Libro rojo de las aves del Ecuador. SIMBIOE/Conservation Internacional/EcoCiencia/Ministerio del Ambiente/UICN. Series Libros Rojos del Ecuador, tomo 2. Quito, Ecuador.
- Groves, C. R. 2003. Drafting a conservation blueprint – a practitioner’s guide to planning for biodiversity. The Nature Conservancy. Island Press. Washington D.C.
- Groves, C. R., D. B. Jensen, L. L. Valutis, K. H. Redford, M. L. Shaffer, J. M. Scott, J. V. Baumgartner, J. V. Higgins, M. W. Beck, y M. G. Anderson. 2002. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *BioScience* 52(6):499-512.
- Heindl, M. and K. L. Schuchmann. 1998. Biogeography, geographical variation and taxonomy of the Andean genus *Metallura*, Gould, 1847. *Journal für Ornithologie* 139: 425-473.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. Version 1.3. Disponible en: <http://biogeo.berkeley.edu/>
- Hill, R. A. 1999. Image segmentation for humid tropical forest classification in Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing* 20(5):1039-1044.
- IUCN. 1993. *Parks for life: report on the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas*. IUCN. Gland.
- Jorgensen, P. M, Neill, and S. León-Yáñez (Eds.). 1999. *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Herbario de la Universidad Católica del Ecuador, Herbario del

- Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, y del Departamento de Botánica Sistemática de la Universidad de Aarhus. Missouri Botanical Garden Press. San Louis. Pp: 1-1169.
- Jorgensen, P. M, D. Neill, and S. León-Yáñez. 1999. Introduction. Pages 1–108 in P.M. Jorgensen, and S. León-Yáñez, editors. Catalogue of the vascular plants of Ecuador. Herbarium de la Universidad Católica del Ecuador, Herbarium of the Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales, and Department of Systematic Botany of Aarhus University. Missouri Botanical Garden Press. San Louis. Pp: 1-104.
- Josse, C., G. Navarro, P. Comer, R. Evans, D. Faber-Langendoen, M. Fellows, G. Kittel, S. Menard, M. Pyne, M. Reid, K. Schulz, K. Snow, y J. Teague. 2004. Ecological systems of Latin America and the Caribbean: A working classification of terrestrial systems. NatureServe. Arlington.
- Kattan, G., I. Goldstein, R. Rojas, O. L. Hernández, O. Murillo, C. Gómez, H. Restrepo, y F. Cuesta. 2004. Range fragmentation in the spectacled bear *Tremarctos ornatus* in the northern Andes. *Oryx*. 38: 155–163.
- Kessler, M., S. K. Herzog, y J. Fjeldså. 2001. Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distribution* 7: 61-67.
- Kirkpatrick, J. B., y M. J. Brown. 1994. A comparison of direct and environmental domain approaches to planning reservation of forest higher plant communities and species in Tasmania. *Conservation Biology* 8: 217-224.
- Knapp, G. 1991. Andean ecology: adaptive dynamics in Ecuador. Westview Press. Boulder.
- Krabbe, N., F. Skov, J. Fjeldså, e I. K. Petersen. 1998. Avian diversity in the Ecuadorian Andes. Centre for Research on Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforest (DIVA). DIVA Technical Report nº4. Ronde.
- Lanjouw, P. 2000. Ecuador: pobreza rural. Páginas 193 – 245 en: Martínez-Valle, L. (comp.). Estudios Sociales. FLACSO. Quito.
- Larrea, C. 2001. Hacia un análisis ecológico de la Historia del Ecuador: hipótesis y propuestas preliminares. Fundación EcoCiencia. Quito. (Documento no publicado).
- Luteyn, J. 2002. Diversity, adaptation and endemism in Neotropical Ericaceae: biogeographical patterns in the Vaccinieae. *The Botanical Review* 68: 55-87.
- Margules, C. R., y R. L. Pressey, 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- McDonnell, M., H. P. Possingham, I. R. Ball, y E. A. Cousins. 2002. Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling and Assessment* 7:107-114.
- Marks, B., S. Hackett, y A. P. Capparella. 2002. Historical relationships among Neotropical lowland forest areas of endemism as determined by mitochondrial DNA sequence variation within the Wedge-billed Woodcreeper (Aves: Dendrocolaptidae: *Glyphorynchus spirurus*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 24:153-167.

- Meir, E., S. Andelman, y H. P. Possingham. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters* 7:615-622.
- Mertens B., y E. F. Lambin. 2000. Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers* 90(3):467-494.
- Messina, J.P., and Walsh, S.J., 2001. 2.5D Morphogenesis: modeling landuse and landcover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Plant Ecology* 156: 75-88.
- Messina, J. P., K. Crews-Meyer, y S. Walsh. 2000. Scale dependent pattern metrics and panel data analysis as applied in a multiphase hybrid land cover classification scheme. *Proceedings of the 2000 ASPRS Conference*.
- Ministerio de Energía y Minas. Junio 2005. Mapa de catastro minero nacional. Escala 1:100.000. Zona 17 Sur. Archivo geográfico de polígonos (formato shp).
- Murphy, P. G., y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:67-88.
- Murphy, D., y D. Wilcox. 1986. Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity of vertebrate-based management. Páginas 287-292. en: Verner, J., M. L. Morrison, y C. J. Ralph, editors. *Wildlife 2000, modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Nachlinger, J., K. Sochi, P. Comer, G. Kittel, y D. Dorfman. 2001. Great Basin: an ecoregion-based conservation blueprint. The Nature Conservancy. Arlington.
- Nelson, R. F., D. S. Kimes, W. A. Salas, y M. Routhier. 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagery. *Bioscience* 50:419-431.
- Noss, R. F. 1990. Can we maintain biological and ecological integrity? *Conservation Biology* 4: 241-243.
- Noss, R. F. 1996. Ecosystems as conservation targets. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 351-351.
- Noss, R. F., C. Carroll, C. Vance-Borland, y G. Wuerthner. 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16:895-908.
- Oficina de la Convención de Ramsar. 2000. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales. Oficina de la Convención de Ramsar. Gland.
- Olson, D. M., y E. Dinerstein. 2002. The global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89:199-294.
- Opdan, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holartic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5(2): 93-106.
- Peralvo, M. F. 2004. Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: an application for the tropical dry forests of western Ecuador and northern Peru. M.Sc. Thesis. University of Texas. Austin.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, y J. H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13(3):484-492.

- Peterson, A. T., Ball, L. G., y K. P. Cohoon. 2002. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modeling methods. *Ibis* 144: 27-32.
- Pitman, N. C., J. Terborgh, M. R. Silman, y P. Núñez. 1999. Tree species distribution in an upper Amazonian forest. *Ecology* 80: 2651-2661.
- Poiani K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson, y H. E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* 50: 133-146.
- Possingham, H., I. Ball, y S. Andelman. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. Páginas 291-305 en: Fersona, S., y M. Burgman, editores. *Quantitative methods for conservation biology*. Springer-Verlag. New York.
- Powell, G. V., J. Barborak, y M. Rodríguez S. 2000. Assessing representativeness of protected natural areas in Costa Rica for conserving biodiversity: a preliminary gap analysis. *Biological Conservation* 93: 35-41.
- Prance, G. T. 1979. Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation. *Brittonia* 31: 26-38.
- Pressey, R. L., 1994. Ad Hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems? *Conservation Biology* 8:662-668.
- Pressey, R. L. y A. O. Nicholls. 1989. Efficiency in conservation evaluation: scoring versus iterative approaches. *Biological Conservation* 50:199-218.
- Pressey R. L., y K. H. Taffs. 2001. Scheduling conservation action in production landscapes: priority areas in western New South Wales defined by irreplaceability and vulnerability to vegetation loss. *Biological Conservation* 100: 355-376.
- Pressey, R. L., y R. M. Cowling. 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15(1)275-277.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright, y P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124-128.
- Programa de Modernización de los Servicios Agropecuarios (PROMSA). 2001. *Almanaque Electrónico Ecuatoriano - Julio 2002*. Mapa de Uso Actual del Suelo, escala 1:250.000. CIMMYT y la Alianza Jatun Sacha CDC. Quito.
- Pyle, R., M. Bentzien, y P. Opler. 1981. Insect conservation. *Annual Review of Entomology* 26: 233-258.
- Redford, K. H., y J. G. Robinson. 1991. Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. Páginas 227-234 en: Mares, M. A., y D. J. Schmidly, editores. *Latin American mammalogy: history, biodiversity, and conservation*. University of Oklahoma Press, Oklahoma City.
- Ridgely, R. S. y P. J. Greenfield. *The birds of Ecuador - status, distribution and taxonomy*. Volume 1. Cornell University Press. Ithaca, New York. Pp: 1-883.
- Rivm - National Institute for Public Health and the Environment. 2004. Biodiversity: how much is left?. The natural capital index framework (NCI). The Netherlands.

- Rodrigues, A. S., y K. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4:602-609.
- Rodrigues, A. S., H. R. Akcakaya, S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, J. Chanson, L. D. Fishpool, G. A. da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffmann, P. A. Marquet, J. D. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. Watts, y X. Yan. 2004. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54: 1092-1099.
- Root, T. 1988. Environmental factors associated with avian distributional boundaries. *Journal of Biogeography* 15: 489-505.
- Rouget, M., D. M. Richardson, R. M. Cowling, J. W. Lloyd, A. T. Lombard. 2003. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112: 63-85.
- Sáenz, M. 2004. Marco conceptual y metodológico del sistema de monitoreo socioambiental del Ecuador. *EcoCiencia*. Quito. (Documento no publicado).
- Sáenz, M., M. Larrea, y M. Rivera. 2005. Capítulo 4: contexto socio-espacial en la CRO. En Cuesta *et al.* 2005. Evaluación Ecoregional de la Cordillera Real Oriental. TNC y EcoCiencia. Quito. (Documento no publicado).
- Salovaara K. J., S. Thessler, R. N. Malik, y H. Tuomisto. 2005. Classification of Amazonian primary rain forest vegetation using Landsat ETM plus satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 97(1):39-51.
- Santos, M. 2000. La naturaleza del espacio. Editorial Ariel. Barcelona.
- Sarkar, S. 2004. Conservation biology. En: Zalta, E. N., editor. The Stanford Encyclopedia of Philosophy (Winter 2004 Edition. URL = <<http://plato.stanford.edu/archives/win2004/entries/conservation-biology/>>.
- Sarkar, S., J. Justus, T. Fuller, C. Kelley, J. Garson, y M. Mayfield. 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Conservation Biology* 19:815-825.
- Schall, J. J., y E. R. Pianka. 1978. Geographical trends in numbers of species. *Science* 201: 679-686.
- Sierra, R. 2000. Dynamics and patterns of deforestation in the Western Amazon: the Napo deforestation front, 1986-1996. *Applied Geography* 20:1-16.
- Sierra, R. 2001. The role of domestic timber markets in tropical deforestation and forest degradation in Ecuador: implications for conservation planning and policy. *Ecological Economics* 36:327-340.
- Sierra, R., y J. Stallings. 1998. The dynamics and social organization of tropical deforestation in northwest Ecuador, 1983-1995. *Human Ecology* 26(1):135-161.
- Sierra, R., C. Cerón, W. Palacios, y R. Valencia. 1999. El mapa de vegetación del Ecuador continental. Páginas 120-139 en: Sierra, R., editor. Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito.

- Sierra, R., F. Campos, y J. Chamberlin, 2002. Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* 59:95-110.
- Soulé, M. y D. Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19-40.
- Soulé, M. E., y M. A. Sanjayan. 1998. Conservation targets: do they help? *Science* 279: 2060-2061.
- Stattersfield, A. J., M. J. Crosby, A. J. Long, and D. C. Wege. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. BirdLife conservation series 7. BirdLife International, Cambridge, United Kingdom.
- Stockwell, D. R. B., e I. R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of analysis. *Mathematics and Computers in Simulation* 33:385-390.
- Stockwell, D. R. B., y D. P. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information Systems* 13:143-158.
- Stockwell, D. R. B., y A. T. Peterson. 2002. Controlling bias in biodiversity data. Pages 537-545 in J. M. Scott, P.J. Heglund, and M. L. Morrison *et al.* editors. *Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington D.C.
- Stockwell, D. R. B., y A. T. Peterson. 2003. Comparison of resolution of methods used in mapping biodiversity patterns from point-occurrence data. *Ecological Indicators* 3:213-221.
- Svancara L. K., R. Brannon, J. M. Scott, C. R. Groves, R. F. Noss, R. L. Pressey. 2005. Policy-driven versus evidence-based conservation: A review of political targets and biological needs. *BioScience* 55: 989-995.
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scott, y G. Wilhere. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55(10):835-849.
- Terborgh, J., y B. Winter. 1983. A method for siting parks and reserves with special reference to Colombia and Ecuador. *Biological Conservation* 27: 45-58.
- Tirira, D., P. Almeida, D. Padilla, K. Cortes, M. Díaz, U. Álvarez, G. Pinos, C. Boada, y P. Soria. 2004. Portafolio de sitios prioritarios para la conservación dentro de la unidad de planificación ecoregional Pacífico Ecuatorial. Proyecto Pacífico Ecuatorial, Componente Terrestre. TNC y Alianza Jatun-Sacha-CDC. Quito.
- Trakhtenbrot, A., y R. Kadmon. 2005. Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecological Applications* 15: 335-345.
- Underhill, L. G. 1994. Optimal and suboptimal reserve selection algorithms. *Biological Conservation*. 70: 85-87.

- Valencia, R., N. Pitman, S. León-Yáñez & P. M. Jorgensen (eds.). 2000. Libro Rojo de las plantas endémicas del Ecuador 2000. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- Vane-Wright R.I., C. J. Humphries, and P.H. Williams. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55:235–54.
- Verboom, B., y H. Huitema. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12(2): 117-125.
- von Humboldt, A., y A. Bonpland. 1807. *Essai sur la géographie des plantes*. Paris.
- Voss, R. 2003. A new species of *Thomasomys* (Rodentia: Muridae) from Eastern Ecuador, with remarks on mammalian diversity and biogeography in the Cordillera Oriental. *American Museum Novitates*. 3421: 1-47. American Museum of Natural History. New York.
- Walsh, S. J., J. P. Messina, K. A. Crews-Meyer, R. E. Bilborrow, y W. K. Y. Pan. 2002. Characterizing and modeling patterns of deforestation and agricultural extensification in the Ecuadorian Amazon. Páginas 187-214 en: Walsh, S. J., y K. A. Crews-Meyer, editores. *Linking people, place, and policy: a GIS science approach*. Kluwer Academic Publishers. Boston.
- Wickham, J. D., J. Wu, y D. F. Bradford. 1997. A conceptual framework for selecting and analyzing stressor data to study species richness at large spatial scales. *Environmental Management* 21: 247–257.
- Williams, P. H., y K. J. Gaston. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict whole sale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.
- Williams, P., D. Gibbons, C. Margules, A. Rebelo, C. Humphries, and R. Pressey. 1996. A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* 10: 155-174.
- Whitten, N. E. 2003. Introduction. Páginas 1-45 en: Whitten, N. E., editor. *Millennial Ecuador: critical essays on cultural transformations and social dynamics*. University of Iowa Press. Iowa City.
- Young, K. R. 1998. Deforestation in landscapes with humid forests in the central Andes: patterns and processes. Páginas 75-99 en: K. S. Zimmerer, y K. R. Young, editores. *Nature's geography: new lessons for conservation in developing countries*. The University of Wisconsin Press. Madison.
- Young, K. 1995. Biogeographical paradigms useful for the study of tropical montane forests and their biota. 79-88 En: Churchill, S. P., H. Balslev, E. Forero, y J. L. Luteyn, editores. *Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests: proceedings of the Neotropical montane forest biodiversity and conservation symposium*. The New York Botanical Garden. New York.

9 Tablas y Figuras

9.1 Tablas

Tabla 1. Superficie del Ecuador continental protegida por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) hacia noviembre de 2005.

Región	n	Total	Total protegido	Área protegida (%)	media	sd	mediana
Costa	11	6,552,315	287,003	4.38	26,091	37,205	5,176
Sierra	16	10,664,772	2,117,069	19.85	132,317	151,710	86,366
Amazonía	4	7,517,318	1,669,535	22.21	417,384	480,269	324,734
Total	31	24,734,405	4,073,608	N/A	N/A	N/A	N/A

Tabla 2. Indicadores de biodiversidad utilizados en cada sub-región para la identificación de vacíos y prioridades de conservación en el Ecuador continental.

Indicadores de biodiversidad	Costa	Sierra	Amazonia
Ecosistemas	✓	✓	✓
Humedales lénticos	✓	✓	✓
Especies	✓	✓	N/A

Tabla 3. Variables ambientales utilizadas para modelar la distribución de las especies utilizadas como indicadores de la biodiversidad en el Ecuador continental.

Tipo	No.	código	Variable	AVES	PLANTAS
Climáticas	1	Bio1	Temperatura Promedio Anual	✓	✓
	2	Bio2	Rango promedio diario (Promedio mensual (max temp - min temp))	✓	✓
	2	Bio 12	Precipitación Promedio Anual	✓	✓
	3	Bio 15	Estacionalidad de precipitación (CV)	✓	✓
	4	Bio 16	Precipitación de los cuatro meses del año más húmedos	✓	✓
	5	Bio 17	Precipitación de los cuatro meses del año más secos	✓	✓
	5	Bio 11	Temperatura promedio de los cuatro meses más fríos	✓	✓
	6	Bio 10	Temperatura promedio de los cuatro meses más cálidos	✓	✓
	7	Io	Índice Ombrotérmico	✓	✓
	Topográficas	1	DTM	Rangos Altitudinales	✓
2		TCI*	Índice de convergencia topográfica		✓
3		TRMI	Índice topográfico relativo de humedad		✓
4		Geoformas	Tipos de relieve		✓

Tabla 4. Metas de conservación (%) en el SNAP de acuerdo a cada indicador de biodiversidad seleccionado para cada región del Ecuador continental.

Regiones	Indicadores	Metas de conservación (%) en el SNAP		
		Media	Sd	Mediana
Sierra	Aves	49,16	53,46	36.68
	Plantas	86.41	72.73	68.69
	SE	115.31	197.79	37.40
Costa	Aves	11.37	5.73	10.12
	Plantas	14.17	10.22	10.40
	SE	33.97	90.37	3.81
Amazonia	SE	153.37	183.12	67.45

Tabla 5. Superficie correspondiente a diferentes escenarios de inclusión de las áreas identificadas como vacíos de conservación.

Sub-región	Clases	Área total (ha)	% dentro del SNAP	% fuera del SNAP	% de la vegetación remanente ¹
Costa	1	319,000	35.99	64.01	12.16
	1-2	1,047,000	21.34	78.66	49.07
	1-3	1,399,000	18.58	81.42	67.87
	1-4	1,426,500	18.22	81.78	69.50
	1-5	1,652,500	15.94	84.06	82.76
	1-6	1,752,500	15.08	84.92	88.66
Sierra	1	1,349,000	73.29	26.71	8.52
	1-2	3,110,000	55.86	44.14	32.44
	1-3	3,748,500	52.30	47.70	42.25
	1-4	3,908,000	50.20	49.80	45.98
	1-5	4,265,500	46.11	53.89	54.32
	1-6	4,374,500	45.03	54.97	56.82
Amazonia	1	1,355,000	70.01	29.99	8.17
	1-2	2,055,500	78.57	21.43	8.85
	1-3	2,168,500	77.69	22.31	9.73
	1-4	2,540,500	66.42	33.58	17.15
	1-5	2,593,000	65.10	34.90	18.20
	1-6	2,623,500	64.35	35.65	18.80

¹ Porcentaje del área total de vegetación remanente en la sub-región correspondiente a la inclusión de las diferentes clases de prioridad definidas para los vacíos de conservación.

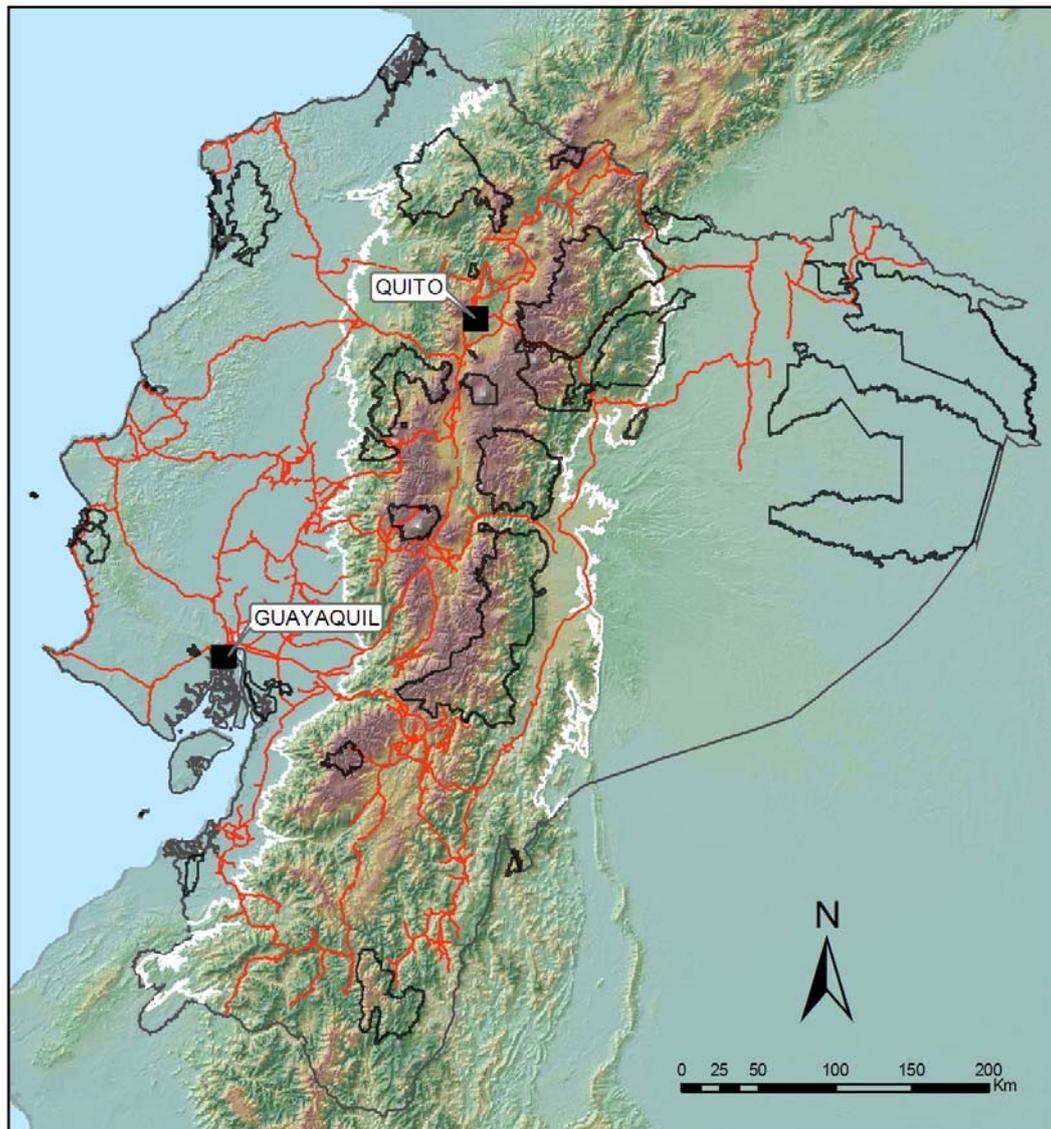
Tabla 6. Niveles de cumplimiento de las metas de conservación para diferentes escenarios de inclusión de las áreas identificadas como vacíos de conservación (prom. = promedio, SCV = coeficiente estandarizado de variación, med. = mediana).

