

Análisis de
vacíos y áreas prioritarias
para la conservación de la
biodiversidad en el
Ecuador continental

LECA
Departamento de Humedales
Fundación EcoCiencia
Telf.: 02 2 522999 - 545999



Índice

Presentación	7
Resumen ejecutivo	9
Introducción	13
Identificación de vacíos y áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad terrestre en el Ecuador continental	15
Identificación de vacíos y áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad de la plataforma marina del Ecuador continental	37
Reflexiones sobre la planificación para la conservación en el Ecuador continental	59
Anexos	69
Figuras	78





La conservación del patrimonio natural del Ecuador es una tarea compleja, visionaria y fundamental para asegurar la vida en todas sus manifestaciones. El papel clave de las áreas protegidas en la conservación y uso sostenible de la biodiversidad es un elemento central de las estrategias, planes y políticas del Ministerio del Ambiente del Ecuador. Creemos que un sistema de áreas protegidas bien diseñado y manejado asegura la conservación de nuestro patrimonio, así como su posibilidad para continuar entregando bienes y servicios a amplios sectores de la sociedad.

Me es grato presentar a ustedes este libro que resume los resultados del análisis de vacíos del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador, estudio que contribuye efectivamente a incrementar el nivel de conocimiento e información disponible para el manejo y conservación de la biodiversidad de nuestro país. Su trascendencia radica en el aprovechamiento del documento como una herramienta que guía la política del Ministerio del Ambiente frente al Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

El estudio desarrollado tiene como objetivo principal la identificación de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental, señalando aquellas zonas prioritarias que no están cubiertas actualmente por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Consecuentemente constituye una base científica que nos permite mirar al futuro, para promover y alimentar procesos de diálogo que aporten a la toma de decisiones, así como al diseño de esquemas que permitan mantener estos recursos estratégicos para las próximas generaciones.

Esta publicación es el resultado de una cooperación exitosa entre el Gobierno del Ecuador y la sociedad civil, a través del concurso de una serie de organizaciones que se han comprometido a apoyar al país en el cumplimiento de los compromisos adquiridos dentro del marco del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del Convenio sobre la Diversidad Biológica.

Expreso mi agradecimiento a los funcionarios y funcionarias de la Dirección Nacional de Biodiversidad, Áreas Protegidas y Vida Silvestre que participaron estrechamente en el proceso, así como a las siguientes organizaciones que hicieron posible la publicación de este documento: EcoCiencia, Instituto Nazca de Investigaciones Marinas, The Nature Conservancy, Conservación Internacional, Proyecto GEF: Ecuador Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Aves & Conservación y BirdLife International.

El Ministerio del Ambiente confía en que los resultados y recomendaciones aquí presentados sienten las bases para nuevos desafíos y oportunidades para la gestión ambiental en el Ecuador. El propósito de fortalecer y avanzar en la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas nos compromete a todos los ecuatorianos y ecuatorianas a hacer el mayor esfuerzo para alcanzar los retos planteados.

Anita Albán Mora
Ministra del Ambiente
República del Ecuador





Esta publicación contiene el resumen de dos estudios que se enmarcan en el cumplimiento del Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), aprobado por la Séptima Conferencia de las Partes (COP-7), realizada en Kuala Lumpur (Malasia) en febrero de 2004.

Ambos estudios identifican los vacíos y prioridades de conservación de la biodiversidad del Ecuador continental. Unos de ellos (primer capítulo) se concentra en la biodiversidad terrestre, y el otro (segundo capítulo) se encarga de la biodiversidad marino-costera. En el tercer capítulo se contextualizan los resultados y conclusiones de ambos estudios dentro de una visión más amplia que incluye consideraciones políticas y metodológicas.

La identificación de prioridades para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental parte de un enfoque geográfico de planificación, el cual procura definir áreas prioritarias basadas en el estado actual de la biodiversidad, su representatividad dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas e información sobre variables relevantes para su persistencia en el futuro.

La metodología aplicada en el estudio terrestre comprende cuatro pasos generales: 1) Selección y mapeo de indicadores de biodiversidad, 2) Definición de metas de conservación para los indicadores seleccionados, 3) Identificación de los vacíos de conservación comparando las metas de conservación con lo que se encuentra actualmente protegido para cada indicador, y 4) Priorización de los vacíos basándose en qué tan irremplazables y vulnerables son las diferentes áreas.

Por su parte, el estudio marino aplicó los siguientes pasos: 1) Establecer un mapa de la distribución de la biodiversidad. 2) Determinar qué tan aptas son las diferentes zonas marino-costeras para llevar a cabo estrategias de conservación. 3) Definir metas de conservación. 4) Priorizar unas zonas por sobre el resto.

Para el estudio terrestre se dividió al Ecuador continental en tres regiones: Costa, Sierra y Amazonia. Los indicadores de biodiversidad empleados para la Costa y Sierra incluyeron ecosistemas y un grupo de especies representativas de aves y plantas vasculares. Para la Amazonia se emplearon únicamente ecosistemas, debido a que la información disponible sobre especies es deficiente. Para determinar el grado de representatividad de cada indicador en el SNAP se definió 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 se utilizó un algoritmo de optimización (del paquete informático SITES). Una vez que los vacíos de conservación fueron identificados, se empleó las categorías de áreas irremplazables y vulnerables para identificar áreas que necesitan atención prioritaria en términos de conservación.

Aunque cerca del 17% del territorio continental del Ecuador se encuentra dentro del SNAP, la representación de los indicadores de la biodiversidad seleccionados tiende a ser deficiente. Así, se concluyó que varios sistemas ecológicos no tienen una representación adecuada o están ausentes por completo del SNAP, de manera especial en la Costa, los Andes australes y la Amazonia sur.

Los vacíos más importantes en la Costa son:

- 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.
- La cordillera costera de Jama (en la provincia de Manabí), que marca la transición entre los sistemas muy húmedos del Pacífico con los estacionales y deciduos de la Costa central.
- El área que mantiene la conectividad a lo largo de la cordillera de Chongón-Colonche tomando como punto de partida, en el norte, al Parque Nacional Machalilla, y en el sur, a los manglares del Salado.
- La isla Puná

Los vacíos más importantes en la Sierra son:

- Los sistemas de piedemonte del Pacífico, los sistemas de valles y colinas interandinas, y las cabeceras de los ríos Mira, Canumbí y San Juan. Todos estos localizados alrededor de la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas.
- Las serranías de Mindo-Nambillo.
- Los bosques montanos interandinos que lindan con el norte de la Reserva Ecológica Cayambe-Coca.
- La periferia de las Reservas Ecológicas Antisana y Cayambe-Coca y de los Parques Nacionales Sumaco-Napo-Galeras y Llanganates.
- Las áreas colindantes al Parque Nacional Podocarpus, sobretodo hacia la cuenca del río Nangaritzza.
- Las serranías del Cóndor y Kutukú.