Sub-región	Clases	Fuera del SNAP			Dentro del SNAP			Total (prom.)	Total (med.)	Total (SCV)
		Meta (prom.)	Meta (SCV)	Meta (med.)	Meta (prom.)	Meta (SCV)	Meta (med.)			
Costa	1	21.61	10.24	9.32	5.70	20.44	0.29	27.31	15.06	11.23
	1-2	77.65	22.01	50.77	14.24	37.28	5.42	91.89	61.59	22.69
	1-3	124.67	39.18	72.79	15.83	48.99	6.25	140.49	85.95	39.56
	1-4	125.43	52.73	73.31	15.83	N/A	6.25	141.26	86.46	53.11
	1-5	141.11	67.07	84.23	16.10	65.25	6.36	157.21	97.60	67.47
	1-6	147.38	79.57	88.53	16.12	78.03	6.37	163.50	101.95	79.96
Sierra	1	17.50	9.33	14.54	36.02	10.82	25.10	53.16	47.29	8.75
	1-2	56.99	18.07	50.69	61.80	24.04	37.57	118.43	101.93	17.32
	1-3	72.16	29.02	58.43	68.96	44.21	39.38	140.76	117.28	29.40
	1-4	79.78	42.69	62.89	69.05	58.01	39.38	148.47	121.74	43.01
	1-5	93.87	55.01	71.56	69.47	78.59	39.41	162.99	130.87	55.17
	1-6	96.79	68.93	73.05	69.52	94.97	39.41	165.95	132.47	69.01
Amazonia	1	48.31	10.96	22.75	96.35	11.63	45.19	144.66	96.89	9.00
	1-2	51.25	18.71	25.26	144.52	23.45	49.15	195.78	103.83	20.44
	1-3	57.56	28.96	29.00	152.80	35.83	53.97	210.37	115.07	29.78
	1-4	90.82	40.16	44.95	153.13	49.86	54.00	243.97	131.59	40.90
	1-5	95.43	49.34	48.94	153.15	64.25	54.00	248.59	135.64	50.07
	1-6	97.95	58.20	51.18	153.16	77.30	54.00	251.12	137.88	58.91

Tabla 7. Cumplimiento de metas para diferentes niveles de inclusión de las áreas identificadas como vacíos de conservación (prom. = promedio, SCV = coeficiente estandarizado de variación, med. = mediana).

Sub-región	Clases	Escenario SNAP (lock-in)						Total (prom.)	Total (med.)	Total (SCV)
		Fuera del SNAP			Dentro del SNAP					
		Meta (prom.)	Meta (SCV)	Meta (med.)	Meta (prom.)	Meta (SCV)	Meta (med.)			
Costa	1	21,61	10,24	9,32	5,70	20,44	0,29	27,31	15,06	11,23
	1-2	77,65	22,01	50,77	14,24	37,28	5,42	91,89	61,59	22,69
	1-3	124,67	39,18	72,79	15,83	48,99	6,25	140,49	85,95	39,56
	1-4	125,43	52,73	73,31	15,83	N/A	6,25	141,26	86,46	53,11
	1-5	141,11	67,07	84,23	16,10	65,25	6,36	157,21	97,60	67,47
	1-6	147,38	79,57	88,53	16,12	78,03	6,37	163,50	101,95	79,96
Sierra	1	17,50	9,33	14,54	36,02	10,82	25,10	53,16	47,29	8,75
	1-2	56,99	18,07	50,69	61,80	24,04	37,57	118,43	101,93	17,32
	1-3	72,16	29,02	58,43	68,96	44,21	39,38	140,76	117,28	29,40
	1-4	79,78	42,69	62,89	69,05	58,01	39,38	148,47	121,74	43,01
	1-5	93,87	55,01	71,56	69,47	78,59	39,41	162,99	130,87	55,17
	1-6	96,79	68,93	73,05	69,52	94,97	39,41	165,95	132,47	69,01
Amazonia	1	48,31	10,96	22,75	96,35	11,63	45,19	144,66	96,89	9,00
	1-2	51,25	18,71	25,26	144,52	23,45	49,15	195,78	103,83	20,44
	1-3	57,56	28,96	29,00	152,80	35,83	53,97	210,37	115,07	29,78
	1-4	90,82	40,16	44,95	153,13	49,86	54,00	243,97	131,59	40,90
	1-5	95,43	49,34	48,94	153,15	64,25	54,00	248,59	135,64	50,07
	1-6	97,95	58,20	51,18	153,16	77,30	54,00	251,12	137,88	58,91

9.2 Figuras



Ubicación en América del Sur



Leyenda

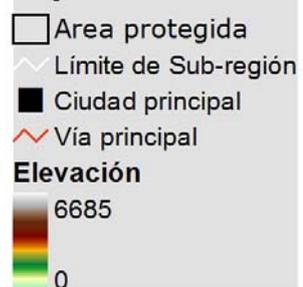


Figura 1. Área de estudio.

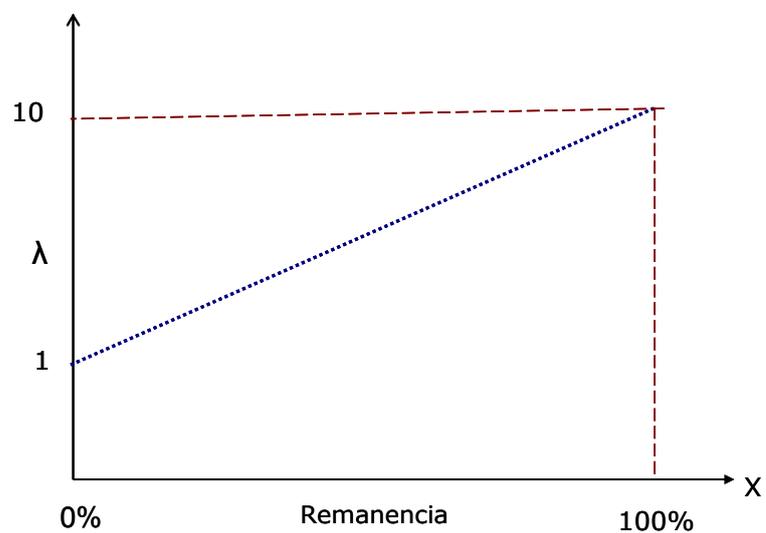


Figura 2. Definición de las metas de conservación en relación a la remanencia de cada indicador y al factor λ . Si un indicador no ha experimentado pérdida, λ toma el valor de 1 y la meta se mantiene en el 10% del área remanente. Por el contrario, a mayor nivel de conversión de un indicador, λ se aproxima a 10 y la meta de conservación es próxima al 100% de la remanencia actual.

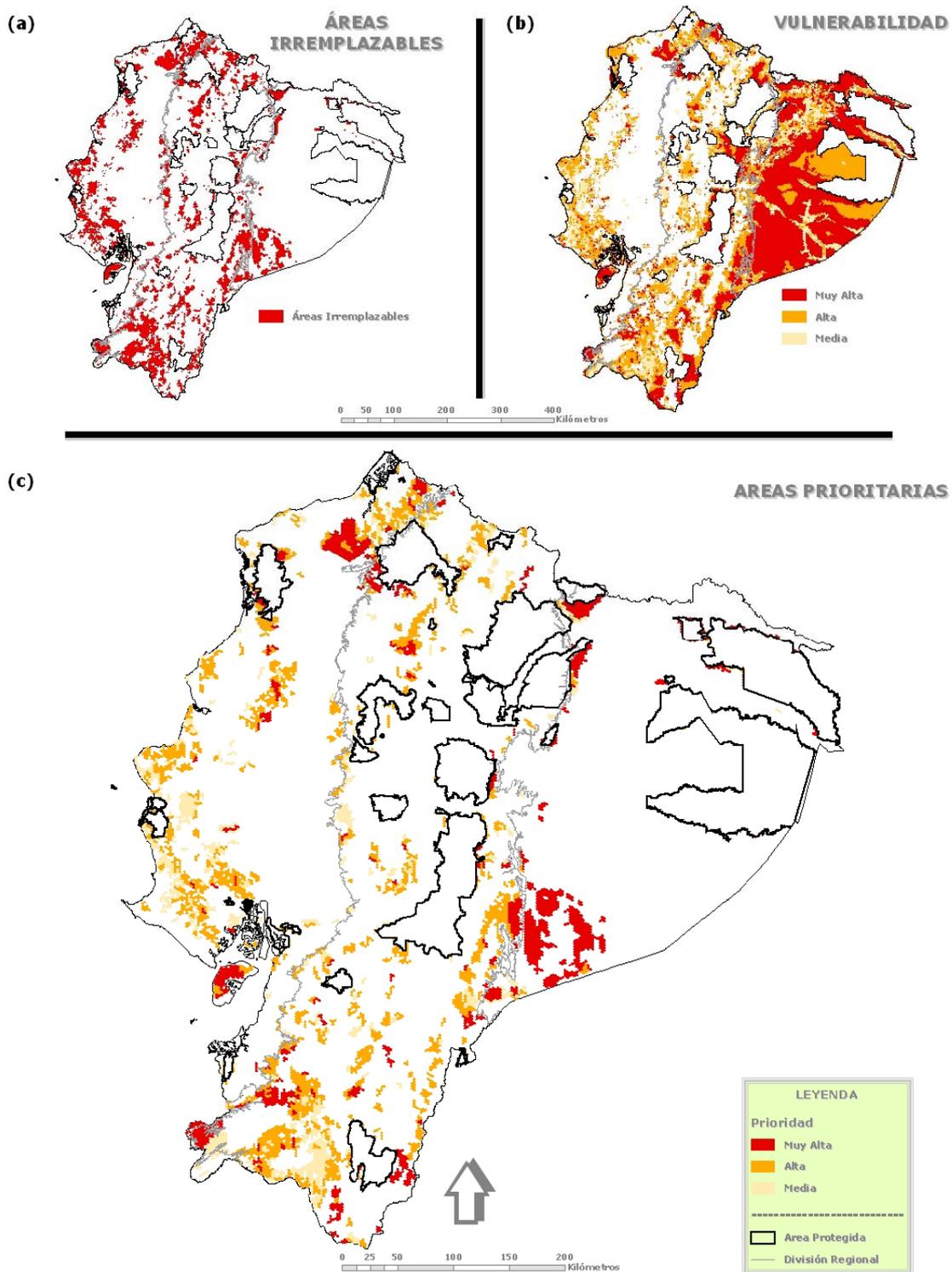


Figura 3. Priorización de los vacíos de conservación usando criterios de áreas irremplazables y vulnerables; (a) áreas irremplazables, (b) áreas vulnerables, (c) áreas prioritarias

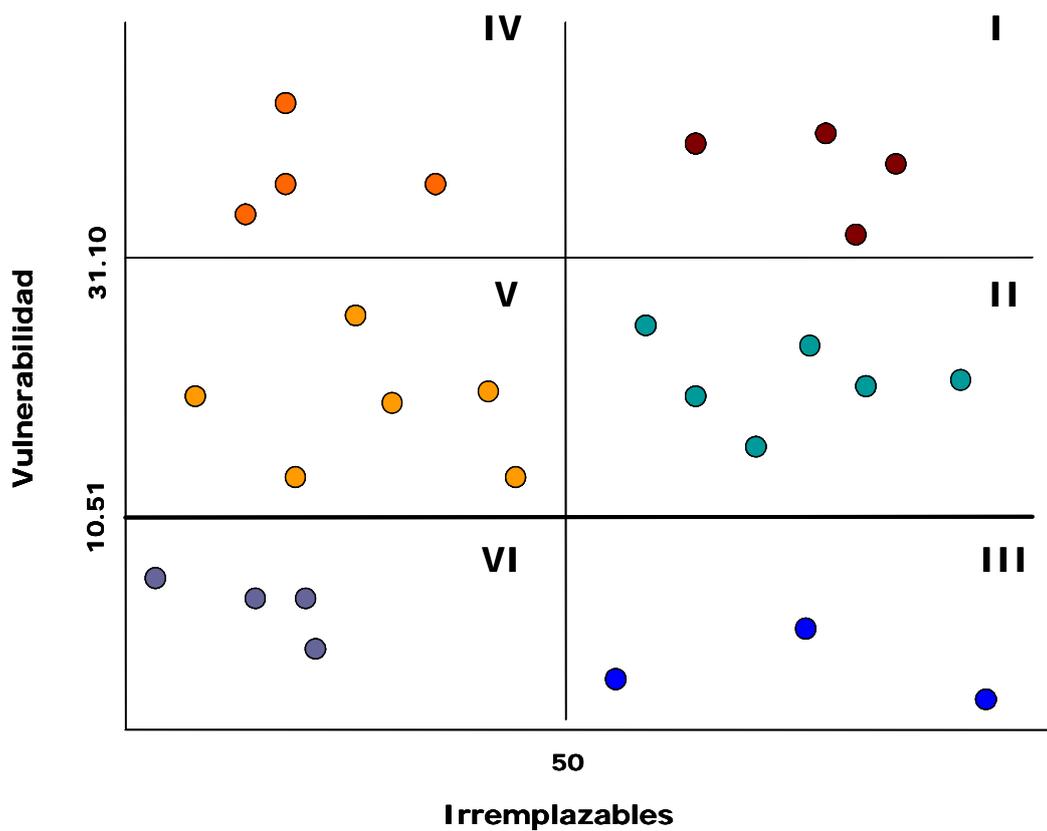


Figura 4. Esquema de priorización de las áreas identificadas como vacíos de conservación en el Ecuador continental. Las áreas localizadas en el cuadrante superior derecho son las de mayor prioridad de intervención, mientras que las menos importantes son las ubicadas en el cuadrante inferior izquierdo.

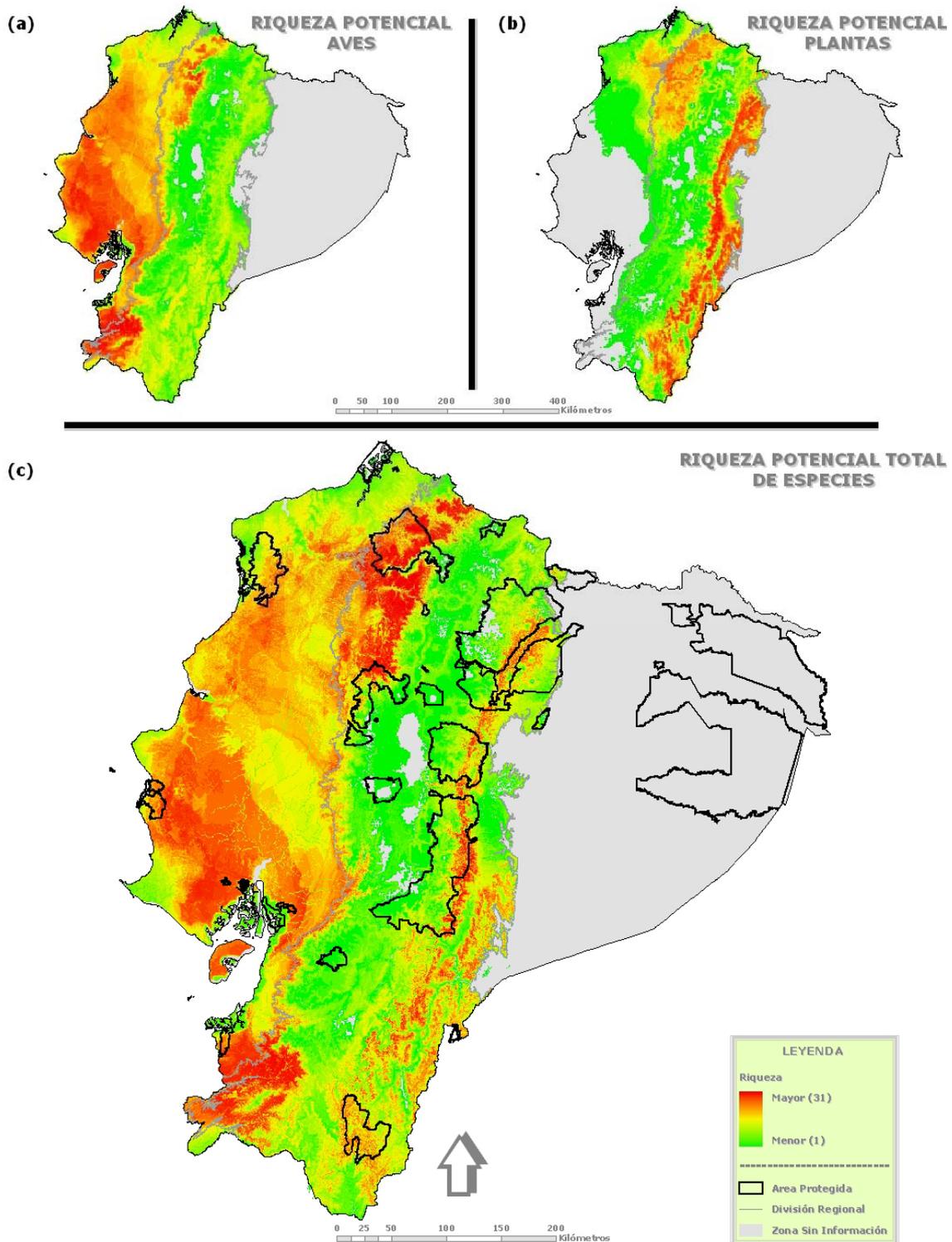


Figura 5. Riqueza potencial de los indicadores de biodiversidad seleccionados para el estudio de IVPC en el Ecuador continental. (a) Aves, (b) Plantas Vasculares, (c) Total.

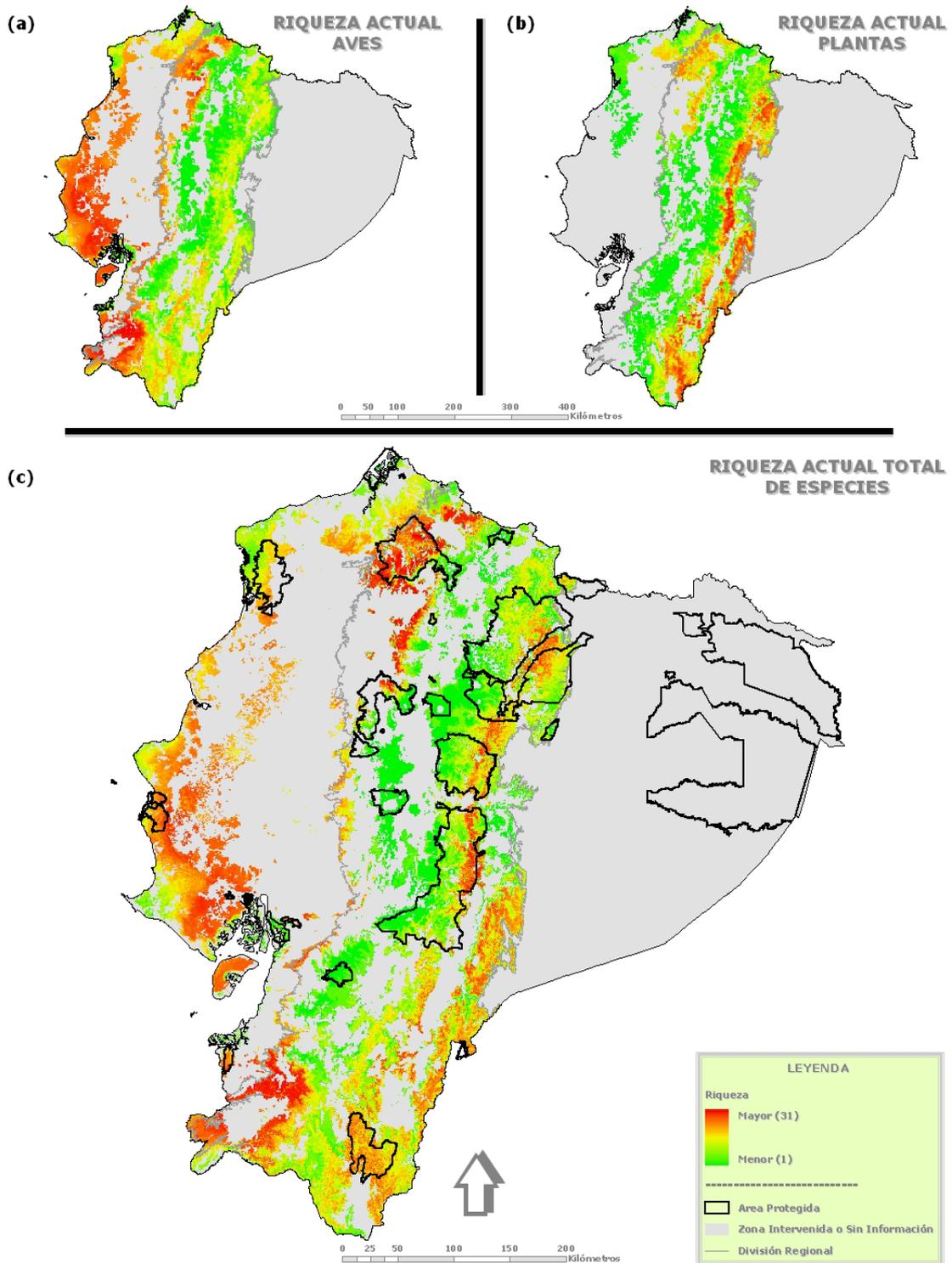


Figura 6. Riqueza actual de los indicadores de biodiversidad seleccionados para el estudio de IVPC en el Ecuador continental. (a) Aves, (b) Plantas Vasculares, (c) Total.

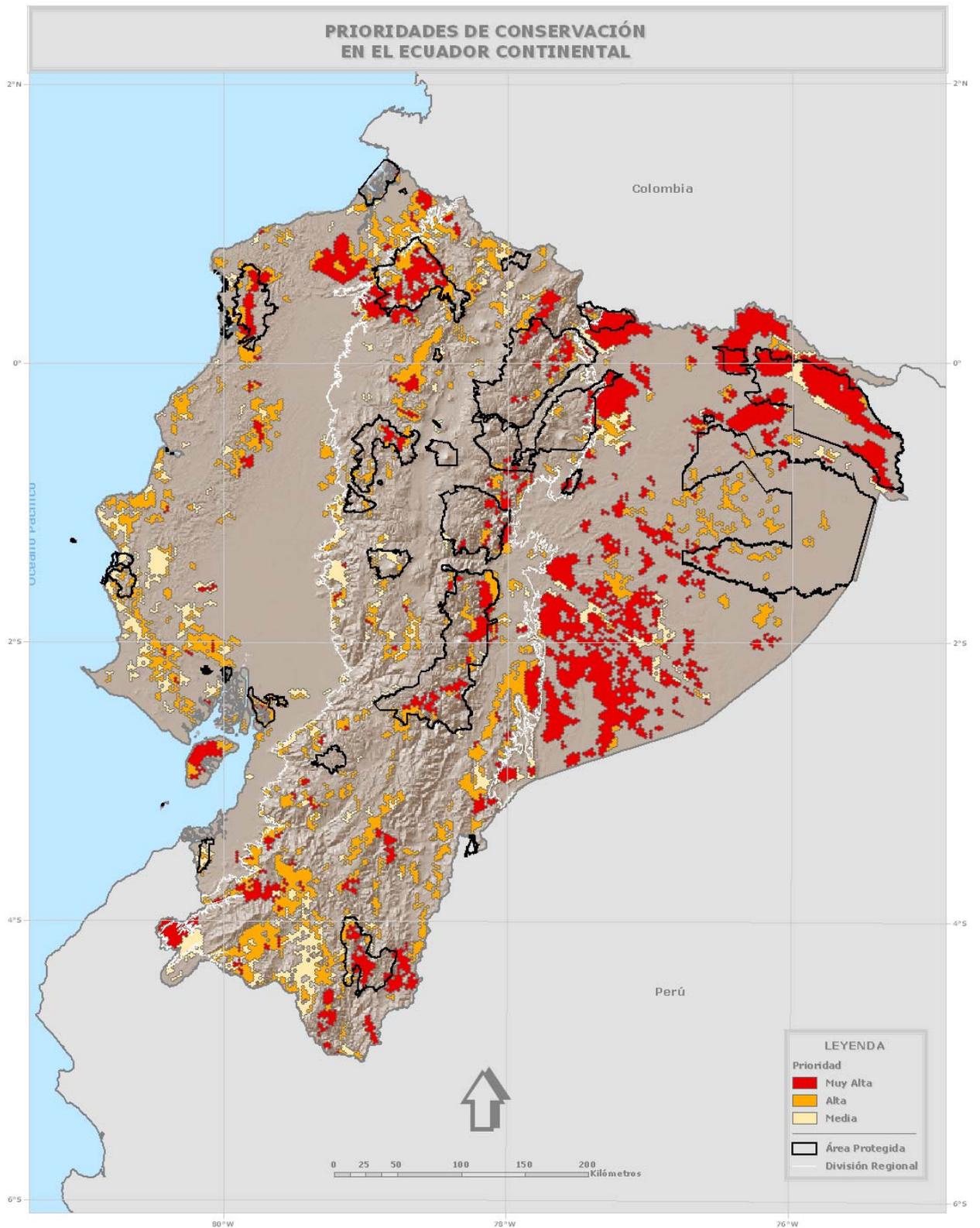
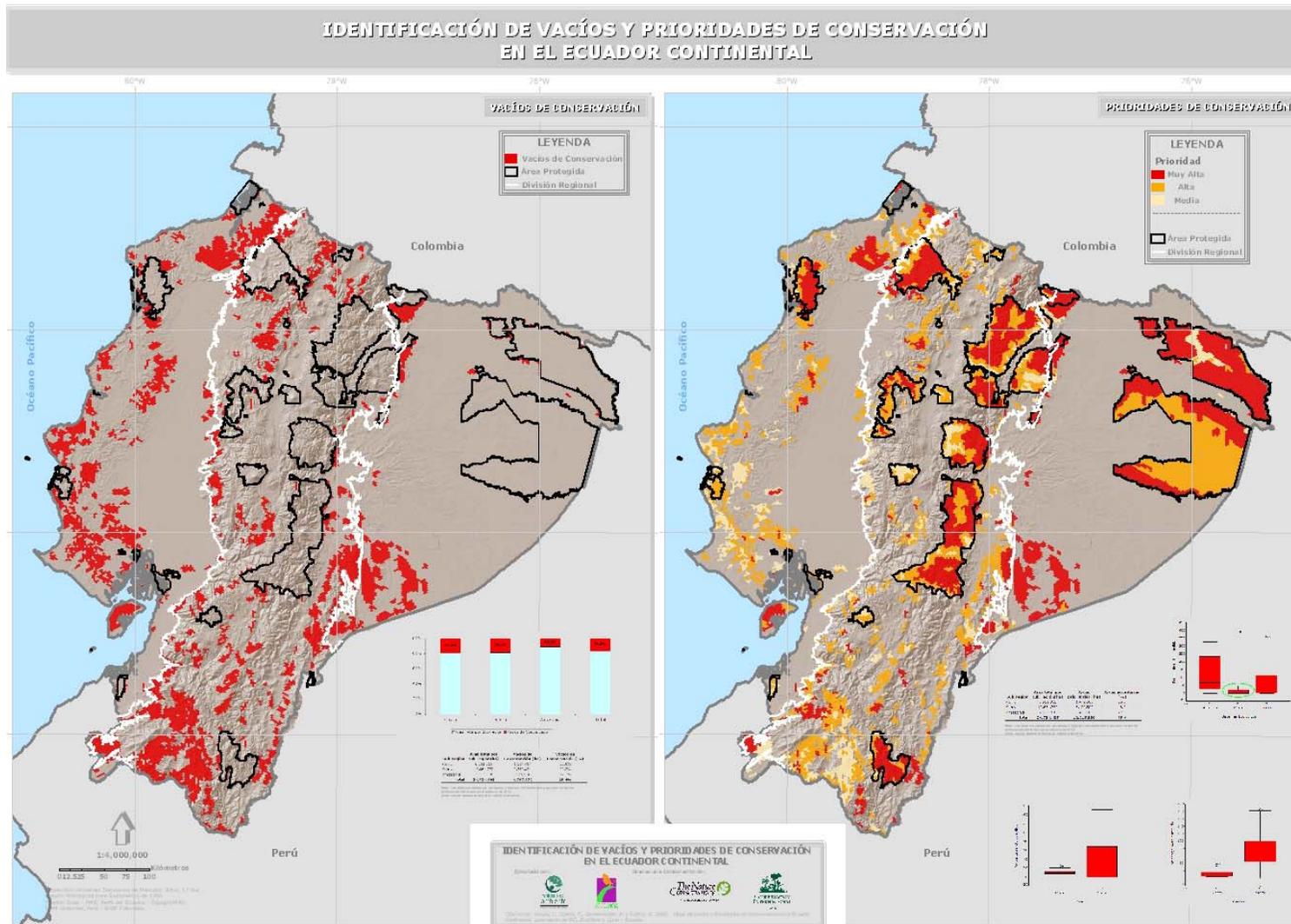


Figura 7. Escenario óptimo de conservación en base a la distribución remanente de los indicadores de la biodiversidad en el Ecuador continental.



Mapa 1. Identificación de vacíos y prioridades de conservación en el Ecuador Continental

10 Anexos

- Anexo 1.** Mapa de sistemas ecológicos del Ecuador continental.
- Anexo 2.** Especies seleccionadas como indicadores de biodiversidad para el estudio Identificación de Vacíos y Prioridades de Conservación en el Ecuador Continental.
- Anexo 3.** Humedales lénticos del Ecuador continental dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.
- Anexo 4.** Análisis de vulnerabilidad en la identificación de prioridades para la conservación en el Ecuador continental.
- Anexo 5.** Nivel de remanencia, representación dentro del SNAP y metas de conservación para los indicadores de la biodiversidad en el Ecuador continental; (a) Sierra, (b) Costa, (c) Amazonia.

Anexo 1

Mapa de sistemas ecológicos del Ecuador continental

Peralvo, M. F.[£], F. Cuesta[§], F. Baquero[§], C. Josse[¥], L. Grijalva[§], G. Riofrío[§], J..Novoa[§], y K. Beltrán[§]

[£] The University of Texas at Austin. Department of Geography and the Environment.
Correo electrónico: peralvomf@mail.utexas.edu

[§] Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Sensores remotos. Correo electrónico:vegetación@ecociencia.org

[¥] NatureServe. Science Division - Ecology department -

1. Introducción

Diferentes clasificaciones de sistemas ecológicos terrestres han sido ampliamente utilizadas como indicadores de la biodiversidad en la definición de prioridades de conservación a escalas globales (p.ej. Olson y Dinerstein 2002), continentales (p.ej. Dinerstein *et al.* 1995) y de país (p.ej. Sierra *et al.* 2002). En el caso del Ecuador, el mapa más reciente de vegetación y uso del suelo a escala nacional, al momento del inicio de este estudio, era un mapa publicado en 1999 pero con base a datos de 1996 (Sierra *et al.* 1999). En ese mapa se consolidó una propuesta nacional para delinear la distribución de ecosistemas terrestres a una escala gruesa (1:1'000.000). Sin embargo, desde que esta propuesta fue publicada una serie de iniciativas han generado mapas de vegetación a escalas más detalladas (1:250.000) de la Costa y la Sierra del Ecuador. Lastimosamente, hasta la fecha de la revisión bibliográfica de este estudio no se reporta estudio alguno que haya generado un mapa actualizado de la vegetación remanente de la región amazónica.

En este contexto, nos propusimos construir un nuevo mapa de sistemas ecológicos a escala nacional integrando las propuestas de vegetación más recientes, y generando un mapa de sistemas ecológicos de la Amazonia ecuatoriana, basado en la definición conceptual de los ecosistemas que estarían presentes en esta sub-región. Adicionalmente, actualizamos las áreas de intervención antrópica del resto se país con información de los años 2000 y 2001.

2. Área de Estudio

El área de estudio fue definida tal como se explica en la Sección 2 acerca de cada sub-región del Ecuador continental en el informe final del Proyecto Identificación de Vacíos y Prioridades de Conservación (IVPC) en el Ecuador Continental (ver Figura 1).

3. Métodos

Un sistema ecológico (SE) terrestre se define como un grupo de asociaciones vegetales que tienden a coexistir en paisajes donde comparten procesos ecológicos (p.ej. fuego, inundaciones fluviales), sustratos similares (p.ej. suelos superficiales, material parental alcalino) y/o gradientes ambientales (p.ej. clima local, elevación, patrones hidrológicos). Un sistema ecológico terrestre típicamente se manifestará a una escala intermedia de decenas a miles de hectáreas en medio de un paisaje, y persiste por al menos 100 años (Josse *et al.* 2004).

Con referencia a esta definición de los SE terrestres desarrollamos la propuesta metodológica para generar el mapa de vegetación de cada sub-región. No obstante, los procedimientos metodológicos utilizados para cada sub-región variaron de acuerdo a la disponibilidad de información.

En el caso de la Costa y la Sierra, los métodos consistieron principalmente en integrar diferentes mapas de vegetación y sistemas ecológicos generados previamente. Sin embargo, para la Costa fue necesario llenar vacíos de información existentes sobre la porción nor-occidental. En el caso de la Amazonia, desarrollamos una propuesta de mapeo a escala regional basada en una combinación de variables biofísicas. En todos los casos se trabajó en un formato *raster*, con un tamaño de celda de 500 m. Toda la información cartográfica fue proyectada en el sistema UTM, zona 17S, utilizando como referencia el Provisional South American Datum 1956 (PSAD56). A continuación se describen con más detalle los procedimientos seguidos en cada sub-región.

3.1 Mapa de sistemas ecológicos de la Costa

Para la sub-región Costa, obtuvimos información sobre la distribución actual de los ecosistemas del mapa de sistemas ecológicos generado para la Unidad de Planificación Ecorregional del Pacífico Ecuatorial (Tirira *et al.* 2004). No obstante, dicha unidad de planificación no cubre la porción del nor-occidente de la Costa (región Chocoana). Para generar la información de esta zona utilizamos como referencia el mapa de sistemas ecológicos generados por NatureServe y The Nature Conservancy para América del Sur (Sayre *et al.* en prep.), junto con la información del mapa de vegetación del Ecuador (Sierra *et al.* 1999). Esta información fue integrada con criterios climáticos obtenidos de las variables climáticas publicadas por el WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). La tabla A1.5 resume los SE terrestres discriminados para esta sub-región, y proporciona los valores de remanencia y de su distribución potencial.

3.2 Mapa de sistemas ecológicos de la Sierra

En caso de la Sierra utilizamos como información base el mapa de vegetación de los Andes del Ecuador (Baquero *et al.* 2005) y asumimos como sistemas ecológicos a las formaciones vegetales mapeadas en el mismo. Sin embargo, este mapa no discrimina la información sobre los ecosistemas presentes en las serranías amazónicas (p.ej. cordillera del Cóndor) respecto del resto de sistemas presentes en la cordillera Oriental. Por lo tanto, utilizamos además la información generada por el mapa de sistemas ecológicos de la cordillera Real Oriental (Baquero *et al.* 2006) para incluir estos sistemas en la porción oriental de esta sub-región.

3.3 Mapa de sistemas ecológicos de la Amazonia

En el caso de la Amazonia, generamos un mapa predictivo de ecosistemas con base a la clasificación e interpretación de imágenes satelitales y al modelamiento de factores ambientales (p.ej. geoformas) y biogeográficas (p.ej. barreras de dispersión). La definición de los ecosistemas con base a variables geomorfológicas y climáticas responde a la influencia crucial de estos factores en configurar espacialmente la distribución de especies animales y vegetales, reconocida desde inicios del siglo XIX (von Humboldt y Bonpland 1807) y confirmada en estudios subsiguientes (p.ej. Schall y Pianka 1978; Root 1988; Wickham *et al.* 1997).

El mapeo de los sistemas ecológicos de la región amazónica partió de la definición conceptual de los ecosistemas que estarían presentes en la región (C. Josse com. pers.), junto con el desarrollo de un sistema de clasificación de unidades de paisaje basado en variables ambientales y biogeográficas e imágenes satelitales (Landsat

7ETM). El modelo cartográfico aplicado está resumido en la Figura A1.1. A continuación, proveemos una descripción más detallada de la metodología aplicada.

3.3.1 Recopilación y pre-procesamiento de la información base

Utilizamos tres insumos básicos para la elaboración de este mapa (Tabla A1.1). Seis imágenes satelitales capturadas por el sensor ETM + (30 m de resolución espacial) fueron rectificadas utilizando información topográfica base (ríos y vías) disponible sobre la Amazonia a escala 1:250.000. El modelo digital de elevación (DEM, por sus siglas en inglés) fue obtenido de la base de datos generada por la misión topográfica de radar del trasbordador espacial (SRTM, por sus siglas en inglés). La información del DEM SRTM se encuentra disponible con cobertura global a una resolución de 90 m en el sitio (<http://seamless.usgs.gov>). Finalmente, utilizamos un mapa de microcuencas generado a nivel nacional por el proyecto MAG-SigAgro a una escala 1:250.000.

3.3.2 Generación de variables cartográficas

Utilizamos cinco variables principales para estimar la distribución de sistemas ecológicos en la Amazonia ecuatoriana (Tabla A1.2, Figura A1.1).

Las imágenes satelitales fueron clasificadas individualmente utilizando el método híbrido supervisado / no-supervisado (Messina *et al.* 2000). En este método, las imágenes son inicialmente clasificadas utilizando un algoritmo ISODATA en 255 clases. Posteriormente, estas clases son evaluadas en función de su separabilidad espectral en un proceso iterativo que elimina clases redundantes. El proceso genera un conjunto final de clases con el menor nivel de mezcla espectral posible. Las firmas espectrales de estas clases son entonces usadas en un proceso de clasificación supervisado utilizando un algoritmo discriminante (*Maximum Likelihood*). Ejecutamos este proceso en el programa Erdas Imagine V8.7. Las imágenes clasificadas fueron integradas en un mosaico de toda la Amazonia.

Usamos las variables topográficas de rangos de elevación e Índice de Convergencia del Terreno (ICT) para discriminar zonas estacionalmente inundables de zonas no-inundables (ver más abajo). La variable de rangos de elevación fue generada reclasificando el DEM (Tabla A1.2). Generamos el ICT dividiendo el DEM para un mapa obtenido mediante un filtro de convolución, que asigna a cada píxel la elevación promedio en un vecindario circular de 1 km de radio. El cociente obtenido nos indica áreas cóncavas (valores menores a 1), áreas de pendiente constante (valores cercanos a 1) y áreas convexas (valores mayores a 1).

Generamos un mapa de microcuencas de aguas negras y blancas clasificando visualmente cada unidad hídrica de acuerdo a su origen. Utilizamos como información de referencia un mapa de relieve del terreno y las imágenes satelitales. Las microcuencas con origen andino fueron clasificadas como de aguas blancas, aquellas con origen amazónico fueron clasificadas como de aguas negras (Tabla A1.2). Finalmente, utilizando los cursos de los ríos Napo y Pastaza subdividimos el área de estudio en tres regiones biogeográficas: (1) Aguarico-Putumayo, (2) Napo y (3) Pastaza.

3.3.3 Implementación del modelo cartográfico

Las variables descritas representan tres criterios principales que utilizamos para mapear los sistemas ecológicos de la Amazonia ecuatoriana. El primer criterio presupone que cada sistema ecológico presenta una respuesta espectral característica que puede ser recuperada con el uso de sensores remotos. Imágenes satelitales han sido utilizadas exitosamente para mapear procesos de deforestación

y sucesión en bosques húmedos tropicales (p.ej. Nelson *et al.* 2000, Mertens y Lambin 2000) y diferenciar bosques inundados de bosques no inundados (Salovaara *et al.* 2005). Sin embargo, el alto grado de heterogeneidad espacial y espectral al interior de las diferentes clases de bosques presentes en la Amazonia dificulta una caracterización de sistemas ecológicos basada exclusivamente en imágenes satelitales (Hill 1999). En este contexto, decidimos utilizar dos criterios adicionales para discriminar distintos tipos de sistemas ecológicos basados en la naturaleza del régimen hídrico y la existencia de comunidades biológicas diferenciadas en distintas áreas de la Amazonia. Como criterio auxiliar incorporamos la influencia de la topografía en el control de las condiciones ambientales (p.ej. suelos) a escalas más finas.

Utilizamos la clasificación de microcuencas en la Amazonia como un indicador de la variabilidad de los regímenes hidrológicos en el área. La relación del tipo de origen de las cabeceras de las microcuencas de la Amazonia tiene una alta relación con el tipo agua que fluye en los ríos y en las zonas de inundación (Duivenvoorden y Lips 1998). A su vez, el tipo de agua es un factor muy importante en configurar la composición de la vegetación de los bosques inundados (Prance 1979). A manera general, se distinguen dos tipos de ríos en la Amazonia ecuatoriana: de aguas blancas y de aguas negras. Los ríos de aguas blancas tienen un alto contenido de sólidos en suspensión de origen aluvial (asociado con su origen andino) y pH básico (6,9-7,4), mientras que los de aguas negras tiene un pH ácido (4,6 - 5,2), producto de la suspensión coloidal de la materia orgánica en degradación. Otra diferencia importante entre estos dos tipos de ríos es el volumen de material orgánico que contienen. Comúnmente, los ríos de aguas negras tienen un promedio de 26 a 27 mg/litro de materia orgánica, mientras que los de agua blanca apenas presentan 14 mg/litro (Schmidt en Prance 1979).

Aunque no existen estudios concluyentes que permitan asegurar que los bosques del sur de la Amazonia son distintos en composición y estructura de sus comunidades bióticas de los del centro y norte, los consideramos distintos entre sí. Tomamos esta decisión considerando un principio precautelador pues presumimos que, por sus distintos orígenes y la presencia de posibles barreras geográficas (los ríos Napo y Pastaza), se trate de ecosistemas similares pero con diferente composición de su flora y fauna (Capparella 1991; Colwell 2000; Marks *et al.* 2002). Este criterio fue aplicado únicamente a los ecosistemas no-inundables de la región pues consideramos que los sistemas inundables, por su naturaleza acuática, están compuestos por organismos con una mayor capacidad de dispersión asociada a los mismos ríos que actúan como posibles barreras de los sistemas sin régimen de inundación (C. Josse, com. pers.).

El modelo cartográfico presentado en la Figura A1.1 representa la integración de los criterios mencionados como operaciones espaciales dentro de un SIG. Las clases resultantes del proceso de clasificación digital de las imágenes satelitales fueron sometidas a una serie de filtros y recombinaciones con el resto de variables cartográficas para estimar la distribución de distintos sistemas ecológicos. En un primer filtro usamos las variables topográficas (rangos de elevación e ICT) para diferenciar áreas de inundación de áreas no inundadas. Adicionalmente, este filtro sirvió para corregir algunos problemas de mezcla espectral presentes en la clasificación de las imágenes satelitales (p.ej. píxeles clasificados como bosques inundables en áreas de pendiente elevada) (Tabla A1.3). Posteriormente, incorporamos los criterios de microcuencas de aguas blancas y negras y las regiones biogeográficas para identificar los SE finales (Tabla A1.4).

Existe un sistema de vegetación herbáceo-arbustiva riparia que representa las primeras etapas de sucesión y que crece a lo largo de las playas y bancos de arena de ríos de agua blanca; en este caso las series sucesionales están determinadas por

la intensidad de las crecidas anuales del río, y si éstas no son extraordinarias, el sistema puede incluir las comunidades boscosas formadas por especies arbóreas pioneras. Adicionalmente, las fluctuaciones periódicas de los caudales de los ríos amazónicos, asociadas al periodo bi-modal de lluvias de esta región, genera un patrón de traslado de caudales en los ríos, desbordamientos e inundaciones estacionales. Estos eventos estocásticos producen cambios en el patrón hídrico que afectan directamente la composición de las comunidades. Meandros desconectados de ríos de agua blanca, pueden continuar inundándose por aguas de lluvia o por escurrimiento ya que son depresiones en el terreno, pero al cambiar la química del agua, las comunidades que prosperan son herbazales de composición específica que también están asociados a bordes de lagunas permanentes. Debido a que el patrón espacial de estos ecosistemas de humedales es fácilmente discernible, los delineamos mediante una interpretación visual en las imágenes satelitales de los bancos de arena (playas) e islas presentes en los ríos de agua blanca. De igual manera, interpretamos visualmente en las imágenes satelitales áreas correspondientes a bosques de palmas y a áreas de herbazales lacustres. Debido a la distribución restringida de estos sistemas ecológicos, incorporamos directamente los resultados de la interpretación visual al mapa final de sistemas ecológicos (Figura A1.1).