Los vacíos más importantes en la Amazonia son:

- Los bosques piemontanos en los límites inferiores de las Reservas Ecológicas Cayambe-Coca y Cofán-Bermejo y del Parque Nacional Sumaco-Napo-Galeras.
- El cono de esparcimiento del Pastaza.

No obstante, para la aplicación de los resultados del estudio terrestre se debe considerar que en el contexto socioeconómico y político actual del Ecuador es poco probable la incorporación de nuevas áreas al SNAP bajo las categorías vigentes o la modificación de las superficies de las reservas existentes. Por ello es necesario buscar alianzas estratégicas con gobiernos seccionales, pueblos indígenas, propietarios privados, entre otros.

Adicionalmente, es recomendable aplicar planes de conservación a pequeña escala (sitios específicos o micro-regiones), ya que este tipo de aplicaciones constituyen herramientas para disminuir la incertidumbre asociada con la toma de decisiones de manejo y proporcionan una forma sistemática de descripción y análisis de las fuentes de incertidumbre.

Para el estudio marino se analizaron los siguientes parámetros:

- Distribución de la biodiversidad. Para ello se tomó en cuenta la ubicación de las Unidades Ecológicas Marinas (UEMs), éstas son conjuntos de ecosistemas marino-costeros. Además se cartografió la distribución de ecosistemas, comunidades y especies.
- Identificación de las áreas más aptas para la conservación de la biodiversidad marino-costera. Para esto se establecieron amenazas y factores positivos; todos estos fueron cartografiados. Además de su ubicación, se ponderó su grado de incidencia. La información obtenida ayudó a producir un mapa de aptitud.
- Metas de conservación. En este estudio, las metas de conservación están dadas para cada ecosistema, comunidad o especie, dependiendo de su distribución actual, su abundancia y su estado de conservación.

Los tres parámetros mencionados sirvieron para establecer un conjunto de áreas prioritarias (llamado portafolio). Este proceso requirió del empleo del algoritmo del paquete informático SITES. El portafolio recomendado abarca 933.450 ha, y constituye el 30% del área costera restringida a la plataforma continental (hasta 200 m de profundidad). Dicho conjunto está compuesto por 25 bloques: 11 en la zona tropical y 14 en la mixta. Cabe anotar que la mayor parte del mar territorial ecuatoriano aún permanece inexplorado.

Las áreas prioritarias marinas se encuentran distribuidas a lo largo de toda la costa del Ecuador. Entre ellas, se reconocen cinco con mayor importancia para iniciar procesos de manejo y conservación. Una primera aproximación a la creación de un subsistema marino del SNAP debería enfocarse en las siguientes zonas:

- San Lorenzo (Reserva Ecológica Cayapas-Mataje), donde se requiere incrementar el área correspondiente a varios ecosistemas submareales, principalmente aquellos relacionados a fondos de limo.
- Galera-Muisne, donde se requiere la creación de una zona de conservación que principalmente guarde recursos relacionados con fondos duros submareales e intermareales rocosos.
- Isla de la Plata (Parque Nacional Machalilla), donde se requieren acciones de manejo y control que garanticen la protección total de los últimos ecosistemas coralinos del Ecuador y la conservación de fondos rocosos.
- Zona marina del Parque Nacional Machalilla, donde se requiere la ampliación de la zona marina del parque, hacia los bajos de Cantagallo y Cope, además de otros islotes cercanos. También se deben reforzar acciones de manejo y control sobre los recursos, principalmente submareales rocosos y arrecifes coralinos.
- Santa Elena, donde se requiere la creación de una área de conservación que asegure el mantenimiento de recursos tanto intermareales como submareales rocosos y de aguas profundas.

Los resultados expuestos en los estudios terrestre y marino identifican zonas que, de ser protegidas con efectividad, permitirían que el Estado logre conservar gran parte de los ecosistemas y especies que habitan en el territorio nacional, es decir, que el conjunto de territorios protegidos logre una adecuada representatividad de la biodiversidad del Ecuador. Sin embargo, para lograr dicha efectividad, es necesario reflexionar sobre algunos acuerdos mínimos:

- El fortalecimiento del Estado en tanto gestor principal de un modelo de desarrollo social que mire a la biodiversidad como un recurso estratégico. Para ello es necesaria la promoción de una política estatal a largo plazo.
 - Fortalecimiento del capital humano del Ministerio del Ambiente.
 - Replantear el rol del MAE como diseñador y regulador de una política pública que integre la consecución de metas de conservación e impulse un adecuado manejo de las áreas protegidas a través de alianzas estratégicas con comunidades y gobiernos locales, ONG, otras instancias de la sociedad civil y el sector productivo.
 - Compatibilizar las metas de conservación de las áreas protegidas con las necesidades de desarrollo de las poblaciones locales y la sociedad en general.
 - Ampliar el enfoque y alcance de las acciones de conservación promovidas por las agencias internacionales, las organizaciones no gubernamentales y el MAE con el fin de diseñar y promover acciones a mediano y largo plazo.
 - El Estado debe adoptar una política que garantice fondos para investigaciones sobre conservación, bajo el entendimiento de que esta es una inversión esencial para generar acciones efectivas en esta área.
 - La inclusión de los ambientes marinos-costeros en las políticas de conservación es prioritaria para todo el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, sin embargo este proceso requiere urgentemente la solución de varios vacíos de carácter legal y administrativo.
- " Los vacíos de conservación identificados -terrestres y marinos- deben ser un punto referencial para poner en práctica las recomendaciones mencionadas en esta lista.

En virtud de lo dicho, se hacen las siguientes recomendaciones para diseñar estrategias de conservación efectivas para los vacíos identificados:

- Entender los procesos históricos, culturales e institucionales que regulan el acceso a los recursos naturales a múltiples escalas.
- Considerar el análisis de los procesos de cambio del uso y cobertura del suelo en las áreas prioritarias identificadas.
- Tomar en cuenta los procesos de toma de decisiones por los actores locales y los factores estructurales que influyen en el mantenimiento de los bienes y servicios ambientales y en la sustentabilidad de los sistemas productivos dependientes de ellos.