3.4 Mapa de remanencia

Recopilamos información actualizada sobre uso del suelo en el Ecuador continental. Esta información fue empleada en la estimación de la distribución remanente de las especies y sistemas ecológicos seleccionados como indicadores de biodiversidad (ver Sección 3.1). Para la Costa, se utilizó información de uso del suelo generada en el proyecto Pacífico Ecuatorial (Tirira *et al.* 2004). En la porción noroccidental de la Costa, usamos la información generada por Ecociencia en base a los datos del proyecto PROMSA-CDC (2001). Para la Sierra, utilizamos el mapa de vegetación remanente de los Andes (Baquero *et al.* 2005) y para la Amazonia, la información de áreas deforestadas (estimado hacia el 2000) generadas por Rodrigo Sierra en el Departamento de Geografía de la Universidad de Texas en Austin. Para estimar la distribución remanente de sistemas ecológicos, realizamos una máscara para eliminar del mapa potencial las áreas definidas como intervenidas en las fuentes mencionadas anteriormente.

4. Resultados y discusión

El mapa de sistemas ecológicos potencial y remanente se presenta en la Figura A1.2a y A1.2b. La Tabla A1.5 contiene datos sobre distribución actual y potencial de todos los sistemas ecológicos mapeados. Dadas las características particulares de la metodología aplicada, este mapa debe ser utilizado con precaución. Primero, las distintas fuentes utilizadas para la generación del mapa de sistemas ecológicos en las sub-regiones Costa y Sierra no reportan datos de exactitud específicos. En el caso de la Amazonia, el modelo cartográfico utilizado no fue complementado con un proceso sistemático de verificación de campo debido a limitantes de tiempo y recursos. A pesar de estas limitaciones, el mapa representa un importante avance de integración de datos orientado hacia una eventual propuesta de vegetación a nivel nacional que pueda ser mapeada en forma consistente a un nivel de detalle adecuado. En el caso específico de la Amazonia, la propuesta metodológica descrita en este documento representa una línea base sobre la cual se necesita enfocar esfuerzos adicionales de recolección de información en el campo y validación de la propuesta de clasificación de sistemas ecológicos.

Para obtener la caracterización detallada de los sistemas ecológicos mapeados para la Costa y la Sierra, referirse a las fuentes originales (Tabla A1.5). A continuación, proveemos la caracterización para los sistemas ecológicos mapeados para la Amazonia.

4.1 Caracterización de sistemas ecológicos en la Amazonia ecuatoriana

4.1.1 CES409.900 Bosque Pluvial de Piedemonte Amazónico de los Andes del Norte

Patrón y Escala Espacial: Matriz

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, Boscoso (>10% plantas vasculares), Tierra firme

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [piemonte], bosques y florestas.

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial]

Descripción: Este sistema representa los bosques piemontanos del ecotono entre los bosques amazónicos de tierras bajas y los bosques andinos de las cordilleras Orientales del sur de Colombia, Ecuador y norte de Perú. Se encuentra bajo los 1200-1300 m de altitud. La diversidad es muy alta y la composición varía notablemente en cortas distancias, sin una correlación específica con los diferentes sustratos. Se trata de bosques sobre sustratos relativamente ácidos y suelos bien drenados. La estructura es de bosque denso de unos 15-30 m de alto. La siguiente lista de especies es característica de este sistema: *Pouteria torta*, *Lophosoria quadripinnata*, *Dacryodes peruviana*, *Chrysophyllum sanguinolentum*, *Nectandra laurel*, *Neea divaricata*, *Socratea exorrhiza*, *Guarea persistens*, *Stenopadus andicola*, *Terminalia amazonia*, *Cedrelinga cataeniformis*, *Iriartea deltoidea* y *Wettinia maynensis*. En la parte más alta es sobresaliente *Dictyocarum lamarckianum*. Otras especies encontradas entre los 750 y 1000 m en la frontera entre Colombia y Ecuador son: *Elaeagia pastoensis*, *Rudgea skutchii*, *Jacaranda copaia* ssp. *copaia*, *Humiriastrum* sp., *Buchenavia* sp., *Sterigmopetalum* sp. En el piedemonte del Caquetá (río Fragua a los 950 m): *Inga* sp., *Graffenrieda* aff. *intermedia*, *Graffenrieda colombiana* y *Costus cupreifolius*. Además, especies de los géneros *Trichilia*, *Schefflera*, *Weinmannia*, *Miconia*, *Myrcia*, *Guarea* y *Ocotea*.

DISTRIBUCIÓN

División Ecológica: 409

Sub-naciones/Naciones: Ecuador: piedemonte de la cordillera Real Oriental; Colombia: piedemonte oriental de los departamentos de Nariño, Putumayo y Caquetá; Perú: piedemonte oriental de los departamentos de Amazonas y San Martín (¿?).

CONCEPTO

Ambiente: Colinas altas y bajas principalmente sobre calizas, pero también sobre areniscas y suelos volcánicos; el relieve es muy variable y depende de la geomorfología subyacente. Puede ser desde muy escarpado con pendientes mayores a 50% y crestas agudas, hasta un terreno irregular con formas llanas onduladas y crestas sub-redondeadas típicas de los modelados cársticos. Ombroclima termotropical inferior húmedo-hiperhúmedo. 800-900 m a 1300-1400 m de altitud.

Vegetación: Bosque de 30 m de alto, de cobertura densa y estructura compleja con varios estratos aunque no abundantes lianas.

Dinámica: Sujetos a frecuentes deslizamientos naturales de extensión reducida debidos a la fuerte inclinación de las pendientes y alta precipitación.

FUENTES

Referencias: CI 1997, Universidad Nacional de Loja 2002, Rodríguez, N. et al. 2004.

Última actualización: 15 Julio 2004

4.1.2 CES408.523 Bosque de la planicie sedimentaria del Oeste de la Amazonia

División 408, Bosques y Florestas

Patrón y Escala Espacial: Matriz

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, Boscoso (>10% plantas vasculares), Tierra firme

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [piemonte], bosques y florestas,

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial]

Descripción: Este sistema seguramente incluye comunidades con gran variación en la composición, pues se trata de una de las zonas más diversas de la Amazonia. En lo que se refiere a estructura, son principalmente bosques muy altos, de hasta 40 m, y densos, con una estructura compleja. Son bosques no inundables o bien drenados sobre terrenos planos de las terrazas altas y sistemas colinados de la planicie sedimentaria, con colinas de 20 hasta 40 m de alto. El origen de la planicie sedimentaria se remonta al Terciario, con la formación Pebas, que tiene sedimentos arcillosos y relativamente ricos. La siguiente lista de especies es característica de este sistema: *Micrandra spruceana*, *Eschweilera amara*, *Eschweilera* spp., *Clathrotropis macrocarpa*, *Otoba parvifolia*, *Hevea* spp., *Ocotea* aff. *bofo*, *Licania* aff. *incana*, *Licania* spp., *Symphonia microphylla*, *Theobroma grandiflorum*, *Brosimum utile*, *Cariniana micrantha*, *Virola duckei*, *Otoba glycyarpa*, *O. parvifolia*, *Parkia* spp., *Simaruba amara*, *Dussia tessmannii*, *Hymenaea oblongifolia*, *Cedrelinga cateniformis*, *Ceiba pentandra*, *Sloanea* spp., *Protium* spp., *Pouteria*, *Inga*, *Tachigali*, *Virola*, *Aniba*, *Vantanea*, *Iryanthera*. En las colinas: *Senefeldera inclinata*, *Rinorea racemosa*, *Eschweilera coriacea*, *Virola pavonis*, *Mabea angularis*, *Protium amazonicum*, *Hevea guianensis*. Entre las palmas: *Lepidocaryum* sp., *Catoblastos* sp., *Geonoma diversifolia*, *G. spixiana*, *Geonoma* sp., *Bactris* sp., *Oenocarpus bataua*, *Iriarte deltoidea*, *Phytelephas* sp., *Desmoncus* sp.

DISTRIBUCIÓN

División Ecológica: 408

Ecorregiones de TNC: NT0142, NT0163, NT0166.

Sub-naciones/Naciones: Brasil, Colombia, Ecuador, Perú.

CONCEPTO

Ambiente: Los suelos son predominantemente franco arcillosos (arcillas rojas) y ácidos. Es una topografía de planicie ligeramente disectada hasta fuertemente disectada; la diferencia de altitud con la llanura aluvial no sobrepasa los 50 m. También se incluyen las terrazas altas bien drenadas alejadas de los cursos actuales de los ríos mayores.

Vegetación: Bosques altos con dosel cerrado de 25-35 m, multiestratificados. Los árboles del dosel presentan fustes rectos y diámetros de hasta 1 m, las raíces tablares son frecuentes. En las pendientes el sotobosque suele ser más abierto.

Dinámica: Se trata de un sistema relativamente estable a escala de paisaje, pero está sujeto a una dinámica de parches producto de caídas de árboles, que en ocasiones puede tener una extensión considerable debido a efectos de inundaciones extraordinarias o tormentas de vientos con derribamientos en masa.

FUENTES

Referencias: Encarnación 2004, Etter 1998, Palacios 1999, Rangel 1995, Tuomisto 1994

Última actualización: Marzo 2006

LeadResp: LAC

4.1.2.1 Subdivisiones del Putumayo (408.523.a), Napo (408.523.b) y Pastaza(408.523.c):

La razón de subdividir este sistema ecológico en el mapa y su leyenda en regiones determinadas por los mayores ríos de la región (p.ej. Putumayo, Napo y Pastaza), se debe a que el concepto de sistema ecológico incluye la idea de captar con estas clases unidades que se distinguen por su composición biológica. Asimismo, se pretende representar aspectos estructurales de las comunidades en respuesta a determinados entornos físicos-ambientales y los procesos ecológicos que estos entornos generan en el conjunto del componente biótico.

Siendo este un mapa modelado, no ha contemplado trabajo de muestreo de campo o el análisis de datos de inventario existentes, que permitan documentar las diferencias entre estas subdivisiones del sistema CES408.523; sin embargo, se las ha incluido como una medida conservadora para asegurar que unidades potencialmente distintas en su composición y poseedoras de conjuntos únicos de especies, sean consideradas por separado al momento de establecer prioridades y metas de conservación.

Por otro lado, si bien los sistemas ecológicos reflejan principalmente las características y la disposición espacial de las comunidades vegetales con su flora asociada, se asume que también un porcentaje importante de componentes de la fauna tiene una correlación en su distribución con los sistemas ecológicos. Es ésta otra razón por la cual asegurar que grupos distintos de especies animales sean considerados para su conservación y en este caso usar los sistemas ecológicos como un filtro grueso para lograr dicho objetivo.

4.1.3 CES408.538 Bosque pantanoso de palmas de la llanura aluvial de la Amazonia

División 408, Humedal boscoso

Patrón y Escala Espacial: Parche extenso

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, boscoso (>10% plantas vasculares), humedal

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [tierras bajas], bosques y florestas, acuático, riverino/aluvial [aguas negras]

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial], intervalo de inundación corto (<5 años)

Descripción: Este sistema representa los bosques mal drenados y con un periodo de inundación de 3 a 6 meses anuales, donde la palma *Mauritia flexuosa* es un elemento dominante. Se encuentra a lo largo de ríos de aguas ácidas, negras o mixtas con poca carga en suspensión. En las llanuras aluviales de ríos de aguas blancas ocupa pantanos y márgenes de lagunas que inicialmente pudieron ser de aguas blancas, pero que al desconectarse de los pulsos de inundación del río principal, se empobrecen en nutrientes y "ennegrecen" progresivamente, a la vez que el sedimento en suspensión se asienta en el fondo. También ocupa grandes extensiones en depresiones topográficas de las llanuras aluviales antiguas, actualmente alejadas del río pero alrededor de cuerpos de agua permanentes, donde se inunda con aguas negras o mezcladas con agua de lluvia. El sustrato puede ser arcilloso y muy rico en materia orgánica generalmente mal descompuesta, con fermentaciones anaerobias notorias. En sitios no necesariamente inundados pero con mal drenaje, el bosque puede ser abierto y totalmente dominado por *Mauritia flexuosa*, y presentar un estrato de gramíneas bien desarrollado. La siguiente lista de especies es típica de este sistema: *Mauritia flexuosa*, *Euterpe precatoria*, *Geonoma acaulis*, *Oenocarpus mapora*, *Virola calophylla*, *Tabernaemontana siphilitica*, *Scheelea brachyclada*, *Mauritiella aculeata*, *Croton tessmannii*, *Virola surinamensis*, *Symphonia globulifera*, *Parkia inundabilis*, *Septotheca tessmannii*, *Coumarouna micrantha*, *Ceiba burchellii*, *Ochroma lagopus*, *Manilkara inundata*, *Iryanthera tessmannii*. En el estrato herbáceo destacan:

Cyclanthus bipartitus, *Montrichardia linifera*, *Thelypteris* spp., *Cyperus giganteus*, *Hymenachne donacifolia*, *Scleria cyperina*, *Oxycarium cubense*.

DISTRIBUCIÓN

Divisiones Ecológicas: 408

Ecorregiones de TNC: NT0128, NT0142, NT0156, NT0163.

Sub-naciones/Naciones: Brasil, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia.

CONCEPTO

Ambiente: Se presenta en la llanura aluvial de ríos de aguas negras o mixtas, con suelos desde semi-permanentemente inundados hasta mal drenados, generalmente arcillosos. En la Amazonia occidental la dinámica fluvial es tan activa que origina muchos ambientes donde el drenaje es malo o inexistente (p.ej. meandros abandonados, depresiones de antiguos canales), por lo cual este sistema cubre grandes extensiones.

Vegetación: Bosque alto con predominancia de la palma *Mauritia flexuosa*, puede presentar un estrato herbáceo dominado por gramíneas y/o ciperáceas.

Dinámica: Dinámica fluvial de inundaciones anuales.

FUENTES

Referencias: Etter 1998, Navarro 2002, Palacios 1999, Rangel 1995, Tuomisto 1994, WWF 2003

Última actualización: Marzo 2005

LeadResp: LAC

4.1.4 CES408.532 Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del Oeste de la Amazonia

División 408, Humedal boscoso

Patrón y Escala Espacial: Lineal

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, boscoso (>10% plantas vasculares), humedal

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [tierras bajas], bosques y florestas, acuático, Udic, riverino/aluvial [aguas blancas]

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial], intervalo de inundación corto (<5 años)

Descripción: Complejo de comunidades riparias y de terrazas de las llanuras aluviales inundables de ríos de aguas blancas cargados de sedimentos. Algunas de estas terrazas más alejadas o altas pueden sufrir inundaciones esporádicas y de no más de tres meses de duración, mientras que las orillas de ríos con bancos bajos o complejos de diques y depresiones formados por la migración lateral del río, sufren inundaciones anuales de algunos meses de duración (3-6 meses). Incluye las comunidades de bosques altos multiestratificados de los bancos y albardones moderadamente drenados, así como la vegetación de las depresiones permanentemente inundadas o saturadas. Las siguientes especies con características de este sistema: *Ficus insipida*, *Calycophyllum spruceanum*, *Ceiba pentandra*, *Terminalia oblonga*, *Sterculia apetala*, *Guarea guidonia*, *G. macrophylla*, *G. kunthiana*, *Chimarrhis glabriflora*, *Celtis schippii*, *Zigia juruana*, *Mouriri grandiflora*, *Tachigali*, *Astrocaryum murumuru*, *Eschweilera gigantea*, *Sloanea guianensis*, *Manicaria saccifera*, *Oxandra xylopioides*, *Rinorea lindeniana*, *Protium nodulosum*.

DISTRIBUCIÓN

Divisiones Ecológicas: 408

Ecorregiones de TNC: NT0128, NT0142, NT0156, NT0163.

Sub-naciones/Naciones: Brasil, Colombia, Ecuador, Perú.

CONCEPTO

Ambiente: El ambiente puede variar desde terrazas o bancos altos esporádicamente inundables a lo largo de cursos definidos y generalmente en la orilla externa de la curva del meandro, hasta complejos anualmente inundables de diques y canales laterales en las orillas internas de los meandros o a lo largo de ríos con un curso más dinámico.

Vegetación: Complejo de bosques medios a altos, semiabiertos a densos. Las depresiones o canales, si son permanentemente inundados presentan vegetación acuática herbácea.

Dinámica: Dinámica fluvial.

FUENTES

Referencias: Kvist 2000, Palacios 1999, Tuomisto 1994, WWF y IUCN 1997, WWF 2003

Última actualización: 10 Julio 2003

LeadResp: LAC

4.1.5 CES408.536 Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas negras del Oeste de la Amazonia

División 408, Humedal boscoso

Patrón y Escala Espacial: Lineal

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, boscoso (>10% plantas vasculares), humedal

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [tierras bajas], bosques y florestas, acuático, riverino/aluvial [aguas negras]

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial], intervalos de inundación cortos (<5 años)

Descripción: Sistema que representa las comunidades arbóreas estacional a permanentemente inundadas por ríos de aguas negras con contenidos altos de sustancias húmicas y pobres en nutrientes. Las llanuras de inundación de estos ríos generalmente cubren depresiones más o menos profundas –lagunas– que también se inundan o suben de nivel varios metros durante la estación de lluvias. Durante la estación de lluvias, el nivel de inundación en estas lagunas hace que solo los doseles de árboles dispersos sobresalgan del agua. La siguiente lista de especies es diagnóstico de este sistema: *Coussapoa trinervia*, *Astrocaryum jaguari*, *Macrolobium acaciifolium*, *Bactris riparia*, *Genipa spruceana*, *Virola surinamensis*, *Pterocarpus amazonicus*, *Symmeria paniculata*, *Alchornea castaneifolia*, *Myrciaria dubia*, *Eschweilera turbinata*, *E. parvifolia*, *Campsiandra angustifolia*, *Licania micrantha*.

DISTRIBUCIÓN

Divisiones Ecológicas: 408

Ecorregiones de TNC: NT0128, NT0142, NT0163.

Sub-naciones/Naciones: Ecuador, Perú.

CONCEPTO

Ambiente: Se localiza en el complejo formado entre las orillas de ríos de aguas negras amazónicas y las lagunas asociadas a sus llanuras de inundación, ubicadas relativamente lejos del curso del río.

Vegetación: Bosques bajos y abiertos o altos y densos. Algunas lagunas estacionalmente inundadas presentan árboles con solo el dosel fuera del agua. La altura y la complejidad de la estructura del bosque dependen de la duración del periodo de inundación.

Dinámica: Dinámica fluvial de inundaciones anuales.

FUENTES

Referencias: Kvist 2000, Palacios 1999, Tuomisto 1994, WWF y IUCN 1997

Última actualización: 10 Julio 2003

LeadResp: LAC

4.1.6 CES408.552 Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia

División 408, Humedal herbáceo

Patrón y Escala Espacial: Parche pequeño

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, boscoso (>10% plantas vasculares), humedal

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [tierras bajas], herbazales, sabana, estepa (dominada por gramíneas), acuático

Clasificadores no- diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial], Depresiones, riverino/aluvial

Descripción: Comprenden las comunidades herbáceas hidromórficas y dispersas con fisonomía homogénea, en extensiones pequeñas, con especies perennes acuáticas y subacuáticas que se desarrollan en las lagunas o "cochas" formadas a partir de las terrazas de depresiones recientes y antiguas, generalmente localizadas en los sectores interfluviales expuestos a las inundaciones estacionales de los ríos y la acumulación de las aguas de lluvia. Las comunidades están compuestas por forbias y graminiformes altas y plantas acuáticas flotantes, en las madrevejas y humedales lénticos de la cuenca alta del río Amazonas, permanentemente inundadas o anegadas. La siguiente lista incluye especies típicas de este sistema:
Arraigadas: *Montrichardia arborescens*, *M. linifera*, *Cecropia latiloba*, *Coccoloba densifrons*, *Acrostichum* sp., *Paspalum repens*, *Cyperus odoratus*, *Hymenachne donacifolia*, *H. amplexicalis*, *Echinochloa polystachya*, *Ludwigia* sp., *Polygonum* sp.
Flotantes: *Pontederia rotundifolia*, *Pistia stratioides*, *Hydrocotyle* sp., *Eichhornia crassipes* y *E. azurea*, *Limnobium laevigatum*, *Ceratopteris pteridoides*, *Salvinia* sp., *Azolla* sp.

DISTRIBUCIÓN

Divisiones Ecológicas: 408

Ecorregiones de TNC: NT0128, NT0142, NT0156, NT0163.

Sub-naciones/Naciones: Brasil, Colombia, Ecuador, Perú.

CONCEPTO

Ambiente: Está en las orillas de lagunas y en cauces abandonados de pequeños ríos de aguas negras, también es común en los *oxbows* o lagunas aisladas que quedan como producto de los movimientos meándricos de los ríos.

Vegetación: Vegetación herbácea densa con arbustos dispersos, estacional o permanentemente inundada.

Dinámica: Dinámica fluvial de inundaciones anuales.

FUENTES

Referencias: Encarnación 1993, Palacios 1999, Rangel 1995, Tuomisto 1994, WWF 2003

Última actualización: Marzo 2006.

LeadResp: LAC

4.1.7 CES408.550 Complejo de vegetación sucesional riparia de aguas blancas de la Amazonia

División 408, Humedal boscoso

Patrón y Escala Espacial: Lineal

Clasificadores requeridos: Natural/Semi-natural, boscoso (>10% plantas vasculares), humedal

Clasificadores diagnósticos: tierras bajas [tierras bajas], matorrales, herbazales, sabana, estepa (dominada por gramíneas), acuático, riberino/aluvial [aguas blancas]

Clasificadores no-diagnósticos: Tropical/Subtropical [Tropical Pluvial], intervalos de inundación cortos (<5 años)

Descripción: Conjunto de comunidades riparias representativas de las primeras etapas de sucesión producto de la dinámica fluvial, incluye desde la orilla hacia tierra: comunidades herbáceas anuales de las playas, cañaverales de los remansos o zonas de menor corriente, comunidades arbustivas y bosques sucesionales medios y abiertos. Los bosques ribereños sucesionales ocupan las partes más alejadas y relativamente más estables de las playas fluviales. Las playas pueden ser arenosas o fangosas. La siguiente lista de especies es característica de este sistema: *Cyperus* spp., *Paspalum repens*, *Echinochloa polystachya*, *Paspalum fasciculatum*, *Oryza grandiglumis*, *Hymenachne amplexicaulis*, *Calliandra angustifolia*, *Ludwigia decurrens*, *Fimbristylis littoralis*, *Gynerium sagittatum*, *Alchornea castaneifolia*, *Tessaria integrifolia*, *Salix humboldtianum*, *Cecropia membranacea*, *Ochroma pyramidale*, *Cecropia concolor*, *C. latiloba*, *Triplaris americana*, *Inga* spp., *Croton draconoides*.

DISTRIBUCIÓN

Divisiones Ecológicas: 408

Ecorregiones de TNC: NT0126, NT0128, NT0132, NT0133, NT0138, NT0141, NT0142, NT0143, NT0157, NT0163, NT0166, NT0170, NT0173, NT0174, NT0180.

Sub-naciones/Naciones: Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Perú.

CONCEPTO

Ambiente: Playas fluviales de los ríos de aguas blancas de la Amazonia.

Vegetación: Vegetación arbustiva y herbácea y bosques abiertos de altura media.

Dinámica: Dinámica fluvial.

FUENTES

Referencias: Navarro 2002, Palacios 1999, Rangel 1995, Tuomisto 1994, WWF y IUCN 1997

Última actualización: 10 Julio 2003

LeadResp: LAC

5. Tablas y figuras

5.1 Tablas

Tabla A1.1 Insumos cartográficos y temáticos base

Datos	Path / Row	Resolución / escala	Fecha / Fuente
Imágenes de satélite Landsat 7 ETM+	8 / 60	30 m	Agosto 30, 2000
	8 / 61	30 m	Diciembre 22, 1989
	8 / 62	30 m	Enero 5, 2001
	9 / 60	30 m	Octubre 14, 2002
	9 / 61	30 m	Septiembre 12, 2002
	9 / 62	30 m	Septiembre 11, 1987
Modelo digital de elevación		90 m	SRTM
Microcuencas		1:250.000	Proyecto MAG-SigAgro

Tabla A1.2 Variables principales utilizadas para modelar la distribución de los sistemas ecológicos de la Amazonia ecuatoriana.

Variable (unidad de medición)	Valores en el área de estudio	Fuente y procesamiento
Clasificación digital de Sistemas Ecológicos	Cuatro clases: agua, bosques inundables, bosques de tierra firme, áreas intervenidas / nubes / áreas de sombra Dos rangos:	Clasificación híbrida de las imágenes satelitales
Rangos de elevación	1 (Amazonia alta; >650 m), 2 (Amazonia media y baja; < 650 m)	Reclasificados a partir del DEM
Índice de Convergencia Topográfica (ICT)	Dos rangos: 1 (áreas cóncavas; 0.6 - 0.98), 2 (Pendiente constante y áreas convexas; >0.98)	Derivada del DEM y la función focal análisis de ArcGis 9.0
Microcuencas	Aguas blancas y negras	Derivada del mapa de microcuencas del MAG-SigAgro, el MDE y el mosaico de imágenes Landsat
Regiones biogeográficas	Tres regiones: Putumayo, Pastaza, y Napo	Generada a partir de la cobertura de ríos dobles del SIGAGRO (2002)

Tabla A1.3 Filtros aplicados a las clases obtenidas en la clasificación de las imágenes satelitales usando variables topográficas.

Clases iniciales	Rango de elevación	Rango ICT	SE Preliminares
Bosques de tierra firme	1	1	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia
		2	B. Pluvial de Piedemonte Amazónico de los Andes del Norte ¹
	2	1	B. inundable
		2	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia
Bosques Inundables	2	1	B. inundable
		2	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia
Áreas intervenidas, sombras, nubes	1	1	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia
		2	B. Pluvial de Piedemonte Amazónico de los Andes del Norte ¹
	2	1	B. inundable
		2	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia

¹ Este sistema ecológico pasó directamente al mapa final.

Tabla A1.4 Filtros usados para la incorporación de los criterios hídricos y de regiones biogeográficas. El valor 1 en la columna de palmas indica las áreas que fueron interpretadas visualmente como tales en las imágenes satelitales. A. B. y A. N. representan aguas blancas y aguas negras respectivamente. El símbolo X indica que el criterio no es aplicable en ese caso específico.

SE preliminares	Palmas	Régimen hídrico	Región biogeográfica	SE finales
B. Inundables	1	X	X	B. Pantanoso de Palmas de la Alta Amazonia
	0	A. B.	X	B. Inundable de la Llanura Aluvial de Ríos de Aguas Blancas del Oeste de la Amazonia
		A. N.	X	B. Inundable de la Llanura Aluvial de Ríos de Aguas Negras del Oeste de la Amazonia
B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia	1	X	X	B. Pantanoso de Palmas de la Alta Amazonia
	0	X	Putumayo	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia - Putumayo
			Napo	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia - Napo
			Pastaza	B. de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia - Pastaza

Tabla A1.5 Datos de remanencia de los sistemas ecológicos terrestres en el Ecuador continental.

Valor ¹	Región	SISTEMAS ECOLÓGICOS	Fuente ²	LAC Code	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
1	Costa	Bosque ecuatoriano deciduo de tierras bajas	Pac Ecuat.	401.285	3,131,275	763,775	24.39
2	Costa	Bosque ecuatoriano semideciduo de las cordilleras costeras	Pac Ecuat.	401.288	273,950	182,100	66.47
3	Costa	Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de llanura aluvial	Pac Ecuat.		851,700	46,000	5.40
4	Costa	Bosque ecuatoriano húmedo de colinas bajas Chocó - Darién	Pac Ecuat.	402.614	164,700	35,925	21.81
5	Costa	Bosque siempreverde de tierras bajas del Pacífico	GAP Ecuador	402.597	341,325	215,525	63.14
6	Costa	Bosque pluvial no inundado de terrazas y de la planicie aluvial del Chocó-Darién	GAP Ecuador	402.583	360,825	53,700	14.88
7	Costa	Bosque ecuatoriano deciduo en afloramientos calcáreos	Pac Ecuat.	401.314	5,500	5,475	99.55
8	Costa	Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de las cordilleras costeras	Pac Ecuat.	401.287	49,750	35,850	72.06
9	Costa	Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Pacífico	Pac Ecuat.	402.600	158,100	157,725	99.76
10	Costa	Manglar de la costa marítima y los estuarios del Pacífico ecuatorial	Pac Ecuat.	402.599	253,175	101,575	40.12
11	Costa	Matorral espinoso seco costero ecuatoriano y tumbesino	Pac Ecuat.	401.313	218,025	121,575	55.76
13	Costa	Bosque tumbesino deciduo premontano	Pac Ecuat.	401.307	323,825	2,450	0.76
15	Costa	Matorral seco de tierras bajas	Pac Ecuat.		38,850	38,425	98.91
16	Costa	Bosque tumbesino xerofítico	Pac Ecuat.	401.306	38,650	36,625	94.76
17	Costa	Sabana inundable de la llanura aluvial del occidente del Ecuador	Pac Ecuat.	402.595 (?)	8,950	7,700	86.03
18	Costa	Matorral seco premontano	Pac Ecuat.	409.081	1,025	1,025	100.00
175	Sierra	Bosque semideciduo montano bajo de los Andes del Norte	Andes	409.117	573,075	375,925	65.60
177	Sierra	Bosques y arbustales montanos xéricos interandinos de los Andes del Norte	Andes	409.120	7,425	1,550	20.88
178	Sierra	Matorral húmedo montano	Andes	409.095 (?)	566,975	136,475	24.07
180	Sierra	Arbustal montano de los Andes del Norte	Andes	409.095	457,275	216,800	47.41
181	Sierra	Bosques y arbustales xéricos interandinos montano bajos de los Andes del Norte	Andes	409.121	49,625	23,950	48.26
182	Sierra	Vegetación saxícola montana interandina de los Andes del Norte	Andes	409.132	31,525	9,975	31.64
184	Sierra	Pajonales arbustivos altimontanos paramunos	Andes	409.124	234,550	178,725	76.20

Valor ¹	Región	SISTEMAS ECOLÓGICOS	Fuente ²	LAC Code	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
185	Sierra	Arbustales y frailejonales altimontanos paramunos	Andes	409.099	58,150	52,400	90.11
186	Sierra	Pajonales altimontanos y montanos paramunos	Andes	409.124	1,531,625	1,171,775	76.51
187	Sierra	Bofedales altimontanos paramunos	Andes	409.102	400,425	333,800	83.36
188	Sierra	Pajonales edafoixerófilos altimontanos paramunos	Andes	409.126	154,375	74,025	47.95
189	Sierra	Vegetación geliturbada y edafoixerófila subnival paramuna	Andes	409.130	18,975	18,500	97.50
190	Sierra	Arbustales y herbazales sobre mesetas de las cordilleras subandinas orientales	CRO	409.039	45,575	42,975	94.30
191	Sierra	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	CRO	409.914	16,500	15,250	92.42
193	Sierra	Bosque altimontano de las cordilleras subandinas orientales	CRO	409.904	8,325	8,300	99.70
194	Sierra	Bosque montano pluvial de los Andes del Norte	CRO	409.110	1,011,050	718,575	71.07
195	Sierra	Bosque altimontano norteandino siempreverde	CRO/Andes	409.105	615,425	377,525	61.34
196	Sierra	Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte	CRO	409.112	419,000	289,175	69.02
197	Sierra	Bosque pluvial del piedemonte amazónico de los Andes del norte	CRO/GAP Ecuador	409.900	1,650,325	878,975	53.26
198	Sierra	Bosque montano pluvial de los Andes del norte de la cordillera occidental	Andes	409.110 a	528,700	190,350	36.00
199	Sierra	Bosque altimontano norteandino siempreverde de la cordillera Occidental	Andes	409.105 a	403,800	103,050	25.52
200	Sierra	Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte de la cordillera Occidental	Andes	409.112 a	833,300	274,425	32.93
201	Sierra	Bosque yungueño siempreverdes estacional basimontano	CRO	409.054	16,650	5,600	33.63
203	Sierra	Bosque pluvial piemontano de los Andes del norte	Andes/Pac. Ecuat.	409.113	826,125	257,400	31.16
204	Sierra	Bosque pluvial montano de las cordilleras subandinas orientales	CRO	409.903	576,975	467,075	80.95
205	Sierra	Arbustal esclerófilo higrófilo de las cordilleras amazónicas	CRO	409.039	11,150	11,100	99.55
207	Sierra	Bambusal altimontano de los Andes del norte	CRO	409.097	925	425	45.95
231	Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Putumayo	GAP Ecuador	408.523. a	1,540,925	1,113,775	72.28
232	Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Napo	GAP Ecuador	408.523. b	3,017,125	2,904,125	96.25
233	Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Pastaza	GAP Ecuador	408.523. c	596,875	541,700	90.76
532	Amazonía	Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del oeste de la Amazonia	GAP Ecuador	408.532	277,600	216,775	78.09

Valor ¹	Región	SISTEMAS ECOLÓGICOS	Fuente ²	LAC Code	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
536	Amazonía	Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas negras del oeste de la Amazonia	GAP Ecuador	408.536	1,136,150	1,108,575	97.57
538	Amazonía	Bosque pantanoso de palmas de la alta Amazonia	GAP Ecuador	408.538	544,225	536,675	98.61
550	Amazonía	Complejo de vegetación sucesional riparia	GAP Ecuador	408.550	26,025	10,425	40.06
552	Amazonía	Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia	GAP Ecuador	408.552	3,075	2,850	92.68

¹ Estos códigos corresponden a los valores asignados a cada sistema ecológico en el mapa final en formato GRID.

² Fuentes: Pac. Ecuat. (Tirira *et al.* 2004); GAP Ecuador: sistemas mapeados en el presente estudio; Andes (Baquero *et al.* 2005); CRO (Baquero *et al.* 2006).

5.2 Figuras

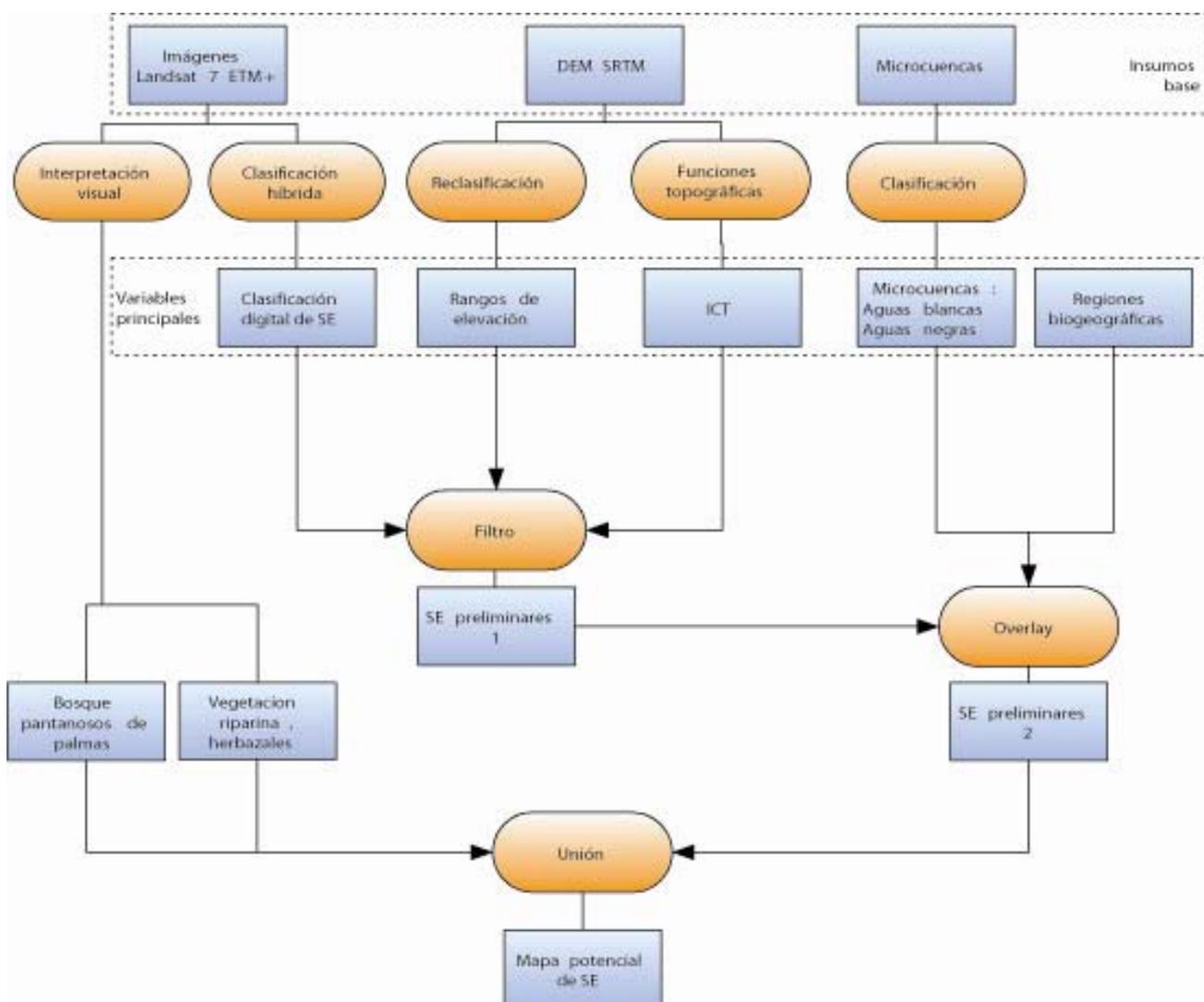


Figura A1.1 Modelo cartográfico utilizado en la generación del mapa de sistemas ecológicos de la sub-región amazónica.

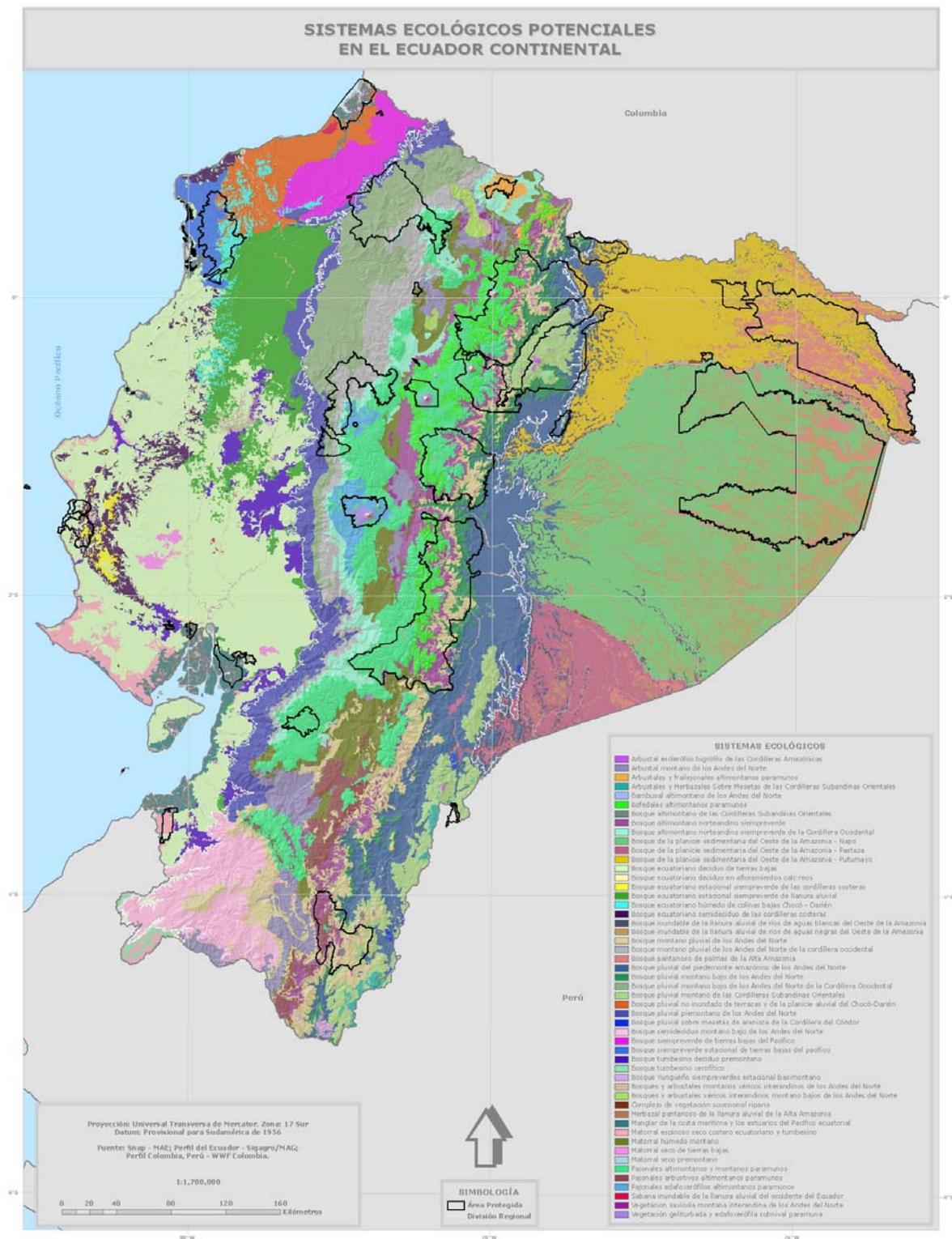


Figura A1.2a Mapa potencial de sistemas ecológicos del Ecuador continental.

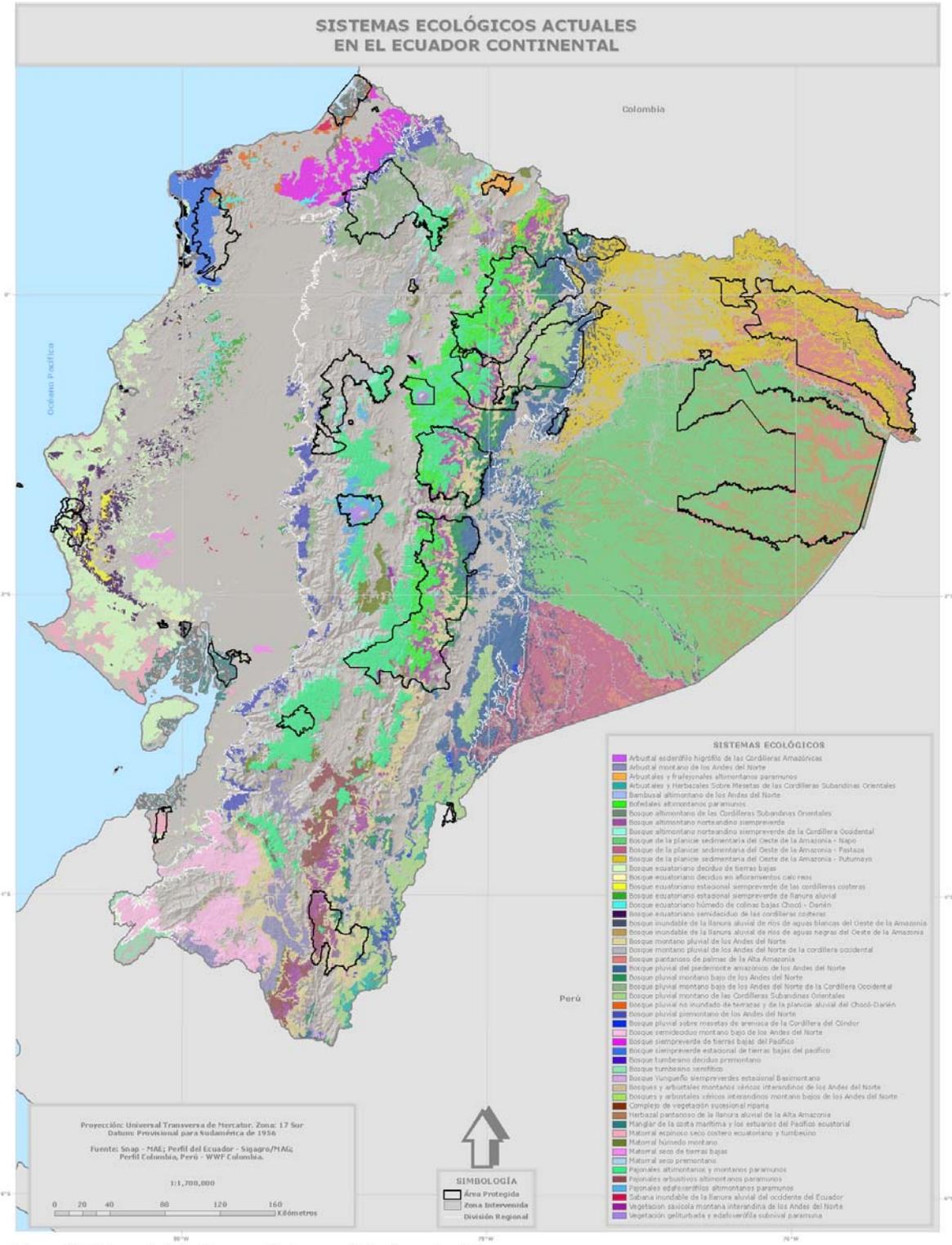


Figura A1.2b Mapa actual de sistemas ecológicos del Ecuador continental.