Introducción



Francisco Cuesta-Camacho¹, Manuel Peralvo²,
Soledad Luna³ y Felipe Campos Yáñez⁴

Todas las especies existentes están destinadas a desaparecer. Por medio de efectos evolutivos y cambios en el ambiente, la Tierra mantiene un proceso de extinción continua, que a la par, propicia el surgimiento de nuevas formas de vida que ocupan los nichos y hábitats dejados por sus predecesoras. Como resultado de ambos procesos, se estima que en la actualidad subsiste menos del 1% del total de las especies que han existido (Slobodkin 1986).

El planeta ha atravesado por períodos con tasas altas de especiación, cíclicamente interrumpidos por dos tipos de eventos: los que han provocado reducciones mínimas en dichas tasas y los que han generado extinciones masivas. El análisis de los registros fósiles muestra la ocurrencia de nueve extinciones de este segundo tipo. En gran medida, cuatro de aquellas han sido causadas por el ser humano (Wilson 1989; Diamond 2005). El caso más evidente de este hecho es la desaparición abrupta de más del 80% de la megafauna existente en Australia y América a partir del establecimiento de las primeras colonias humanas, o la extinción de grandes colonias de aves marinas en la Polinesia luego del fenómeno (Primack 1993; Diamond 2005).

En los últimos 400 años, el ser humano ha originado una serie de cambios profundos en el paisaje de la Tierra que han causado serios impactos en los ecosistemas, comunidades y sus especies asociadas. En los bosques tropicales, entre 1980 y 1990, un aproximado de 15 millones de hectáreas fueron deforestadas anualmente y la tasa de deforestación promedio llegó a 0,8% por año (FAO 2001). En la década siguiente (período 1990-2000), la pérdida de bosques tropicales disminuyó a cerca de 12 millones de hectáreas por año, a una tasa anual de 0,6%. No obstante existen diferencias regionales sustanciales (FAO 2001); por ejemplo, en el Ecuador durante los mismos períodos se han reportado tasas anuales que fluctúan entre 1,8% en la década de los 80 y 1,2% en los 90 (FAO 2001).

Un estudio desarrollado por el World Monitoring Center (1992) estimó que más del 76% de la totalidad mundial de especies amenazadas o en peligro de extinción se ven afectadas por la deforestación tropical. Incluso las especies que no presentan un peligro inmediato y evidente sufren un proceso continuo de erosión genética y contracción de su rango de distribución debido a la reducción y aislamiento de sus poblaciones (Primack 1993).

Así también, las actividades pesqueras sin control han llevado a que en 2002 el 72% del stock pesquero se explote a una tasa mayor a la de su capacidad de recuperación. La pesca incidental, que se refiere a la captura de especies para las cuales el arte de pesca no está dirigido, constituye al menos una cuarta parte de la captura total, y en su mayoría es desechada. Sin embargo, la actividad pesquera da trabajo a cerca de 200 millones de personas al rededor del mundo, por lo que representa una de las actividades económicas más importantes para varios países. Por otro lado, la disminución del recurso pesquero pone en riesgo la seguridad alimenticia mundial.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) estima que la tasa de extinción es 100 a 200 veces mayor a la que se daría sin la intervención humana, con una mayor concentración de pérdidas en islas y sistemas de agua dulce (CBD 2001). La Evaluación Ecosistémica del Milenio es aún más pesimista y proyecta una tasa de extinción mil veces mayor a la que se hubiese dado sin la incidencia del ser humano (MEA 2005).

El Ecuador, uno de los 17 países megadiversos del mundo, es el lugar con mayor concentración de especies del planeta. Se estima que posee entre el 5 y el 10% de la biodiversidad global. Sin embargo, solamente se conoce el estado de conservación de menos del 2% de la biodiversidad nacional. Como ejemplo de la situación de la conservación en el país, podemos mencionar que de las 4.000 especies de anfibios que existen en el mundo, más de 450 están en Ecuador, y de ellas, se estima que más del 30% se encuentran amenazadas. De igual manera, de las 4.011 espe-

¹ PPA-CODESAN P.O. Box. 17-21-977 Correo electrónico: f.cuesta@cgjar.org

² EcoCiencia. P.O. Box. 17-12-257. Correo electrónico: ecologia@ecociencia.org y The University of Texas at Austin. Correo electrónico: peralvomf@mail.utexas.edu

³ y ⁴ Instituto NAZCA de Investigaciones Marinas. La Rábida # 250 y La Niña. Correo electrónico: fcampos@interactive.net.ec

cies endémicas de plantas vasculares existentes en el país, el 75% se encuentran fuera del Sistema Nacional de Áreas Protegidas.

La alta diversidad ambiental sumada al devenir histórico del país han promovido el desarrollo de un conjunto igualmente diverso de estrategias de producción. Éstas, a su vez, han provocado diversas consecuencias sociales, económicas y ambientales relacionadas con los modos específicos de ocupación territorial.

El establecimiento y evolución de un modelo agro-exportador de gran escala en la Costa central y sur, la deforestación asociada con la extracción de madera en el noroeste de la Costa, la redistribución del uso y tenencia de la tierra con fines agrícolas y ganaderos en la región andina, y la construcción de la infraestructura vial y la explotación petrolera en la Amazonía centro-norte han desencadenado intensos procesos de cambios ambientales y pérdida asociada de biodiversidad.

En contraste, la porción suroriental de la Amazonía 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 (como los territorios achuar y shiwiari). No obstante, esta región, así como parte de la Sierra austral, se encuentra seriamente amenazada por concesiones mineras e infraestructura vial asociada. En esta zona, uno de los procesos más importantes para la conservación ha sido la consolidación y legalización de territorios ancestrales, asociados a un marco más general de afirmación de los derechos indígenas en el Ecuador (Caviedes y Knapp 1995; Whitten 2003).

En este escenario, la Séptima Reunión de la Conferencia de las Partes (COP-7) del CDB, que se llevó a cabo en 2004 en Kuala Lumpur (Malasia), aprobó el Programa de Trabajo sobre Áreas Protegidas, con múltiples objetivos, metas y plazos determinados. Uno de los propósitos generales del Programa es estimular a los países signatarios a diseñar o completar sistemas de áreas protegidas en función de la distribución de la diversidad biológica terrestre y marina de cada nación, con énfasis en especies endémicas y amenazadas (Dudley y Parrish 2006). El Ecuador, como país signatario del CDB, se comprometió a aplicar las 91 actividades del Programa de Trabajo con el propósito central de fortalecer su Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Una de las actividades del Programa de Trabajo es el análisis de vacíos y prioridades de conservación, es decir, la identificación de nuevas zonas para ser protegidas con el fin de mejorar la representatividad de la biodiversidad del país en el SNAP.