Anexo 2. Especies utilizadas como indicadores de biodiversidad en el estudio Identificación de Vacíos y Prioridades de Conservación en el Ecuador Continental

Número	Código	Grupo	Familia	Especie	Endemica	Amenaza			Radiación	Total	Modelo	Registros	Area del modelo	Costa	Sierra
						VU	EN	CR							
1	ave_01	Ave	Trochilidae	Agelaiocercus coelestis	3					3	si	23	total	-	X
2	-	Ave	Emberizidae	Aimophila stolzmanni	3					3	no	-	-	-	-
3	ave_02	Ave	Ramphastidae	Andigena laminirostris	3	1				4	si	17	nor-oeste	-	X
4	ave_03	Ave	Thraupidae	Anisognathus notabilis	3					3	si	9	total	-	X
5	ave_04	Ave	Psittacidae	Ara ambigua				3		3	si	12	nor-oeste	X	X
6	ave_05	Ave	Psittacidae	Aratinga erythrogenys	3	1				4	si	42	total	X	X
7	ave_06	Ave	Emberizidae	Arremon abeillei	3					3	si	32	total	X	-
8	-	Ave	Emberizidae	Atlapetes albiceps	3				1	4	no	-	-	-	-
9	ave_07	Ave	Emberizidae	Atlapetes leucopis	3				1	4	si	7	total	-	X
10	ave_08	Ave	Emberizidae	Atlapetes pallidiceps	3			3	1	7	si	20	sur	-	X
11	-	Ave	Emberizidae	Atlapetes seebohmi	3				1	4	no	-	-	-	-
12	ave_09	Ave	Tyrannidae	Attila torridus	3	1				4	si	38	total	X	X
13	ave_10	Ave	Thraupidae	Bangsia edwardsi	3					3	si	9	total	-	X
14	-	Ave	Thraupidae	Bangsia rothschildi	3	1				4	no	-	-	-	-
15	ave_11	Ave	Parulidae	Basileuterus fraseri	3					3	si	40	total	X	X
16	ave_12	Ave	Parulidae	Basileuterus trifasciatus	3					3	si	32	sur	-	X
17	ave_13	Ave	Trochilidae	Boissonneaua jardini	3					3	si	7	nor-oeste	-	X
18	-	Ave	Psittacidae	Brotogeris pyrrhopterus	3	1				4	no	-	-	-	-
19	ave_14	Ave	Thraupidae	Buthraupis wetmorei	3	1				4	si	25	total	-	X
20	ave_15	Ave	Trochilidae	Campylopterus villaviscensio	3					3	si	15	total	-	X
21	-	Ave	Capitonidae	Capito quinticolor	3		2			5	no	-	-	-	-
22	ave_16	Ave	Capitonidae	Capito squamatus	3					3	si	16	nor-oeste	X	X
23	-	Ave	Caprimulgidae	Caprimulgus anthonyi	3					3	no	-	-	-	-
24	ave_17	Ave	Fringillidae	Carduelis siemiradzki	3	1				4	si	23	total	X	X
25	ave_18	Ave	Cotingidae	Cephalopterus penduliger	3		2			5	si	36	total	X	X
26	ave_19	Ave	Thraupidae	Chlorochrysa phoenicotis	3					3	si	15	nor-oeste	-	X
27	ave_20	Ave	Thraupidae	Chlorophonia flavirostris	3					3	si	11	nor-oeste	-	X
28	-	Ave	Pipridae	Chloropipo flavicapilla	3		2			5	no	-	-	-	-
29	-	Ave	Thraupidae	Chlorospingus flavovirens	3					3	no	-	-	-	-
30	ave_21	Ave	Thraupidae	Chlorospingus semifuscus	3					3	si	17	nor-oeste	-	X
31	ave_22	Ave	Trochilidae	Coeligena iris iris	3				1	4	si	42	total	-	X
32	-	Ave	Trochilidae	Coeligena wilsoni	3				1	4	no	-	-	-	-
33	ave_23	Ave	Columbidae	Columba goodsoni	3	1				4	si	13	nor-oeste	X	X
34	-	Ave	Columbidae	Columba oenops	3			3		6	no	-	-	-	-
35	ave_24	Ave	Columbidae	Columbina buckleyi	3					3	si	31	total	X	X
36	-	Ave	Furnariidae	Cranioleuca antisimensis	3					3	no	-	-	-	-
37	ave_25	Ave	Tinamidae	Crypturellus berlepschi	3		2			5	si	5	nor-oeste	X	-
38	ave_26	Ave	Tinamidae	Crypturellus transfasciatus	3	1				4	si	14	total	X	X
39	ave_27	Ave	Corvidae	Cyanocorax mystacalis	3					3	si	17	total	X	X
40	ave_28	Ave	Corvidae	Cyanolyca pulchra	3	1				4	si	6	nor-oeste	-	X
41	ave_29	Ave	Thraupidae	Diglossopsis indigotica	3	1				4	si	6	nor-oeste	-	X
42	ave_30	Ave	Cotingidae	Doliornis remseni	3	1				4	si	5	total	-	X
43	ave_31	Ave	Thamnophilidae	Dysithamnus occidentalis	3	1				4	si	28	total	-	X
44	ave_32	Ave	Turdidae	Entomodestes coracinus	3					3	si	5	nor-oeste	-	X
45	ave_33	Ave	Trochilidae	Eriocnemis derbyi	3				1	4	si	27	total	-	X
46	-	Ave	Trochilidae	Eriocnemis godini	3			3	1	7	no	-	-	-	-
47	ave_34	Ave	Trochilidae	Eriocnemis nigrivestis	3			3	1	7	si	13	nor-oeste	-	X
48	-	Ave	Psittacidae	Forpus coelestis	3					3	no	-	-	-	-
49	ave_36	Ave	Galbulidae	Galbula pastazae	3					3	si	31	total	-	X

Número	Código	Grupo	Familia	Especie	Endemica	Amenaza			Radiación	Total	Modelo	Registros	Area del modelo	Costa	Sierra
						VU	EN	CR							
50	-	Ave	Strigidae	Glauclidium nubicola	3					3	no	-	-	-	-
51	ave_37	Ave	Formicariidae	Grallaria alleni andaquiensis	3		2		1	6	si	10	total	-	X
52	-	Ave	Formicariidae	Grallaria flavotincta	3		2		1	6	no	-	-	-	-
53	ave_38	Ave	Formicariidae	Grallaria gigantea	3	1			1	5	si	31	total	-	X
54	ave_39	Ave	Formicariidae	Grallaria ridgelyi	3		2		1	6	si	7	sur	-	X
55	ave_40	Ave	Formicariidae	Grallaria watkinsi	3		2		1	6	si	25	total	X	X
56	ave_41	Ave	Formicariidae	Grallaricula lineifrons	3	1			1	5	si	14	total	-	X
57	ave_42	Ave	Formicariidae	Grallaricula peruviana	3				1	4	si	8	total	-	X
58	ave_43	Ave	Psittacidae	Hapalopsittaca pyrrhops	3		2			5	si	39	total	-	X
59	ave_44	Ave	Trochilidae	Haplophaidia lugens	3					3	si	7	nor-oeste	-	X
60	ave_45	Ave	Trochilidae	Heliangelus strophianus	3				1	4	si	16	nor-oeste	-	X
61	ave_46	Ave	Trochilidae	Heliangelus viola	3				1	4	si	36	total	-	X
62	-	Ave	Trochilidae	Heliodoxa gularis	3	1			1	5	no	-	-	-	-
63	ave_48	Ave	Trochilidae	Heliodoxa imperatrix	3				1	4	si	11	nor-oeste	-	X
64	-	Ave	Tyrannidae	Hemitriccus cinnamomeipectus	3	1				4	no	-	-	-	-
65	-	Ave	Troglodytidae	Henicorhina leucoptera	3					3	no	-	-	-	-
66	ave_49	Ave	Furnariidae	Hylocryptus erythrocephalus	3	1				4	si	22	total	X	X
67	ave_50	Ave	Icteridae	Icterus graceanae	3					3	si	10	total	X	X
68	ave_51	Ave	Thraupidae	Iridosornis porphyrocephala	3	1				4	si	5	nor-oeste	-	X
69	ave_52	Ave	Tyrannidae	Lathrotriccus griseipectus	3	1				4	si	38	total	X	X
70	-	Ave	Trochilidae	Leucippus baeri	3					3	no	-	-	-	-
71	ave_53	Ave	Accipitridae	Leucopternis occidentalis	3		2			5	si	47	total	X	X
72	ave_54	Ave	Pipridae	Machaeropterus deliciosus	3					3	si	21	total	X	X
73	-	Ave	Furnariidae	Margarornis stellatus	3	1				4	no	-	-	-	-
74	ave_55	Ave	Tyrannidae	Mecocerculus calopterus	3					3	si	13	total	X	X
75	ave_56	Ave	Rhinocryptidae	Melanopareia elegans	3					3	si	14	total	X	X
76	-	Ave	Rhinocryptidae	Melanopareia maranonica	3					3	no	-	-	-	-
77	ave_57	Ave	Trochilidae	Metallura baroni	3		2		1	6	si	18	total	-	X
78	ave_58	Ave	Trochilidae	Metallura odomae	3				1	4	si	23	sur	-	X
79	ave_59	Ave	Tyrannidae	Myiarchus phaeocephalus	3					3	si	21	total	-	X
80	-	Ave	Tyrannidae	Myiopagis subplacens	3					3	no	-	-	-	-
81	ave_61	Ave	Tyrannidae	Myiophobus lintoni	3					3	si	10	sur	-	X
82	ave_62	Ave	Thamnophilidae	Myrmeciza griseiceps	3		2			5	si	13	sur	-	X
83	ave_63	Ave	Trochilidae	Myrmia micrura	3					3	si	11	total	X	X
84	ave_64	Ave	Cuculidae	Neomorphus radiolosus	3		2			5	si	14	total	X	X
85	ave_65	Ave	Cracidae	Odontophorus melanonotus	3	1				4	si	14	nor-oeste	-	X
86	-	Ave	Odontophoridae	Ognorhynchus icterotis	3			3		6	no	-	-	-	-
87	ave_66	Ave	Tyrannidae	Onychorhynchus occidentalis	3	1				4	si	23	total	X	X
88	ave_67	Ave	Emberizidae	Oreothraupis arremonops	3	1				4	si	9	nor-oeste	-	X
89	ave_68	Ave	Cracidae	Ortalis erythroptera	3	1				4	si	48	total	X	X
90	-	Ave	Strigidae	Otus petersoni	3					3	no	-	-	-	-
91	ave_69	Ave	Tyrannidae	Pachyramphus spodiurus	3		2			5	si	30	total	X	X
92	ave_70	Ave	Cracidae	Penelope barbata	3		2		1	6	si	44	sur	-	X
93	ave_71	Ave	Cracidae	Penelope ortonii	3		2		1	6	si	20	nor-oeste	X	X
94	ave_72	Ave	Falconidae	Phalcoboenus carunculatus	3					3	si	44	total	-	X
95	ave_73	Ave	Trochilidae	Phlogophilus hemileucurus	3					3	si	14	total	-	X
96	ave_74	Ave	Tyrannidae	Phylloscartes gualaquizae	3					3	si	12	total	-	X
97	-	Ave	Picidae	Picumnus sclateri	3					3	no	-	-	-	-
98	-	Ave	Emberizidae	Piezorhina cinerea	3					3	no	-	-	-	-
99	ave_76	Ave	Psittacidae	Pionopsitta pulchra	3	1				4	si	21	total	X	X
100	ave_77	Ave	Formicariidae	Pittasoma rufopileatum	3	1				4	si	10	nor-oeste	X	X
101	-	Ave	Tyrannidae	Pseudelaenia leucospodia	3					3	no	-	-	-	-

Número	Código	Grupo	Familia	Especie	Endemica	Amenaza			Radiación	Total	Modelo	Registros	Area del modelo	Costa	Sierra
						VU	EN	CR							
102	ave_78	Ave	Psittacidae	Pyrrhura albipectus	3	1				4	si	30	total	-	X
103	ave_79	Ave	Psittacidae	Pyrrhura orcesi	3		2			5	si	12	total	-	X
104	ave_80	Ave	Ramphastidae	Ramphastos brevis	3	1				4	si	18	total	X	X
105	ave_81	Ave	Emberizidae	Rhodospingus cruentus	3					3	si	27	total	X	X
106	ave_82	Ave	Formicariidae	Sakesphorus bernardi	3					3	si	26	total	X	X
107	ave_83	Ave	Cardinalidae	Saltator nigriceps	3					3	si	9	sur	-	X
108	ave_84	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus atratus					1	1	si	6	total	-	X
109	ave_85	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus canus opacus					1	1	si	13	total	-	X
110	ave_86	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus micropterus	3				1	4	si	11	total	-	X
111	ave_87	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus parkeri	3				1	4	si	11	sur	-	X
112	ave_88	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus spillmanni					1	1	si	21	total	-	X
114	ave_90	Ave	Rhinocryptidae	Scytalopus vicini	3				1	4	si	7	nor-oeste	-	X
115	ave_91	Ave	Capitonidae	Semnornis ramphastinus	3					3	si	15	nor-oeste	-	X
116	-	Ave	Cardinalidae	Sicalis taczanowskii	3					3	no	-	-	-	-
117	-	Ave	Emberizidae	Sporophila simplex	3					3	no	-	-	-	-
118	ave_93	Ave	Furnariidae	Synallaxis maranonica	3				1	4	si	10	sur		X
119	ave_94	Ave	Furnariidae	Synallaxis stictothorax	3				1	4	si	14	total	X	X
120	-	Ave	Furnariidae	Synallaxis tithys	3		2		1	6	no	-	-	-	-
121	ave_96	Ave	Furnariidae	Syndactyla ruficollis	3		2		1	6	si	19	sur	-	X
122	ave_97	Ave	Thraupidae	Tangara johannae	3	1				4	si	17	nor-oeste	X	X
123	ave_98	Ave	Thamnophilidae	Thamnophilus zarumae	3					3	si	19	sur	-	X
124	-	Ave	Thraupidae	Thlypopsis inornata	3					3	no	-	-	-	-
125	-	Ave	Trogonidae	Trogon comptus	3					3	no	-	-	-	-
126	ave_99	Ave	Turdidae	Turdus maculirostris	3					3	si	43	total	X	X
127	-	Ave	Turdidae	Turdus maranonicus	3					3	no	-	-	-	-
128	-	Ave	Turdidae	Turdus reevei	3					3	no	-	-	-	-
129	ave_101	Ave	Trochilidae	Urosticte ruficrissa	3					3	si	11	total	-	X
130	ave_102	Ave	Emberizidae	Urothraupis stolzmanni	3					3	si	12	total	-	X
131	-	Ave	Picidae	Veniliornis choacoensis	3	1				4	no	-	-	-	-
132	ave_103	Ave	Thraupidae	Wetmorethraupis sterrhopteron	3	1				4	si	11	sur	-	X
133	ave_104	Ave	Furnariidae	Xenerpestes singularis	3					3	si	8	total	-	X
1	ara_01	Planta	Araceae	Anthurium balslevii	3	1			1	5	si	37	total	X	X
2	ara_02	Planta	Araceae	Anthurium cutucuense	3		2		1	6	si	7	total	-	X
3	ara_03	Planta	Araceae	Anthurium esmeraldense	3	1			1	5	si	5	nor-oeste	X	X
4	ara_04	Planta	Araceae	Anthurium fasciale	3				1	4	si	14	total	-	X
5	ara_05	Planta	Araceae	Anthurium flavolineatum	3				1	4	si	18	nor-este	-	X
6	ara_06	Planta	Araceae	Anthurium grex-avium	3				1	4	si	10	total	-	X
7	ara_07	Planta	Araceae	Anthurium gualeanum	3	1			1	5	si	11	nor-oeste	-	X
8	ara_08	Planta	Araceae	Anthurium jaramilloi	3	1			1	5	si	14	nor-oeste	-	X
9	ara_09	Planta	Araceae	Anthurium jimense	3	1			1	5	si	11	nor-oeste	-	X
10	ara_10	Planta	Araceae	Anthurium leonianum	3	1			1	5	no	-	-	-	-
11	ara_11	Planta	Araceae	Anthurium magnifolium	3	1			1	5	si	10	nor-oeste	-	X
12	ara_12	Planta	Araceae	Anthurium oxyphyllum	3	1			1	5	si	11	nor-oeste	X	X
13	ara_13	Planta	Araceae	Anthurium palenquense	3				1	4	si	28	nor-oeste	X	-
14	ara_14	Planta	Araceae	Anthurium pedunculare	3	1			1	5	si	25	nor-oeste	X	X
15	ara_15	Planta	Araceae	Anthurium rimbachii	3	1			1	5	si	31	nor-oeste	X	-
16	ara_16	Planta	Araceae	Anthurium rugulosum	3				1	4	si	11	total	-	X
17	ara_17	Planta	Araceae	Anthurium saccardoi	3		2		1	6	si	11	total	X	X
18	ara_18	Planta	Araceae	Anthurium santiagoense	3				1	4	si	4	total	-	X
19	ara_19	Planta	Araceae	Anthurium scabrinerve	3				1	4	si	13	total	-	X
20	ara_20	Planta	Araceae	Anthurium subcoerulescens	3	1			1	5	si	10	nor-oeste	X	X
21	ara_21	Planta	Araceae	Anthurium tenuifolium	3		2		1	6	si	9	nor-oeste	-	X

Número	Código	Grupo	Familia	Especie	Endemica	Amenaza			Radiación	Total	Modelo	Registros	Area del modelo	Costa	Sierra
						VU	EN	CR							
22	eri_01	Planta	Ericaceae	Cavendishia grandifolia	3				1	4	si	13	nor-oeste	-	X
23	eri_02	Planta	Ericaceae	Cavendishia lebroniae	3			3	1	7	no	-	-	-	-
24	eri_03	Planta	Ericaceae	Cavendishia orthosepala	3	1			1	5	si	4	total	-	X
25	eri_04	Planta	Ericaceae	Cavendishia speciosa	3				1	4	no	-	-	-	-
26	eri_05	Planta	Ericaceae	Cavendishia tenella	3				1	4	no	-	-	-	-
27	eri_06	Planta	Ericaceae	Cavendishia zamorensis	3	1			1	5	si	7	sur	-	X
28	eri_07	Planta	Ericaceae	Ceratostema alatum	3				1	4	si	95	total	-	X
29	eri_08	Planta	Ericaceae	Ceratostema calycinum	3				1	4	si	13	total	-	X
30	eri_09	Planta	Ericaceae	Ceratostema campii	3	1			1	5	si	16	sur	-	X
31	eri_10	Planta	Ericaceae	Ceratostema charianthum	3				1	4	si	12	total	-	X
32	eri_11	Planta	Ericaceae	Ceratostema lanceolatum	3	1			1	5	si	12	sur	-	X
33	eri_12	Planta	Ericaceae	Ceratostema lanigerum	3	1			1	5	si	12	nor-este	-	X
34	eri_13	Planta	Ericaceae	Ceratostema loranthiflorum	3	1			1	5	si	31	sur	-	X
35	eri_14	Planta	Ericaceae	Ceratostema megabracteatum	3		2		1	6	si	10	nor-este	-	X
36	eri_15	Planta	Ericaceae	Ceratostema megalobum	3	1			1	5	si	5	sur	-	X
37	eri_16	Planta	Ericaceae	Ceratostema nodosum	3				1	4	si	21	nor-este	-	X
38	eri_17	Planta	Ericaceae	Ceratostema nubigenum	3	1			1	5	si	6	sur	-	X
39	eri_18	Planta	Ericaceae	Ceratostema oellgaardii	3	1			1	5	si	9	sur	-	X
40	eri_19	Planta	Ericaceae	Ceratostema peruvianum	3				1	4	si	43	nor-este	-	X
41	eri_20	Planta	Ericaceae	Ceratostema reginaldii	3				1	4	si	40	sur	-	X
42	eri_21	Planta	Ericaceae	Ceratostema silvicola	3	1			1	5	si	7	nor-este	-	X
43	eri_22	Planta	Ericaceae	Ceratostema ventricosum	3	1			1	5	si	8	total	-	X
44	eri_23	Planta	Ericaceae	Psammisia caloneura	3				1	4	si	11	nor-oeste	-	X
45	eri_24	Planta	Ericaceae	Psammisia chionanta	3				1	4	si	29	nor-oeste	X	X
46	eri_25	Planta	Ericaceae	Psammisia debilis var. ecuadoriensis	3				1	4	si	9	nor-oeste	-	X
47	eri_26	Planta	Ericaceae	Psammisia ecuadoriensis	3				1	4	si	76	total	-	X
48	eri_27	Planta	Ericaceae	Psammisia incana	3				1	4	si	8	nor-este	-	X
49	eri_28	Planta	Ericaceae	Psammisia oreogenes	3		2		1	6	si	9	nor-oeste	-	X
50	eri_29	Planta	Ericaceae	Psammisia roseiflora	3				1	4	si	37	total	-	X
51	eri_30	Planta	Ericaceae	Psammisia sclerantha	3				1	4	si	30	total	-	X
52	mel_01	Planta	Melastomataceae	Miconia lutescens	3				1	4	si	37	sur	-	X
53	mel_02	Planta	Melastomataceae	Miconia rivetii	3				1	4	si	25	total	-	X
54	mel_03	Planta	Melastomataceae	Miconia stenophylla	3	1			1	5	si	9	sur	-	X
55	orc_01	Planta	Orchidaceae	Lepanthes auriculata	3				1	4	si	13	total	-	X
56	orc_02	Planta	Orchidaceae	Lepanthes benzingii	3				1	4	si	8	nor-este	-	X
57	orc_03	Planta	Orchidaceae	Lepanthes capitanea	3	1			1	5	si	6	nor-oeste	-	X
58	orc_04	Planta	Orchidaceae	Lepanthes columbar	3				1	4	si	11	total	-	X
59	orc_05	Planta	Orchidaceae	Lepanthes cotyledon	3	1			1	5	si	8	nor-este	-	X
60	orc_06	Planta	Orchidaceae	Lepanthes craticia	3				1	4	si	10	total	-	X
61	orc_07	Planta	Orchidaceae	Lepanthes dalessandroi	3				1	4	si	11	total	-	X
62	orc_08	Planta	Orchidaceae	Lepanthes deleastes	3				1	4	si	22	total	-	X
63	orc_09	Planta	Orchidaceae	Lepanthes dictydion	3				1	4	si	10	total	-	X
64	orc_10	Planta	Orchidaceae	Lepanthes homotaxis	3	1			1	5	si	9	total	-	X
65	orc_11	Planta	Orchidaceae	Lepanthes hymenoptera	3				1	4	si	7	total	-	X
66	orc_12	Planta	Orchidaceae	Lepanthes thylax	3				1	4	si	11	total	-	X
67	pip_01	Planta	Piperaceae	Piper oroense	3				1	4	si	7	nor-oeste	-	X
68	pip_02	Planta	Piperaceae	Piper sodiroi	3	1			1	5	si	11	nor-oeste	-	X
69	sol_01	Planta	Solanaceae	Solanum bellum	3				1	4	si	11	total	-	X
70	sol_02	Planta	Solanaceae	Solanum hypocalycosarcum	3				1	4	no	-	-	-	-
71	sol_03	Planta	Solanaceae	Solanum interandinum	3	1			1	5	si	26	nor-oeste	-	X
72	sol_04	Planta	Solanaceae	Solanum leiophyllum	3	1			1	5	si	5	sur	-	X

ANEXO 3

**Humedales lénticos del Ecuador continental dentro del Sistema
Nacional de Áreas Protegidas (SNAP)**

Tabla A3.1. Lista de los humedales lénticos del Ecuador continental incluidos en el SNAP