Esta investigación se emprendió para permitir que, desde 2006, el Ecuador tome las medidas y estrategias de manejo y conservación apropiadas para precautelar el cuidado de dichas zonas. La metodología empleada utiliza un enfoque geográfico, y se concentra en el estado actual de la biodiversidad y su representatividad dentro del sistema de áreas protegidas existente; además, brinda información sobre variables relevantes para su persistencia en el futuro.

Esta publicación recoge y sintetiza los principales resultados e implicaciones del análisis de vacíos e identificación de áreas prioritarias para la conservación en el ámbito terrestre y marino-costero del Ecuador, para impulsar su aplicación y así colaborar con el fortalecimiento y la consolidación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de nuestro país.

Referencias

Convention on Biological Diversity. 2001. Global Biodiversity Outlook. Convention on Biological Diversity, Montreal.

Diamond J. 2005. Collapse-How societies choose to Fail or Succeed. Penguin Books, New York.

Dudley, N. y J. D. Parrish. 2006. Closing the gap: creating ecologically representative protected area systems. A guide to conducting the gap assessments of protected area systems for the Convention on Biological Diversity. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Millennium Ecosystem Assessment. (pre-publication draft 2005). Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report, pre-publication draft approved by the MA board, March 23 2005.

Primack, R.B. 1993. Essentials of Conservation Biology. Sinauer Associates Inc, Massachusetts.

Slobodkin, L. B. 1986. The role of minimalism in art and science. *American Naturalist* 127:257-265.

United Nations, Food and Agricultural Organization (FAO). 2001. Forest resources assessment 2000: Main report. FAO Forestry Paper 140, Rome.

Wilson, E.O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American* 261: 108-116.

World Conservation Monitoring Center. 1992. Global biodiversity: status of the Earth's living resources. World Conservation Monitoring Center, Cambridge.

Identificación de vacíos y prioridades para la conservación de la biodiversidad terrestre en el Ecuador continental

Francisco Cuesta-Camacho¹, Manuel Peralvo, Andrea Ganzenmüller, Malki Sáenz, Julio Novoa, Gabriela Riofrío y Karla Beltrán.²

CONTEXTO Y OBJETIVOS

La creación de sistemas de áreas protegidas que contienen una representación considerable o sobresaliente de la biodiversidad de una región es un elemento primordial de las estrategias mundiales de conservación (Josse y Cano 2000). Uno de los compromisos básicos de los países signatarios del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) es el apoyo a la creación y fortalecimiento de sistemas nacionales de conservación *in situ* (sistemas de áreas protegidas).

El Ecuador, como país signatario del CDB, ha dedicado numerosos esfuerzos, a través del trabajo del Ministerio del Ambiente (MAE), para cumplir con estos compromisos. En efecto, la primera estrategia nacional de conservación para el país propuso la creación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) compuesto por nueve áreas naturales (Putney 1976). Trece años más tarde, en 1989, una segunda estrategia sugirió un sistema mínimo compuesto por 24 áreas y la optimización del mismo con ocho adicionales (Cifuentes *et al.* 1989). Para el año 2000 el SNAP estaba conformado por 26 reservas naturales: 23 continentales, dos insulares, y una reserva marina (Josse y Cano 2000). En el año 2006 el Ecuador continental cuenta con un total de 31 áreas protegidas³ que cubren alrededor de 4'073.608 de hectáreas, es decir cerca del 17% del territorio nacional. La superficie de estas áreas oscila entre las 82 hectáreas del Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara hasta las 1'016.374 hectáreas del Parque Nacional Yasuní (Tabla 1).

¹Francisco Cuesta-Camacho: CIP-CODESAN P.O. Box. 17-21-977 Correo electrónico: f.cuesta@cgiar.org

²Todos los autores: EcoCiencia. P.O. Box. 17-12-257. Correo electrónico: ecologia@ecociencia.org Manuel Peralvo: EcoCiencia y The University of Texas at Austin. Department of Geography and the Environment. Correo electrónico: peralvomf@mail.utexas.edu

³Dos áreas adicionales han sido incorporadas como parte del SNAP durante la publicación de este documento, razón por la cual no fueron incluidas en los análisis. Estas son: la Reserva Biológica El Quimi (9.071 ha), en la provincia de Morona Santiago, y el Refugio de Vida Silvestre El Zarza (3.643 ha), en Zamora Chinchipe.

Tabla 1. Superficie del Ecuador continental protegida por SNAP hasta noviembre de 2005.

Región	Superficie (ha)	Superficie protegida (ha)	Superficie protegida (%)	Número de áreas protegidas	Superficie Media (ha)	Desviación estándar (ha)	Mediana (ha)
Costa	6'552.315	287.003	4.38	11	26.091	37.205	5.176
Sierra	10'664.772	2'117.069	19.85	16	132.317	151.710	86.366
Amazonía	7'517.318	1'669.535	22.21	4	417.384	480.269	32.4734
Total	24'734.405	4'073.608	16,46	31	131.406	N/A	N/A

La intención de proteger la biodiversidad del país es evidente y ha conducido a la inclusión de una superficie considerable dentro del SNAP. Sin embargo, el proceso ha presentado importantes falencias, que deben ser remediadas. El problema está en que muchas de estas áreas fueron creadas sin contemplar los patrones de distribución de la biodiversidad del país. Como resultado de aquello en el Ecuador continental encontramos tres problemas básicos:

- Zonas que, en virtud de la distribución de la biodiversidad del país, deberían ser protegidas por el SNAP y que todavía no lo han sido.
- Áreas protegidas con tamaños insuficientes para mantener muestras representativas de los ecosistemas, comunidades y especies que pretenden proteger; por ejemplo, 20 de las 31 (aproximadamente el 65%) tienen una superficie menor a 100.000 ha, lo cual implica que muchas de las poblaciones de las especies paisaje (como el oso andino) albergadas en su interior sean pequeñas y con alta probabilidad de disminuir en el largo plazo (Boyce 1992; Kattan *et al.* 2004).
- Un desequilibrio en términos zonales: cinco de las siete áreas protegidas más grandes se encuentran localizadas en zonas andinas del centro y norte del país, mientras que la Costa, la Sierra austral y la Amazonia sur, pese a gozar de una gran diversidad y endemismo, casi no poseen territorio protegido por el SNAP.