Humedal	Región	Provincia	Valor Proy. Humedales	Superficie (ha)	Sup. dentro SNAP (ha)	Sup. fuera SNAP (ha)	Área Protegida
Añangu	Oriente	Orellana	68	5070,75	5070,75	0,00	P.N.Yasuní
Cuyabeno	Oriente	Sucumbíos	65	19688,15	14416,25	5271,90	R.P.F.Cuyabeno
Jatuncocha	Oriente	Orellana	69	23537,77	23537,77	0,00	P.N.Yasuní
Lagartococha	Oriente	Sucumbíos	67	40975,23	40301,41	673,83	R.P.F.Cuyabeno
Limoncocha	Oriente	Sucumbíos	64	2816,82	1664,02	1152,80	R.B.Limoncocha
Zancudococha	Oriente	Sucumbíos	66	2297,85	2297,85	0,00	R.P.F.Cuyabeno
Cajas	Andes	Azuay	65	40504,02	22494,48	18009,54	P.N.Cajas
Crespo	Andes	Carchi	64	158,34	158,02	0,32	R.E.El Ángel
Voladero	Andes	Carchi	68	958,48	924,58	33,91	R.E.El Ángel
Culebrillas	Andes	Cañar	65	3126,67	3107,89	18,79	P.N.Sangay
Amarilla	Andes	Chimborazo	48	518,73	480,67	38,07	P.N.Sangay
Colai	Andes	Chimborazo	65	3282,80	3225,41	57,39	P.N.Sangay
Cubillín y Magtayán	Andes	Chimborazo	67	4888,66	4888,66	0,00	P.N.Sangay
Jacsan	Andes	Chimborazo	70	579,58	579,58	0,00	P.N.Sangay
Pailacocha	Andes	Chimborazo	70	914,70	914,70	0,00	P.N.Sangay
Pichalmiña	Andes	Chimborazo	68	447,23	447,23	0,00	P.N.Sangay
Limpiopungo	Andes	Cotopaxi	63	818,48	818,48	0,00	P.N.Cotopaxi
Cuicocha	Andes	Imbabura	60	1776,55	1775,94	0,61	R.E.Cotacachi-Cayapas
Puruhanta	Andes	Imbabura	66	1722,13	1722,13	0,00	R.E.Cayambe-Coca
El Compadre	Andes	Loja	66	5646,12	5646,12	0,00	P.N.Podocarpus
Muertepungo	Andes	Pichincha	64	781,45	6,62	774,83	R.E.Antisana
Nunalviro	Andes	Pichincha	61	569,78	569,78	0,00	R.E.Cayambe-Coca
San Marcos	Andes	Pichincha	64	1190,13	1185,50	4,63	R.E.Cayambe-Coca
Yuyos	Andes	Pichincha	60	1429,07	982,17	446,90	R.E.Cayambe-Coca
Secas	Andes	Pichincha	58	13674,77	0,13	13674,64	R.E.Antisana
Encantada	Andes	Napo	63	247,12	247,12	0,00	R.E.Cayambe-Coca

Humedal	Región	Provincia	Valor Proy. Humedales	Superficie (ha)	Sup. dentro SNAP (ha)	Sup. fuera SNAP (ha)	Área Protegida
Mogotes	Andes	Napo	59	2479,09	2479,09	0,00	R.E.Cayambe-Coca
Micacocha	Andes	Napo	59	2696,64	2696,64	0,00	R.E.Antisana
Oyacachi	Andes	Napo	63	59,17	59,17	0,00	R.E.Cayambe-Coca
Papallacta	Andes	Napo	58	5857,93	5023,87	834,06	R.E.Antisana y R.E.Cayambe-Coca
Salve Facha	Andes	Napo	63	3320,15	3320,15	0,00	R.E.Cayambe-Coca
Sucuscocha	Andes	Napo	57	309,83	309,83	0,00	R.E.Cayambe-Coca
Azul	Oriente	Morona Santiago	61	1486,08	1486,08	0,00	P.N.Sangay
Negra Pacha	Oriente	Morona Santiago	54	1736,92	1715,33	21,59	P.N.Sangay
Verdecocha	Oriente	Morona Santiago	68	1430,09	1430,09	0,00	P.N.Sangay
Cube	Costa	Esmeraldas	68	79,53	77,24	2,29	R.E.Mache-Chindul
Chongón	Costa	Guayas	53	1742,74	1682,12	60,62	A.N.R.Parque Lago
El Canclón	Costa	Guayas	59	842,30	839,94	2,37	R.E.Manglares-Churute
Pisayambo	Andes	Tungurahua	65	10125,66	10125,66	0,00	P.N.LLanganates
Hidro Paute	Andes	Azuay	51	388,17	239,57	148,60	P.N.Sangay
Quilotoa	Andes	Cotopaxi	52	304,47	138,38	166,09	R.E.Los Ilinizas
Canangüeno	Oriente	Sucumbíos	62	144,39	144,39	0,00	R.P.F.Cuyabeno
Yanacocha Tungurahua	Andes	Tungurahua	69	78,45	78,45	0,00	P.N.LLanganates

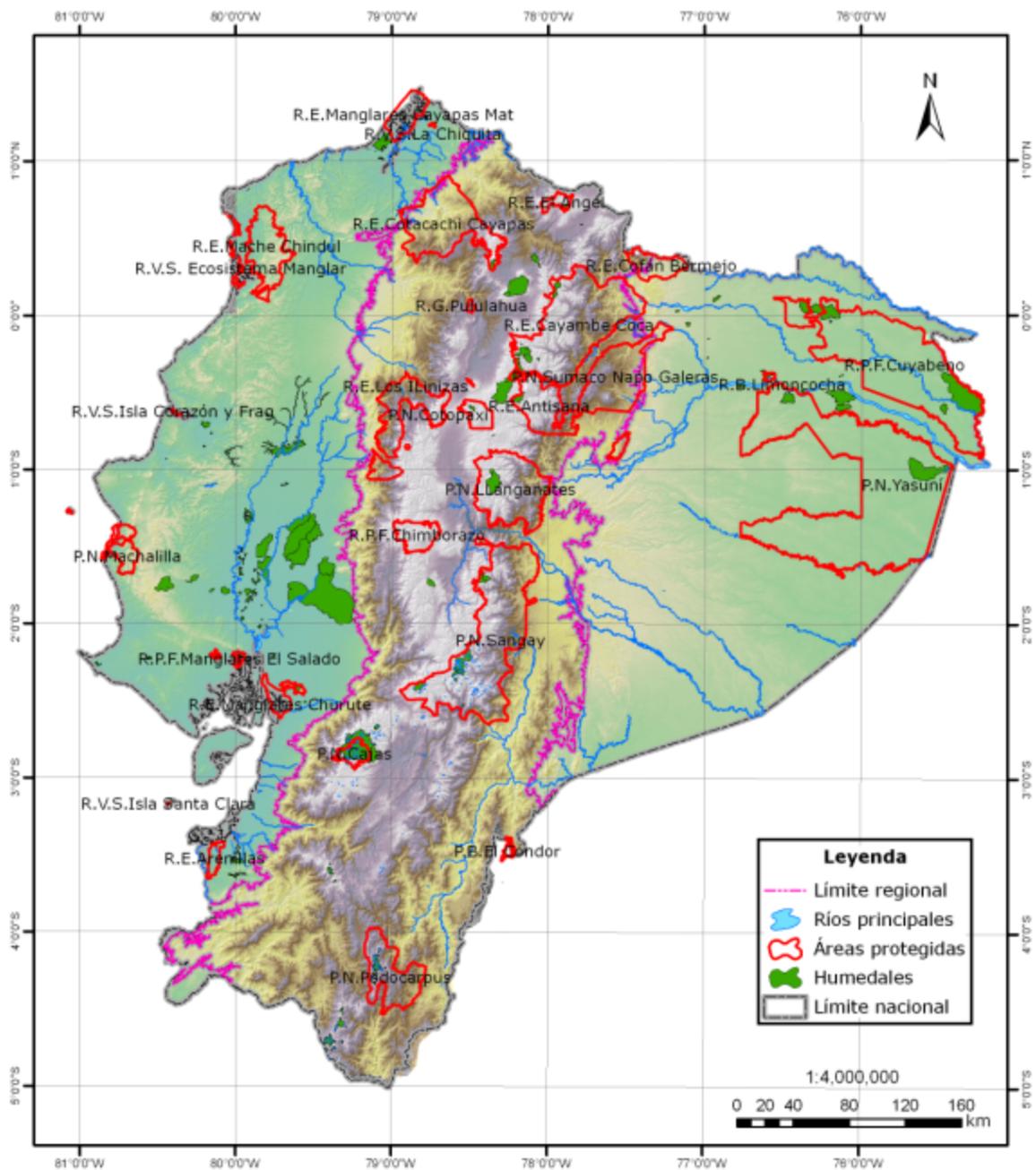


Figura A3.1. Distribución de los humedales lénticos en relación al Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador Continental.

Anexo 4

Análisis de vulnerabilidad en la identificación de prioridades para la conservación en el Ecuador continental

Sáenz, M.¹

¹Sistema de Monitoreo Socioambiental –EcoCiencia- Correo electrónico: indicadores@ecociencia.org

1. Introducción

Los análisis geográficos relacionados a los fenómenos socioeconómicos suponen la existencia de condiciones sociales básicas que pueden ser expresadas y analizadas espacialmente. En el caso de este estudio, asumimos que ciertas condiciones de *vulnerabilidad*, en el sentido de factores potenciales que generan un cambio en el uso del suelo, pueden ser representadas y expresadas espacialmente a través de un grupo de indicadores (Sáenz *et al.* 2005).

A estos factores los llamamos *huellas geográficas*, donde su tratamiento individual (construcción, descripción y análisis), y su posterior combinación sobre una base teórica, nos aproximen a un *índice de vulnerabilidad*. Una *huella geográfica*, entonces, es una medida espacial, cuantitativa, estática y representativa de un fenómeno complejo y amplio (Sáenz, 2004). Una *huella geográfica* no es una definición de “presión humana”, ya que dicho concepto solo conlleva la simplificación de las interacciones sociales en su entorno, y en su sentido dialéctico (Santos 2000).

No obstante, a partir del análisis espacial provisto por una *huella geográfica* podremos definir indicadores que señalen procesos no sostenibles, siempre y cuando localicemos los fenómenos sociales que estén interactuando, y exista evidencia suficiente de continuidad en la tendencia. Concretamente nos referiremos a condiciones que no son sostenibles en el uso del suelo a través de *proxis* de cambios espacialmente conmensurables.

En este contexto, el *índice de vulnerabilidad* es una simplificación supervisada de un conjunto de fenómenos socioeconómicos que pueden expresarse espacialmente y nos permite generar escenarios e identificar áreas prioritarias o más “*vulnerables*”. Sin embargo, el concepto de *vulnerabilidad* está sujeto a la interpretación de cada una de las condiciones sociales que determinarían las probabilidades más altas de cambio en el uso del suelo.

En el caso de los estudios de IVPC, el análisis de vulnerabilidad es tomado como una medida espacial para la ubicación de zonas donde potencialmente hay mayor probabilidad de degradación de zonas naturales. Es decir, dadas las características de uso del suelo y la distribución y concentración de la población, se determina niveles más altos de probabilidad al cambio y deterioro de la cobertura vegetal nativa y, más aún, sobre las zonas consideradas irremplazables.

2. Métodos

De acuerdo con Larrea (2001), se pueden identificar tres factores fundamentales que conducen a la continua reducción de los ecosistemas remanentes y a la degradación ambiental en el Ecuador: (1) **Actividades económicas de gran escala**, principalmente las de naturaleza extractiva, como petróleo y minería; (2) **Construcción de infraestructura vial y otros megaproyectos**, generalmente

promovida por el Estado; (3) **Pobreza masiva y una estructura social fuertemente inequitativa**, que deriva en condiciones de sobrepoblación, migración e inequidad que, a su vez, conducen a procesos poco sostenibles de colonización no planificada, agotamiento de suelos, agricultura poco adaptada, contaminación o extracción acelerada de recursos.

En el caso de este estudio, traducimos estos factores en *huellas geográficas* con el fin de medir espacial y pragmáticamente su efecto sobre la biodiversidad y en el cambio del uso del suelo. Las *huellas geográficas* sociales identificadas a nivel nacional, y reconocidas como expresiones espaciales del cambio en el Ecuador son (a partir de Larrea 2001):

1. *Extracción de recursos (RRNN no renovables)*: es la identificación de zonas de extracción de recursos naturales, en su mayoría no renovables. Normalmente estos espacios se caracterizan por altas tasas de cambio en el uso del suelo y un potencial proceso de contaminación radial. La identificación a nivel nacional está relacionada principalmente a las concesiones mineras y petroleras, de las que existe información espacial disponible. Esta variable no ha identificado aún un mecanismo de evaluación de la eficiencia e impacto ambiental para cada una de las concesiones. Sin embargo, este *proxi* sí se ajusta a una variable de probabilidad de cambio en el uso del suelo.
2. *Uso actual del suelo (RRNN renovables)*: es la identificación de las zonas de cambio de la cobertura vegetal nativa por sistemas agrícolas o agropecuarios. Sobre este punto también se miden los procesos de deterioro del suelo, así como la intensidad de uso. Se evalúa también los espacios de uso del suelo en términos del impacto en la cantidad y la calidad de la biodiversidad presente sobre cada espacio. Los factores de análisis sobre este punto son (1) el tipo de uso del suelo, (2) la intensidad de uso, (3) la técnica de tratamiento del suelo, y (4) los recursos naturales.
3. *Demográfico y distributivo*: es la ocupación, distribución y concentración poblacional, como una medida de la intensidad de uso del espacio. Es explicativo de la dinámica y tendencia histórica de uso del suelo, así como de procesos de inmigración y emigración masivas debido a factores relacionados con la sostenibilidad ambiental y social. A través del análisis de concentración de la población se identifican y dividen las zonas urbanas de las rurales, lo que permite un análisis diferenciado de los procesos de intervención sobre espacios agrícolas, naturales y en transición (semi-naturales). Para este estudio analizamos la medida de distribución y concentración de la población como variable de impacto directo sobre las zonas geográficamente aledañas.
4. *Niveles de accesibilidad a zonas naturales*: es la característica que define la ubicación espacial de la población y los niveles potenciales de acceso directo (expresado en horas) a recursos naturales.

2.1 Construcción del Índice de vulnerabilidad

La construcción del índice de vulnerabilidad es el resultado de la combinación de las *huellas geográficas* (Figura A3.1). Cada criterio fue construido a partir de una o varias fuentes de información dependiendo del tipo de *huella geográfica*. Por lo tanto, como primer paso, cada cobertura de información fue estandarizada en un único formato geográfico (*raster*) y reclasificado a un valor numérico continuo a partir de una valoración (ver arriba) y una definición del grado de vulnerabilidad.

El siguiente paso consistió en asignar a cada criterio valores interpretativos jerárquicos en función de los intereses de acción del estudio sobre una asignación ponderada a 100 puntos (ver sección 2.5).

Cada huella geográfica fue tratada individualmente, tanto para la estandarización como para su valoración (escala de 0 a 100). Finalmente, combinamos las huellas geográficas para generar el índice de vulnerabilidad teniendo en cuenta una ponderación diferenciada y acumulativa, y a la importancia de la huella en el resultado final.

Si bien este estudio tiene un tratamiento nacional, los cálculos del índice de vulnerabilidad fueron realizados en función de las tres sub-regiones del Ecuador continental.

Descripción de huellas geográficas

1) Demográfico y distributivo.

Ubicación espacial de la concentración relativa de la población para el año 2001 (EcoCiencia 2002). No es un análisis de comportamiento, sino de la descripción de los espacios geográficos, que por su población, son considerados urbanos, rurales o deshabitados. Evalúa el número de habitantes que potencialmente ocupan un espacio geográfico, y se calcula la densidad poblacional. La unidad de medida de esta variable es el número de habitantes por cada kilómetro cuadrado, a partir de la unidad mínima de 5 km².

Son considerados espacios vulnerables aquellos donde se describe una densidad poblacional alta relacionado a zonas donde existen cultivos (u otros usos del suelo) cercanos a zonas naturales. Se descartan del análisis las zonas geográficas donde la concentración de población reporta ciudades y áreas rurales de alta densidad.

Para Sierra y Costa se han descartado del análisis las zonas con más de 500 habitantes/km², y se ha valorado de 0 a 20 puntos las zonas desde 0 a 500 habitantes/km². En el caso de la Amazonia, al tener una densidad poblacional por debajo de la media nacional, se han descartado del análisis las zonas con más de 236 habitantes/km² (ciudades de la Amazonia), y se han clasificado de 0 a 20 puntos las zonas desde 0 a 236 habitantes/km² (Figura A3.2).

2) Accesibilidad.

Representa los niveles de accesibilidad, definidos como el desplazamiento en horas de viaje, a cualquier punto en el territorio desde el punto poblado más cercano. Las variables que influyen sobre la accesibilidad son los tipos de carretera, la presencia de poblados, los ríos navegables, la topografía del terreno y el tipo de suelo. En este caso hablamos de un modelo de accesibilidad directa, donde procesos de mercado o preferencia social no influyen en la determinación del acceso.

Las zonas de mayor conversión natural (ciudades, valles poblados y zonas de alto uso del suelo), correspondientes a accesibilidades altas, toman los valores más bajos de vulnerabilidad. En la Costa, los niveles bajos de acceso están marcados en 3 horas de viaje (de 0 a 20 puntos), en la Sierra 5 (de 0 a 20 puntos) y la Amazonia 2 (de 0 a 10 puntos) (Figura A3.3).

Las zonas donde los efectos de conversión aún no se expresan (sin presencia de cambio de uso del suelo), correspondientes a zonas de baja accesibilidad, han sido valoradas en niveles intermedios de vulnerabilidad. Para la Costa corresponden a los accesos de 3 a 13,82 horas de viaje (de 40 a 20 puntos), en la Sierra de 5 a

21,46 (de 40 a 20 puntos) y en la Amazonia de 2 a 20 (de 40 a 20 puntos) y de 20 a 30,15 (de 20 a 10 puntos). En los casos de la Sierra y la Costa no se han detectado zonas de baja accesibilidad.

Según esta valoración se considera más vulnerables a los espacios aledaños a zonas naturales (accesibilidad media) por ser las zonas donde actualmente ocurren los mayores procesos de conversión de cobertura vegetal nativa a paisajes antrópicos.

3) Extracción de RRNN no renovables.

Sobre los espacios geográficos concesionados para la extracción de recursos no renovables, específicamente petróleo y materiales minerales. Para el caso del petróleo, se trata de los campos de extracción, y para la minería, las áreas de concesión actual (Ministerio de Energía y Minas 2005; EcoCiencia 2002). Esta valoración es una medida de superficie en cuanto a la vulnerabilidad del terreno respecto al cambio de uso del suelo. No es una medida de la calidad o la tecnología utilizada en la extracción de recursos y probable impacto. El tratamiento de esta variable es por presencia/ausencia. Es decir, los espacios geográficos con presencia de una actividad petrolera o minera, son valorados en 10 puntos.

4) Uso del suelo y estado de la biodiversidad (biovalores).

Para este trabajo se ha utilizado un modelo teórico de evaluación de calidad de la biodiversidad presente por cada unidad de uso del suelo. Los factores de análisis sobre este punto son tanto el tipo de uso del suelo, la intensidad de uso, la técnica de tratamiento del suelo y la región natural del uso del suelo.

En el Ecuador no existe un análisis de estas dimensiones. Para el caso de este estudio se está tomando como base la evaluación de expertos generada por el Sistema de Monitoreo SocioAmbiental de EcoCiencia (2002). Dependiendo de la región natural, el tipo de cultivo o uso del suelo y la probable intensidad de uso, se evalúa el porcentaje de biodiversidad original presente sobre ese espacio geográfico. A esta medida se la ha llamado *biovalores*, y es un componente en la construcción del Índice de Capital Natural, normalmente utilizado para evaluaciones de biodiversidad a nivel mundial (Rivm 2004).

Esta variable expresa el potencial de biodiversidad natural presente por cada tipo de uso del suelo, con un valor mínimo de 0,05 y un máximo de 1,00. En el caso de la Sierra y la Costa se excluyen los valores por debajo de 0,4 y en la Amazonia los valores por debajo de 0,5. Estos valores representan zonas de alta intervención, normalmente relacionados a ciudades, valles poblados y zonas de uso intensivo del suelo. Para la Sierra y la Costa se valoran de 0,4 a 1, en una escala de 30 a 0 puntos, y la Amazonia de 0,5 a 1, en una escala de 30 a 0 puntos (Figura A3.4).

2.2 Índice de vulnerabilidad

Para la definición del mapa final que expresa el índice de vulnerabilidad se utilizó la siguiente ecuación lineal, aplicada en cada uno de las unidades mínimas de 5 km²:

$$IV = dp + ah + er + bv$$

Donde:

IV = Índice de vulnerabilidad.

dp = Densidad poblacional.

ah = Nivel de accesibilidad por horas de viaje.

er = Extracción de recursos naturales no renovables.

bv = Biovalores.

El IV corresponde a la suma de los valores de cada *huella geográfica* en cada hexágono; a mayor valor la vulnerabilidad incrementa y viceversa. Los coeficientes asignados a cada variable, responden a la importancia que cada criterio aporta para la definición de las áreas de interés para este estudio; y son el resultado de algunas pruebas, siendo la seleccionada, aquella que evidenció una mejor homogeneidad espacial y consistencia en el modelo final.

El IV corresponde a la suma de los valores asignados en cada *huella geográfica*, referente a cada hexágono; a mayor valor la vulnerabilidad incrementa y viceversa. El peso relativo de cada huella geográfica se resuelve en la valoración jerárquica, y responde a la importancia que cada criterio aporta para la definición de las áreas de interés para este estudio. Además, es el resultado de algunas pruebas, siendo la seleccionada aquella que evidenció una mejor homogeneidad espacial y consistencia en el modelo final. Así, la valoración final del índice de vulnerabilidad es sobre 100 puntos, y el valor relativo de cada huella es: demográfico y distributivo (20 puntos), accesibilidad (40 puntos), extracción de RRNN (10 puntos) y biovalores (30 puntos).