Paralelamente, el Ecuador ha sufrido una de las tasas de deforestación más altas del Neotrópico durante las últimas tres décadas (WRI 1992; WRI 1994; FAO 1994; FAO 1997; Wunder 2001). En el país existen tres regiones donde este fenómeno ha sido particularmente agudo: el Chocó, las estribaciones andinas orientales y la Amazonia. La tasa de deforestación para todo el país fue estimada por la Organización para la Alimentación y Agricultura de las Naciones Unidas (FAO) en la década de 1980 en 1,8% anual (FAO 1993), 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 el segundo lugar (Paraguay ocupó el primero) entre los países latinoamericanos con los mayores niveles de deforestación (FAO 1997).

La deforestación es aún más alta en ciertas áreas del país. En la Amazonia norte se ha registrado una tasa de deforestación



del 3% anual (Messina y Walsh 2001), o en la provincia de Esmeraldas, que varía entre 2 y 4% anual (Sierra-Maldonado 1996; Van der Hammen y Rodríguez 1997). Además, por procesos más antiguos de ocupación de la tierra y modificación del paisaje, zonas como la cuenca del río Guayas y el callejón interandino han sufrido importantes pérdidas de su cobertura vegetal, donde la pérdida es mayor al 90% (Sierra 1999).

Debido a la continua y acelerada transformación de extensas áreas naturales 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 terrestre del Ecuador continental.

Adicionalmente, es necesario establecer una línea base que permita llevar a cabo un proceso sistemático de planificación para la conservación, para lo cual se requiere de información sobre el estado y distribución de la biodiversidad a escala nacional. Bajo estas consideraciones, el presente estudio tuvo los siguientes tres objetivos generales:

- Determinar si el SNAP protege eficazmente un conjunto de indicadores de la biodiversidad (que en este caso son ecosistemas terrestres y especies endémicas, de distribución restringida y amenazadas de aves y plantas vasculares).
- Identificar geográficamente qué áreas deberían ser consideradas como potenciales complementos del SNAP, para lograr una cobertura adecuada de los indicadores mencionados en el objetivo 1.
- Establecer zonas prioritarias para la conservación analizando cuán irremplazables y vulnerables son las áreas identificadas en el objetivo 2.

ÁREA DE ESTUDIO

Por motivos prácticos, el presente estudio dividió al país en tres regiones de análisis: Costa, Sierra y Amazonia. La delimitación de cada una de estas regiones considera los límites definidos en un 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.

La Costa comprende una franja de alrededor de 150 km de ancho en promedio, entre las faldas de los Andes y la línea costera del Pacífico, y ocupa aproximadamente el 26% de la superficie del país. Tres elementos estructurales del paisaje influyen en la distribución de la biota de esta región: el río Guayas, el río Esmeraldas y la cordillera de la Costa. La Costa ecuatoriana representa una zona de transición entre las condiciones muy áridas de la costa peruana y las condiciones muy húmedas del Chocó colombiano.

La Sierra abarca el 43% de la superficie del país y está delimitada por la distribución de la cordillera de los Andes. En esta región 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.

Por último, la región amazónica, que representa el 30% del territorio nacional, incluye tanto las planicies de inundación de



ríos de aguas blancas de origen andino como el área de piedemonte de la cordillera Oriental. Al norte es característica la presencia de bosques de tierra firme en colinas, zonas de pantanos, bosques de palmas y lagunas de aguas negras. La Amazonia central y sur está dominada por un complejo de mesas 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 río Pastaza.

Las tres regiones del Ecuador continental albergan una gran diversidad biológica, pero se diferencian en los niveles de endemismo y riqueza de especies. Así, la Costa y la Sierra son más ricas en especies endémicas que la Amazonia, pero ésta posee, en términos generales, mayor número de especies.

MÉTODOS

La Identificación de Vacíos y Prioridades de Conservación (IVPC) es un enfoque geográfico de planificación que procura 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 socioeconómicas relevantes a su persistencia en el futuro. Incluye procesos de compilación de información sobre patrones de distribución de la biodiversidad, recolección de información adicional en el campo, mapeo de la distribución espacial de la biodiversidad y utilización de paquetes informáticos para generar sistemas de áreas protegidas que garanticen la representación adecuada de la biodiversidad en el área mínima posible.

Estos paquetes informáticos consideran criterios de *complementariedad*, *flexibilidad* y *singularidad* con el objetivo de garantizar la viabilidad de la biodiversidad de una región geográfica en el largo plazo.

Para este estudio, entendemos *complementariedad* como el supuesto de que la suma de cada área adicional al SNAP contribuye a maximizar la representatividad de la biodiversidad regional. *Flexibilidad*, por su parte, se refiere a la posibilidad de cumplir las metas de conservación⁴ de diferentes formas, con diversas configuraciones de áreas seleccionadas. Finalmente, la *singularidad* se define según las especies, comunidades o sistemas presentes en un único lugar del área de estudio.

Con estas consideraciones, la identificación y priorización de los vacíos de conservación en este estudio partió de un proceso secuencial de cuatro pasos:

- Selección y mapeo de indicadores de biodiversidad;
- Definición de metas de conservación para los indicadores seleccionados;
- Identificación de vacíos de conservación; y
- Priorización de vacíos de conservación

⁴La meta de conservación para un indicador es generalmente definida como el área de la distribución remanente que debería ser protegida para asegurar la persistencia de la especie o la funcionalidad de un sistema ecológico en los parches restantes (Fahrig 2001; Soulé y Simberloff 1986; Bevers y Flather 1999).



Selección y mapeo de los indicadores de la biodiversidad

Este primer paso sirvió para mapear los patrones de biodiversidad en las distintas zonas en el territorio nacional continental. Debido a que la biodiversidad es un concepto complejo que engloba múltiples niveles de organización (genes, especies, comunidades...), se requiere seleccionar indicadores que actúen como referentes de la distribución de la biodiversidad en una región determinada (Margules y Pressey 2000). Por ello fueron seleccionados dos tipos de indicadores de la biodiversidad del Ecuador continental⁵:

- Ecosistemas⁶, ya que estas unidades representan la distribución de distintos elementos de la biodiversidad a escala regional; y
- Especies de aves y plantas vasculares⁷.

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). Sin embargo, 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). Se escogió estos dos grupos sobre otros debido a que han sido satisfactoriamente utilizados en estudios de este tipo (por ejemplo en Borchsenius 1997; Krabbe *et al.* 1998; Fjeldsá *et al.* 1999; Kessler *et al.* 2001; Peterson *et al.* 2002). Cabe acotar que se priorizó a las especies endémicas, de distribución restringida y amenazadas de ambos grupos.

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). En el caso de las plantas vasculares, seleccionamos para la Costa a las especies endémicas y/o amenazadas de los géneros *Anthurium*, *Cavendisha*, *Piper*, *Solanum* y *Miconia* (Valencia *et al.* 2000). Para la Sierra seleccionamos siete géneros, tres de hábito epífita (*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).

⁵ En una primera fase de esta investigación también se incluyó un tercer indicador: los humedales lénticos como referentes de los ecosistemas dulceacuícolas. Sin embargo, este indicador fue descartado del ejercicio de priorización, pues la información disponible no permitió un mapeo consistente.

⁶ Se identificaron 51 ecosistemas: 16 en la Costa, 27 en la Sierra y 8 en la Amazonía. Ver página 69.

⁷ Se consideraron 133 especies de aves y 72 especies de plantas.



Para el análisis de Costa y Sierra se aplicaron ambos tipos de indicadores, pero para el de la Amazonia se aplicó únicamente el indicador de ecosistemas, debido a la existencia de muy pocas especies de aves y plantas endémicas de la región amazónica ecuatoriana. 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). Una vez seleccionados los indicadores para cada región, se generó la distribución potencial⁸ y remanente⁹ para cada indicador.

Para visualizar la distribución potencial de los ecosistemas del Ecuador continental, se construyó un nuevo mapa que integra los estudios de vegetación más recientes para la Costa (Almeida *et al.* 2004) y la Sierra (Baquero *et al.* 2005; Baquero *et al.* 2006). En el caso de la Amazonia, se generó un mapa de ecosistemas basado en la definición conceptual de los ecosistemas que deberían estar presentes en esta región (Josse *et al.* 2004)¹⁰.

La distribución potencial de las aves y plantas vasculares seleccionadas fue calculada por medio de un paquete informático denominado GARP (Genetic Algorithm for Rule Set Prediction: Stockwell y Noble 1992, Stockwell y Peters 1999). GARP utiliza registros de presencia de las especies junto con información georeferenciada (mapas) de factores ecológicos para construir un modelo que predice la existencia y ubicación de nichos (Heikkinen *et al.* 2006). Para mayor confiabilidad, los modelos producidos fueron revisados por especialistas de ambos grupos.

La distribución remanente de los ecosistemas y las especies fue estimada sustrayendo de la distribución potencial áreas identificadas como intervenidas en mapas de uso y cobertura del suelo del año 2001-2003 (ver anexo I, página 69).

Definición de metas de conservación para los indicadores seleccionados

Se definió una meta de conservación para cada indicador de la biodiversidad considerando el grado de remanencia de su distribución actual en relación con 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 que han sufrido un alto nivel de intervención antrópica.

Aunque no existe un consenso sobre cuál es el nivel de representación de un indicador en un sistema de áreas protegidas que asegure su persistencia, se ha sugerido una meta de conservación que apunte al 10% de su distribución potencial (Soule y Sanjayan 1998; Rodrigues y Gaston 2001).

Con esta referencia se estableció como meta de conservación para los indicadores de biodiversidad el 10% de su distribución remanente multiplicada por la tasa de pérdida de la distribución potencial.

Así, la meta de conservación para cada indicador fue obtenida aplicando el siguiente criterio: $M = (10\% \text{ del hábitat remanente } * \lambda)$; $1 \leq \lambda \leq 10$; donde M es la meta de conservación (en unidades de superficie) y λ es un valor calculado en función

⁸ La distribución potencial (histórica) se refiere a la cantidad y ubicación del territorio que el indicador habría ocupado antes de la intervención del ser humano.

⁹ La distribución remanente, se refiere a la cantidad y ubicación del territorio que aún ocupa la especie o el ecosistema, tomando en cuenta la modificación de la cobertura vegetal asociada con las actividades humanas.

¹⁰ Los interesados en conocer los datos del mapa de la distribución potencial pueden contactarse con los autores (ver página 15) o con el Ministerio del Ambiente.



del nivel de remanencia del indicador. Si un indicador no ha experimentado pérdida (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.

Identificación de vacíos de conservación

Para identificar los vacíos de conservación se realizó el siguiente proceso:

- Se comparó las metas de conservación de cada indicador con lo ya protegido en el SNAP; así se estableció la cantidad de hectáreas que se necesitaba proteger para conservar a cada indicador.
- Luego se establecieron zonas que, fuera del SNAP, concentraran mejor los indicadores de biodiversidad, es decir, contuvieran mayor cantidad de especies y ecosistemas en la menor cantidad de espacio, y con el menor costo posible.

Ambos pasos requirieron la asistencia de un paquete informático llamado SITES, el cual utiliza un algoritmo de optimización que busca generar sistemas de conservación óptimos en la menor cantidad de sitios posibles (Possingham *et al.* 2000).

SITES utiliza dos insumos principales: los mapas de distribución de los indicadores de la biodiversidad seleccionados y un mapa en el que el área de estudio se subdivide en unidades de análisis.

Estas unidades constituyen los bloques primarios con los cuales el algoritmo selecciona áreas de conservación (Groves 2003; Margules y Pressey 2000). Así, en este estudio cada región del área de estudio fue dividida en unidades de análisis hexagonales (de 500 hectáreas cada una). Se empleó este tamaño de las unidades de análisis para mantener concordancia con los patrones de distribución restringida de especies y evitar exceder la capacidad de análisis del programa SITES.¹¹

El algoritmo selecciona un conjunto de unidades de análisis adicionales al sistema de áreas protegidas existente (en nuestro caso, al SNAP) que permita cumplir con las metas de conservación establecidas.

Las unidades de análisis son seleccionadas con base a una ecuación matemática (función de costo) cuyo propósito es generar el conjunto de áreas necesarias para cumplir con las metas de conservación al menor costo posible. Esta función está compuesta por el costo total de las unidades de análisis escogidas (cada unidad de análisis tiene un costo predefinido), el grado de cohesión espacial de las unidades (la longitud de borde de las unidades seleccionadas multiplicado por un parámetro de cohesión espacial) y un factor de penalización asignado cuando las metas de conservación para los indicadores de la biodiversidad no han sido alcanzadas (McDonnell *et al.* 2002).

En cada solución, las unidades de análisis contenidas dentro del SNAP fueron incluidas *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 den-

¹¹ SITES puede manejar eficientemente hasta 16.000 unidades de análisis



tro del SNAP y solo selecciona unidades de análisis complementarias al porcentaje que falta por cumplir de las metas propuestas en unidades de análisis fuera del sistema de áreas protegidas.