3. Tablas y Figuras

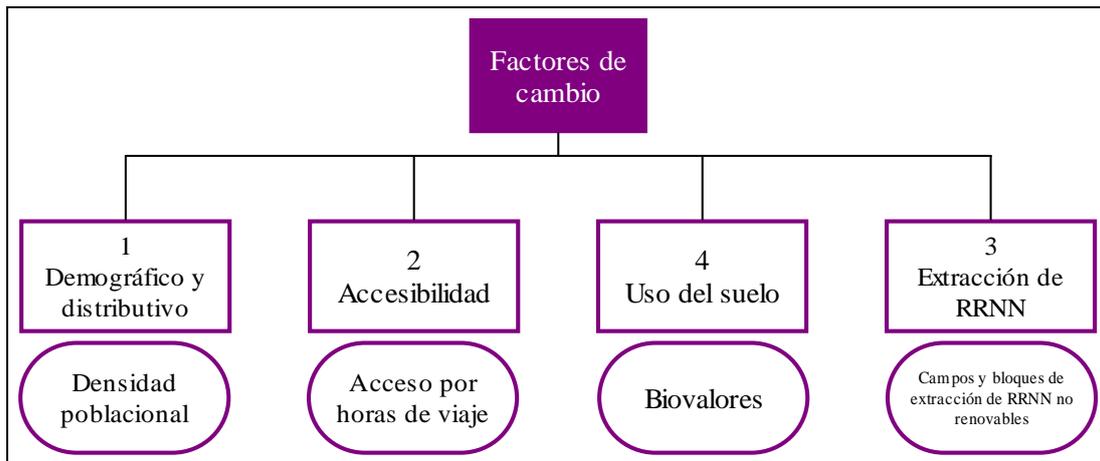


Figura A3.1. Esquema de construcción del índice de vulnerabilidad.

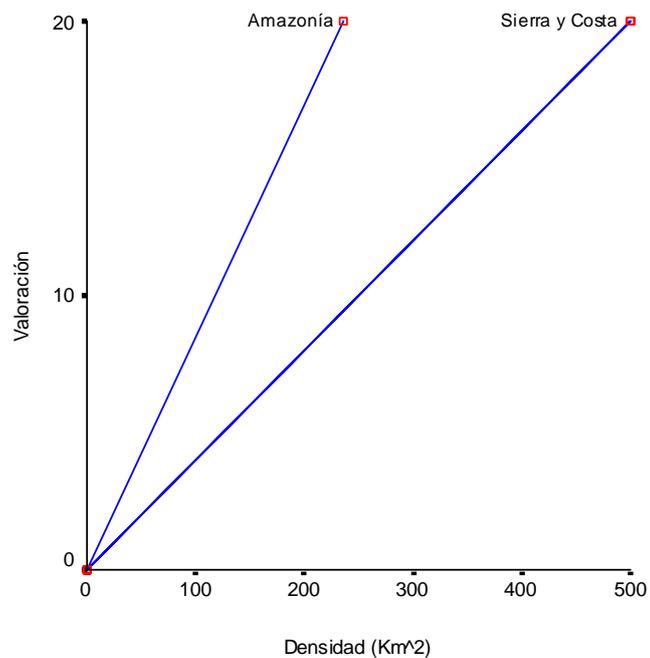


Figura A3.2. Valoración jerárquica de la densidad poblacional por sub-región.

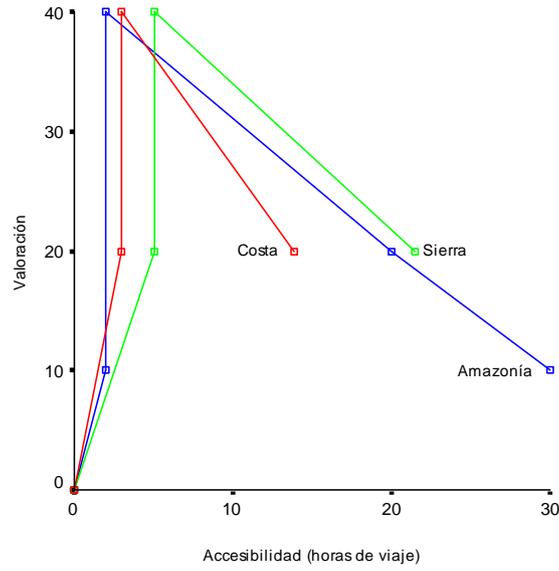


Figura A3.3. Valoración jerárquica de la accesibilidad.

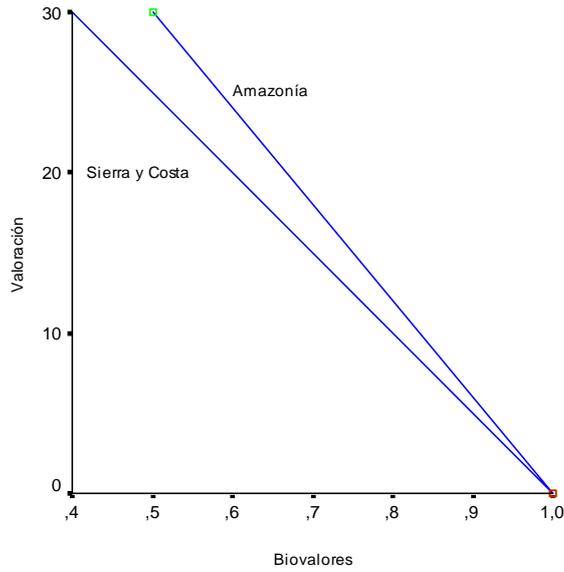


Figura A3.4. Valoración jerárquica del uso del suelo y el estado de la biodiversidad relacionado.

Anexo 5

Nivel de remanencia, representación dentro del SNAP y metas de conservación para los indicadores de la biodiversidad en el Ecuador continental; (a) Sierra, (b) Costa, (c) Amazonia.

(a) Sierra

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
ave_01	1.584.925	714.125	45,06	424.536	109.375	25,76
ave_02	448.225	227.750	50,81	123.599	61.675	49,90
ave_03	942.250	396.375	42,07	246.307	70.350	28,56
ave_04	57.125	32.850	57,51	18.941	20.600	108,76
ave_05	1.078.725	545.400	50,56	392.502	475	0,12
ave_07	386.575	270.125	69,88	100.247	118.175	117,88
ave_08	95.950	45.075	46,98	26.017	-	0,00
ave_09	984.925	516.875	52,48	401.103	50	0,01
ave_10	177.900	51.125	28,74	37.902	19.525	51,51
ave_101	1.256.100	926.125	73,73	311.575	325.550	104,49
ave_102	609.300	515.125	84,54	123.170	255.225	207,21
ave_103	24.950	10.325	41,38	6.480	-	0,00
ave_104	786.575	472.400	60,06	217.058	67.450	31,07
ave_11	719.700	377.875	52,50	289.361	-	0,00
ave_12	310.475	145.600	46,90	84.148	-	0,00
ave_13	528.725	198.675	37,58	131.486	66.650	50,69
ave_14	1.249.850	933.700	74,70	305.932	379.375	124,01
ave_15	1.871.825	1.171.400	62,58	511.637	329.530	64,41
ave_16	415.950	86.425	20,78	73.309	30.100	41,06
ave_17	131.925	74.175	56,23	47.164	-	0,00
ave_18	1.245.250	435.075	34,94	333.175	121.525	36,47
ave_19	876.425	292.650	33,39	204.702	96.000	46,90
ave_20	313.850	120.450	38,38	78.846	55.350	70,20
ave_21	525.700	274.375	52,19	145.493	90.475	62,19
ave_22	729.325	375.275	51,46	201.487	55.450	27,52
ave_23	358.850	95.000	26,47	73.068	24.800	33,94
ave_24	790.750	417.500	52,80	301.638	75	0,02
ave_26	448.475	301.050	67,13	192.881	-	0,00
ave_27	321.400	220.025	68,46	138.031	-	0,00
ave_28	449.600	198.225	44,09	119.569	81.200	67,91
ave_29	214.075	98.700	46,11	57.745	47.600	82,43
ave_30	494.225	421.875	85,36	97.770	147.900	151,27
ave_31	1.067.400	788.550	73,88	264.257	294.725	111,53
ave_32	204.550	92.150	45,05	54.788	43.075	78,62
ave_33	226.375	153.750	67,92	59.768	52.350	87,59
ave_34	108.100	36.925	34,16	25.573	1.250	4,89
ave_36	982.650	557.075	56,69	272.844	100.100	36,69
ave_37	459.250	318.925	69,44	119.596	168.675	141,04
ave_38	1.362.850	729.200	53,51	378.054	404.375	106,96
ave_39	10.550	9.075	86,02	2.049	3.775	184,20
ave_40	582.050	355.425	61,06	178.244	-	0,00
ave_41	1.061.575	772.475	72,77	266.580	368.310	138,16
ave_42	351.775	277.900	79,00	80.315	112.175	139,67
ave_43	630.275	437.425	69,40	164.201	53.800	32,76
ave_44	316.825	138.000	43,56	83.902	51.550	61,44
ave_45	305.125	138.700	45,46	81.956	39.325	47,98
ave_46	1.628.000	717.375	44,06	432.876	79.050	18,26
ave_48	199.900	102.425	51,24	55.192	30.200	54,72
ave_49	588.225	368.975	62,73	161.309	-	0,00

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
ave_50	259.950	173.775	66,85	100.182	-	0,00
ave_51	216.925	112.925	52,06	60.018	41.175	68,60
ave_52	1.683.550	815.175	48,42	595.600	16.450	2,76
ave_53	544.775	301.875	55,41	220.525	-	0,00
ave_54	1.438.575	527.625	36,68	375.717	142.530	37,94
ave_55	1.751.650	769.700	43,94	466.467	22.275	4,78
ave_56	610.775	344.325	56,38	232.480	-	0,00
ave_57	248.400	153.300	61,71	68.152	33.475	49,12
ave_58	92.675	92.100	99,38	9.724	23.975	246,55
ave_59	4.939.550	1.295.425	26,23	989.666	89.175	9,01
ave_61	557.675	351.250	62,98	152.140	65.200	42,86
ave_62	496.075	289.975	58,45	49.608	-	0,00
ave_63	61.950	57.475	92,78	26.107	-	0,00
ave_64	202.125	33.975	16,81	26.132	15.100	57,78
ave_65	451.600	207.950	46,05	121.770	76.775	63,05
ave_66	114.500	61.750	53,93	47.559	-	0,00
ave_67	326.075	122.475	37,56	81.073	66.450	81,96
ave_68	759.750	425.650	56,03	309.106	125	0,04
ave_69	490.425	188.450	38,43	150.182	-	0,00
ave_70	1.109.850	821.825	74,05	274.132	112.955	41,20
ave_71	523.775	147.575	28,18	118.545	62.825	53,00
ave_72	2.395.100	1.730.475	72,25	605.224	587.185	97,02
ave_73	1.265.525	767.775	60,67	348.557	127.850	36,68
ave_74	894.600	455.025	50,86	246.727	40.250	16,31
ave_76	1.204.900	434.000	36,02	327.085	98.325	30,06
ave_77	91.825	21.875	23,82	14.900	13.100	87,92
ave_78	861.600	440.000	51,07	237.772	60.975	25,64
ave_79	123.725	76.575	61,89	33.921	-	0,00
ave_80	1.414.750	519.725	36,74	392.757	110.075	28,03
ave_81	17.675	15.450	87,41	11.906	-	0,00
ave_82	662.875	399.275	60,23	232.512	-	0,00
ave_83	459.150	283.475	61,74	125.962	20.575	16,33
ave_84	431.750	243.150	56,32	119.908	31.350	26,15
ave_85	961.800	763.325	79,36	218.099	287.900	132,00
ave_86	1.625.925	1.171.725	72,07	411.760	440.900	107,08
ave_87	593.025	437.050	73,70	147.161	83.000	56,40
ave_88	1.112.175	822.950	73,99	274.905	566.235	205,97
ave_90	349.600	154.125	44,09	92.972	53.875	57,95
ave_91	443.450	216.050	48,72	121.316	62.600	51,60
ave_93	55.700	11.225	20,15	9.189	25	0,27
ave_94	475	400	84,21	229	-	0,00
ave_96	521.425	326.500	62,62	142.500	-	0,00
ave_97	370.400	68.275	18,43	56.328	23.025	40,88
ave_98	515.000	314.900	61,15	141.607	-	0,00
ave_99	2.366.675	1.047.575	44,26	747.795	126.625	16,93
ara_01	1.404.600	601.000	42,79	328.539	248.605	75,67
ara_02	314.475	229.175	72,88	78.864	38.975	49,42
ara_03	28.575	19.900	69,64	6.416	5.625	87,67
ara_04	1.182.050	711.725	60,21	326.041	169.575	52,01
ara_05	988.500	744.725	75,34	239.764	243.050	101,37
ara_06	1.045.350	708.950	67,82	276.225	121.725	44,07
ara_07	311.575	152.100	48,82	85.275	42.350	49,66
ara_08	222.675	40.550	18,21	33.904	15.725	46,38
ara_09	648.675	314.225	48,44	177.232	117.975	66,57
ara_11	298.275	65.075	21,82	52.297	25.675	49,09
ara_12	530.975	139.225	26,22	104.225	71.700	68,79
ara_14	504.850	143.875	28,50	101.633	45.100	44,38
ara_16	1.313.700	985.975	75,05	319.969	393.725	123,05
ara_17	254.250	45.450	17,88	37.899	12.950	34,17

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
ara_18	164.100	140.025	85,33	32.491	50	0,15
ara_19	1.675.675	1.072.525	64,01	454.697	350.550	77,10
ara_20	427.075	109.025	25,53	85.077	42.825	50,34
ara_21	227.500	53.175	23,37	41.989	7.925	18,87
eri_01	577.850	265.075	45,87	155.638	105.200	67,59
eri_03	325.475	193.225	59,37	89.984	23.525	26,14
eri_06	233.900	178.025	76,11	56.077	41.550	74,09
eri_07	2.251.800	1.533.100	68,08	593.693	540.715	91,08
eri_08	484.625	358.025	73,88	119.978	268.625	223,90
eri_09	120.750	83.125	68,84	31.624	23.800	75,26
eri_10	1.427.500	873.650	61,20	392.433	124.750	31,79
eri_11	99.100	76.625	77,32	8.987	36.225	403,10
eri_12	258.125	117.450	45,50	69.353	29.950	43,18
eri_13	399.750	201.925	50,51	71.484	25.075	35,08
eri_14	143.075	69.800	48,79	25.553	47.325	185,20
eri_15	9.500	1.775	18,68	771	450	58,35
eri_16	558.525	303.600	54,36	96.081	174.450	181,57
eri_17	498.050	120.025	24,10	29.405	34.350	116,82
eri_18	295.500	8.275	2,80	1.788	6.050	338,40
eri_19	558.525	460.475	82,44	118.801	295.525	248,76
eri_20	503.725	385.275	76,49	117.043	87.100	74,42
eri_22	226.725	215.800	95,18	73.964	67.550	91,33
eri_23	3.395.900	218.700	6,44	102.232	94.125	92,07
eri_24	313.850	181.275	57,76	116.098	79.750	68,69
eri_25	1.203.850	106.675	8,86	61.503	25.025	40,69
eri_26	2.411.375	1.877.325	77,85	943.283	736.130	78,04
eri_27	861.600	268.875	31,21	61.565	138.300	224,64
eri_29	1.203.850	675.250	56,09	334.372	106.425	31,83
eri_30	2.411.375	1.592.825	66,05	645.904	477.060	73,86
mel_01	243.150	131.250	53,98	67.487	6.500	9,63
mel_02	1.716.050	1.080.750	62,98	468.170	476.925	101,87
mel_03	89.425	73.525	82,22	19.118	15.700	82,12
orc_01	1.095.350	702.175	64,11	297.058	233.525	78,61
orc_02	565.475	409.100	72,35	142.728	81.850	57,35
orc_03	163.675	70.225	42,91	43.108	18.450	42,80
orc_04	1.313.825	815.725	62,09	359.906	359.025	99,76
orc_05	246.625	149.125	60,47	67.972	24.900	36,63
orc_06	259.500	187.775	72,36	65.488	84.025	128,31
orc_07	319.650	237.225	74,21	78.776	89.675	113,84
orc_08	1.501.175	995.150	66,29	401.421	239.600	59,69
orc_09	784.400	551.325	70,29	202.570	147.675	72,90
orc_10	361.675	240.975	66,63	96.475	115.125	119,33
orc_11	216.550	163.125	75,33	52.533	91.900	174,94
orc_12	306.125	157.650	51,50	84.581	12.475	14,75
pip_01	237.575	122.325	51,49	65.639	39.775	60,60
pip_02	354.600	166.400	46,93	96.123	57.450	59,77
sol_01	711.050	436.150	61,34	195.373	67.775	34,69
sol_03	1.158.950	282.500	24,38	220.525	47.325	21,46
sol_04	47.650	44.075	92,50	7.384	4.450	60,27
175	569.950	374.150	65,65	153.248	-	-
177	7.425	1.550	20,88	1.259	375	29,79
178	566.925	136.475	24,07	106.907	5.300	4,96
180	456.250	216.625	47,48	124.047	1.100	0,89
181	49.625	23.950	48,26	13.547	-	-
182	31.525	9.975	31,64	7.134	1.525	21,38
184	234.325	178.575	76,21	56.095	22.125	39,44
185	58.150	52.400	90,11	9.903	15.450	156,01
186	1.531.625	1.171.775	76,51	364.952	428.855	117,51
187	400.425	333.800	83,36	83.366	186.800	224,07

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
188	154.375	74.025	47,95	42.079	30.000	71,30
189	18.975	18.500	97,50	2.267	18.150	800,69
190	44.825	42.900	95,71	5.948	75	1,26
191	16.300	15.175	93,10	2.460	-	-
193	8.325	8.300	99,70	852	3.075	360,73
194	1.010.750	718.475	71,08	258.830	264.625	102,24
195	615.425	377.525	61,34	169.096	194.000	114,73
196	418.850	289.150	69,03	109.499	163.750	149,55
197	1.389.350	681.925	49,08	380.691	134.600	35,36
198	528.700	190.350	36,00	128.671	39.200	30,47
199	403.800	103.050	25,52	79.381	16.525	20,82
200	833.175	274.400	32,93	193.070	129.155	66,90
201	16.175	5.525	34,16	3.827	-	-
203	620.025	204.300	32,95	147.002	9.525	6,48
204	575.650	466.750	81,08	126.144	99.200	78,64
205	11.125	11.100	99,78	1.132	8.300	732,92
206	29.750	21.125	71,01	7.625	175	2,30
207	925	425	45,95	249	150	60,18

(b) Costa

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
ave_99	6.051.400	1.629.050	26,92	1.162.872	137.500	11,82
ave_97	433.100	87.950	20,31	72.560	14.900	20,53
ave_94	925.475	440.375	47,58	251.709	9.175	3,65
ave_82	2.386.600	1.015.900	42,57	591.595	53.500	9,04
ave_81	3.473.525	874.300	25,17	673.762	45.750	6,79
ave_80	2.080.175	428.950	20,62	324.158	53.700	16,57
ave_77	460.875	173.950	37,74	118.482	8.175	6,90
ave_76	1.530.750	314.800	20,57	237.250	45.100	19,01
ave_71	1.937.475	390.375	20,15	313.584	31.725	10,12
ave_69	4.915.725	1.031.350	20,98	821.915	98.950	12,04
ave_68	4.807.750	1.268.125	26,38	920.909	80.275	8,72
ave_66	4.340.375	1.075.825	24,79	828.579	104.800	12,65
ave_64	1.044.100	285.675	27,36	219.728	17.575	8,00
ave_63	843.125	491.375	58,28	223.196	22.450	10,06
ave_56	2.906.750	925.200	31,83	624.674	55.475	8,88
ave_55	368.350	158.300	42,98	95.936	1.900	1,98
ave_54	378.250	53.575	14,16	38.150	7.300	19,13
ave_53	3.334.925	859.800	25,78	628.100	48.450	7,71
ave_52	4.193.475	943.750	22,51	689.542	84.975	12,32
ave_50	2.078.575	926.625	44,58	534.201	41.900	7,84
ave_49	377.150	234.725	62,24	102.618	18.775	18,30
ave_40	761.350	388.675	51,05	194.919	43.450	22,29
ave_27	1.908.625	703.350	36,85	441.241	38.000	8,61
ave_26	2.999.500	1.075.475	35,86	689.052	71.800	10,42
ave_25	151.025	73.150	48,44	41.262	75	0,18
ave_24	4.243.725	1.134.875	26,74	819.931	108.125	13,19
ave_23	2.224.025	567.550	25,52	436.523	80.575	18,46
ave_18	1.773.150	350.425	19,76	268.351	71.275	26,56
ave_17	2.151.975	849.925	39,50	540.422	50.225	9,29
ave_16	2.605.600	423.100	16,24	358.887	14.350	4,00

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
ave_11	3.938.300	834.450	21,19	638.988	49.475	7,74
ave_09	4.616.675	877.200	19,00	680.721	92.975	13,66
ave_06	2.463.300	989.675	40,18	631.817	57.600	9,12
ave_05	5.133.675	1.389.700	27,07	1.000.110	113.425	11,34
ave_04	954.450	443.050	46,42	255.459	28.025	10,97
ara_20	58.550	58.550	100,00	61.246	4.775	7,80
ara_17	758.800	141.550	18,65	117.785	12.250	10,40
ara_15	334.225	334.225	100,00	244.659	64.400	26,32
ara_14	258.150	258.150	100,00	198.080	12.475	6,30
ara_13	297.250	297.250	100,00	389.458	65.350	16,78
ara_12	653.575	191.650	29,32	141.072	8.850	6,27
ara_03	18.025	18.025	100,00	3.339	1.225	36,68
ara_01	360.875	360.875	100,00	128.758	16.275	12,64
eri_24	234.850	234.850	100,00	150.411	6.550	4,35
203	205.300	53.100	25,86	38.208	6.325	16,55
18	1.025	1.025	100,00	103	0	0,00
17	8.950	7.700	86,03	1.738	0	0,00
16	37.700	35.725	94,76	5.287	0	0,00
15	38.850	38.425	98,91	4.221	0	0,00
13	322.550	1.725	0,53	1.713	25	1,46
11	215.550	120.050	55,69	59.875	11.075	18,50
10	245.975	97.175	39,51	62.624	27.900	44,55
9	157.475	157.125	99,78	16.027	62.625	390,75
8	49.750	35.850	72,06	12.600	5.650	44,84
7	5.500	5.475	99,55	570	0	0,00
6	359.275	53.150	14,79	46.073	11.025	23,93
5	341.225	215.500	63,15	93.011	2.300	2,47
4	164.700	35.925	21,81	28.873	2.425	8,40
3	851.700	46.000	5,40	43.764	0	0,00
2	273.950	182.100	66,47	73.159	16.250	22,21
1	3.125.225	759.700	24,31	593.155	22.625	3,81

(c) Amazonia

Nombre	Dist. Pot. (ha)	Dist. Rem. (ha)	Dist. Rem. (%)	Meta de conservación (ha)	Meta en el SNAP (ha)	Meta en el SNAP (%)
231	1.540.735	1.138.640	73,90	381.300	333.875	87,56
232	3.016.977	2.892.925	95,89	396.349	555.300	140,10
233	568.078	496.040	87,32	106.215	-	0,00
532	278.405	212.001	76,15	66.708	31.575	47,33
536	1.132.896	1.119.789	98,84	123.634	403.400	326,29
538	546.299	545.763	99,90	55.021	310.550	564,42
552	35.114	3.161	9,00	9.259	2.900	31,32
900	266.004	188.583	70,89	67.644	20.247	29,93