Priorización de vacíos de conservación

De acuerdo a Pressey y Taffs (2001), Margules y Pressey (2000), Ferrier *et al.* (2000) y otros autores, la priorización debe ser realizada utilizando dos criterios: 1) cuán irremplazables y 2) cuán vulnerables son los vacíos geográficos identificados en un proceso de planificación sistemática para la conservación.

1) Áreas irremplazables

Un área se considera irremplazable cuando su inclusión en un sistema de áreas protegidas es imprescindible para alcanzar las metas de conservación para uno o más indicadores de la biodiversidad (Noss *et al.* 2002).

Para analizar que tan irremplazable es un área se empleó 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 30 soluciones producidas por SITES¹², fue usado como una aproximación de qué tan irremplazable es cada una de ellas. Las unidades que fueron incluidas en un rango de 16 a 30 soluciones fueron consideradas irremplazables, y ocupan el sector derecho del eje (cuadrantes 1, 2 y 3). Por el contrario, las unidades que fueron incluidas 15 o menos veces ocupan el sector izquierdo (cuadrantes 4, 5 y 6) y se las considera como áreas flexibles, es decir que otras áreas similares a ellas pueden cumplir su misma función de protección.

2) Áreas vulnerables

El grado de vulnerabilidad puede ser entendido como la probabilidad de cambio o degradación de un área en un período definido de tiempo, en este caso más o menos 10 años (Pressey y Taffs 2001).

En los estudios de IVPC, el análisis de vulnerabilidad identifica zonas donde potencialmente existe una mayor probabilidad de degradación de zonas naturales. Así, se consideró adecuado evaluar la vulnerabilidad de cada sitio considerando factores potenciales que generan un cambio en el uso del suelo, y que pueden ser representadas espacialmente a través de un grupo de indicadores expresados mediante un índice de vulnerabilidad (Sáenz *et al.* 2005).

En el presente estudio, este índice fue calculado para cada una de las unidades de análisis. Para construirlo se utilizaron los siguientes criterios:

¹² SITES genera soluciones diferentes cada vez que se lo aplica, debido a que el algoritmo que utiliza incluye componentes estocásticos.

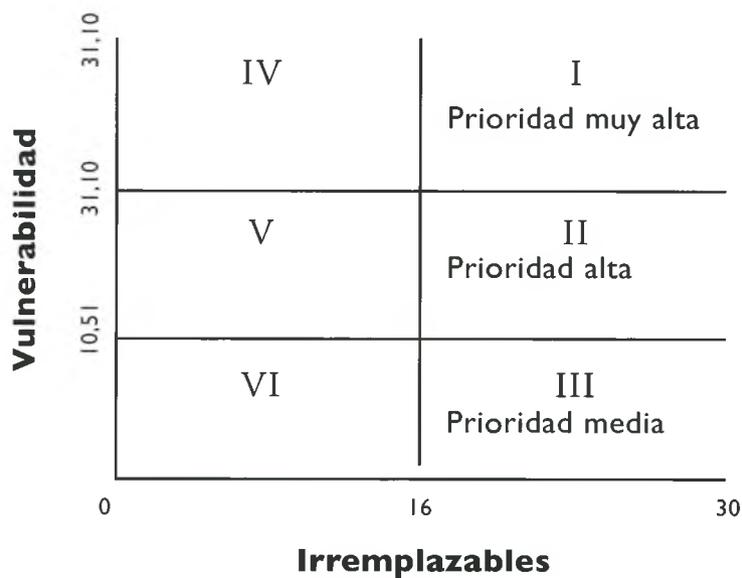


- Áreas de extracción de recursos naturales no renovables;
- Biovalores (identificación de zonas de cambio de la cobertura vegetal e índice de afectación a la biodiversidad por la intensidad en el uso del suelo);
- Densidad poblacional (concentración poblacional como una medida de la intensidad de uso del espacio); y
- Accesibilidad a zonas naturales.

En el presente estudio, la combinación de los criterios de áreas irremplazables y vulnerabilidad identificó los vacíos de mayor necesidad o urgencia de intervención (ver figura 2, página 80). Para lograr este objetivo, se construyó un plano de dos ejes y seis cuadrantes definidos por dos rangos de áreas irremplazables, y tres rangos de vulnerabilidad.

Los vacíos localizados en el cuadrante superior derecho son los de mayor prioridad de intervención, mientras que los menos importantes son los que se ubican en el cuadrante inferior izquierdo.

Tabla 2. Priorización



¹³ Desviación estándar

RESULTADOS

Estado de conservación de los indicadores de biodiversidad

De manera general, el estado de conservación de los indicadores en cuanto a especies es mucho mejor en la Sierra que en la Costa (ver tabla 3). El promedio de la remanencia de aves y plantas en la Sierra es de 52% (s¹³ 16%), mientras que en la Costa apenas llega al 42% (s 27%). 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 (menos del 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 (menos del 30% de la meta sugerida).

El porcentaje de remanencia de los ecosistemas de la Sierra es considerablemente mayor (media 61%; s 25,8%) que el porcentaje de remanencia de los sistemas en la Costa (media 34,95%; s 19,57%) donde queda menos del 30% de la vegetación natural. La Amazonia, por el contrario, presenta un estado de conservación considerablemente mejor (media 76%; s 28%) en relación con las otras dos regiones.

Tabla 3. Porcentajes de las metas de conservación protegidos por el SNAP

Regiones	Indicadores	Porcentajes protegidos por el SNAP		
		Media %	Desviación estándar %	Mediana %
Sierra	Aves	49,16	53,46	36,68
	Plantas	86,41	72,73	68,69
	Ecosistemas	115,31	197,79	37,40
Costa	Aves	11,37	5,73	10,12
	Plantas	14,17	10,22	10,40
	Ecosistemas	33,97	90,37	3,81
Amazonía	Ecosistemas	153,37	183,12	67,45

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 (ver tabla 3). Varias especies de la Sierra y la Costa tienen una cobertura deficiente en el SNAP, mientras que algunos sistemas y especies se encuentran sobre-representados.

En la Sierra, la mitad de las especies de plantas analizadas (es decir, 23) tienen una distribución deficiente (menos del 60% de la meta de conservación) o inexistente al interior de las áreas protegidas, mientras que la representatividad de las aves varía mucho (media 49,16%; s 53,46%). La mitad de éstas (es decir, 47) tienen una representatividad inferior al 50% de la meta sugerida. Uno de los principales vacíos del SNAP en esta región es la falta de protección de especies que tienen una distribución compartida entre la Costa y el sur de la Sierra (por ejemplo el *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.

Las especies de plantas y aves en la Costa tienen un nivel extremadamente bajo de representación en el SNAP (mediana 10,4% y 10,12%, 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.

Existe mucha variación en la representatividad de los ecosistemas al interior del SNAP. En general todos los ecosistemas presentes en los valles interandinos y en los Andes del sur tienen niveles de cobertura inferior al 10% de la meta propuesta. De igual forma, los sistemas de las serranías del Cóndor y Kutukú tienen muy poca representatividad en las áreas protegidas existentes. Por el contrario, los ecosistemas presentes en las regiones altoandinas, mayores a 2.500 metros de altitud, del norte de la cordillera oriental tienen una representación adecuada en el SNAP.

El caso de la Costa es muy preocupante; la mayoría de los ecosistemas tienen una representación inferior al 10% y apenas uno tiene una representación considerablemente mayor que la meta sugerida y una remanencia similar a su distribución original. Además, seis ecosistemas no tienen ningún grado de representación en el SNAP. Uno de los casos más alarmantes es el del “Bosque Ecuatoriano Estacional Siempreverde de Llanura Aluvial”: apenas queda el 5% de su distribución original. Otro ecosistema en condiciones precarias es el “Bosque Tumbesino Deciduo Premontano”, que tiene una remanencia menor a 2.000 hectáreas, de las cuales solamente el 1,5% se encuentra protegido en el SNAP.

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 región que no cumple completamente con la meta de conservación sugerida es el “Bosque de la Planicie Sedimentaria del Oeste de la Amazonia-Putumayo”.

Vacíos y prioridades de conservación

Las unidades de análisis identificadas por SITES como vacíos de conservación representan áreas fuera del SNAP que permitirían alcanzar de forma eficiente los niveles de representación de los indicadores de biodiversidad establecidos en las metas de conservación. Este estudio otorgó seis categorías de prioridad. En esta publicación nos concentraremos en las tres categorías principales: media, alta y muy alta (ver tabla 2).



Diferentes escenarios de potencial inclusión en el SNAP de las áreas identificadas como vacíos de conservación.

La tabla 4 presenta tres escenarios correspondientes al área acumulativa asociada con la inclusión de los vacíos de conservación, a las tres categorías de prioridad identificadas en cada región. Estos presentan la siguiente correspondencia:

- Qué cantidad de hectáreas se necesitarían proteger en cada escenario.
- Qué porcentaje de superficie que se encuentra hoy dentro del SNAP (si el total es la superficie ya protegida más la que aún se necesitaría proteger en función del escenario elegido).
- Qué porcentaje de superficie se encuentra hoy fuera del SNAP (si el total es la superficie ya protegida más la que aún se necesitaría proteger en función del escenario elegido).
- Qué porcentaje de vegetación remanente a ser protegida está hoy fuera del SNAP (si el total es la ya protegida más la que aún se necesita proteger en función del escenario elegido).

Tabla 4. Escenarios de potencial inclusión de vacíos de conservación en el SNAP

Región	Escenario	Prioridad	Superficie (ha)	Dentro del SNAP (%)	Fuera del SNAP (%)	Vegetación remanente fuera del SNAP (%)
Costa	1	muy alta	319.000	35,99	64,01	12,16
	2	muy alta y alta	1'047.000	21,34	78,66	49,07
	3	muy alta, alta y media	1'399.000	18,58	81,42	67,87
Sierra	1	muy alta	1'349.000	73,29	26,71	8,52
	2	muy alta y alta	3'110.000	55,86	44,14	32,44
	3	muy alta, alta y media	3'748.500	52,30	47,70	42,25
Amazonía	1	muy alta	1'355.000	70,01	29,99	8,17
	2	muy alta y alta	2'055.500	78,57	21,43	8,85
	3	muy alta, alta y media	2'168.500	77,69	22,31	9,73

Los vacíos de conservación identificados muestran patrones diferenciados en cada región. Veamos algunos ejemplos:

Algunas características de los escenarios de la Costa¹⁴

- En la Costa, las áreas identificadas como vacíos de conservación son consistentemente mayores que las áreas incluidas dentro del SNAP.
- Si se pretende proteger los vacíos de prioridad muy alta, alta y media (escenario 3) se tendría que incluir el 67,87% de la vegetación remanente de esta región.
- El porcentaje de la vegetación remanente fuera del SNAP que se incluiría en los tres escenarios varía entre 64,01% y 81,42%.

Algunas características de los escenarios de la Sierra¹⁵

- La relación entre la superficie de los vacíos de conservación y las áreas dentro del SNAP es más equilibrada, para todos los escenarios, en la Sierra que en la Costa.
- Para el escenario 1, el 26,71% se encuentra fuera del SNAP y esta proporción llega a un máximo del 47,70% cuando se consideran los tres escenarios.
- El porcentaje de la vegetación remanente fuera del SNAP asociado con la inclusión de las distintas clases de prioridad varía entre 8,52% y 42,25%.

Algunas características de los escenarios de la Amazonia¹⁶

- En la Amazonia, los vacíos de conservación representan un porcentaje menor que el total de áreas protegidas en todos los escenarios (entre el 22,31% y el 29,99%). Esto se debe a la importancia de las áreas protegidas existentes en esta región en términos de representación de los ecosistemas.
- De igual manera, el porcentaje de la vegetación remanente que requeriría ser protegido (que hoy está fuera del SNAP) en cada escenario es menor que en las otras dos regiones, variando entre el 8,17% (escenario 1) y el 9,73% cuando se considera la inclusión de las tres clases de prioridad (es decir, el escenario 3).

¹⁴ Ver tabla 4

¹⁵ Ver Tabla 4

¹⁶ Ver tabla 4

Distribución espacial de los vacíos de conservación

La distribución de los vacíos de conservación refleja las características descritas en cuanto a área y porcentaje de la vegetación remanente incluida en cada escenario (ver figura 1, página 78).

En la Costa, 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 las provincias de Loja y El Oro, y los bosques pluviales asociados con las cordilleras sub-andinas orientales en las provincias de 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.



DISCUSIÓN

Para identificar los vacíos prioritarios para la conservación terrestres en el Ecuador continental, este estudio requirió generar información espacial sobre la distribución y el estado de conservación de un conjunto de indicadores de la biodiversidad (especies y ecosistemas), 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 vulnerables.

La aplicación de esta metodología facilitó una visión consistente sobre las necesidades y prioridades de conservación en el Ecuador continental para cada región. Sin embargo, el uso efectivo de esta herramienta de planificación requiere un entendimiento detallado tanto de las consideraciones metodológicas requeridas para su aplicación así como de las fuentes de incertidumbre inherentes a este estudio.

Un punto crítico en la metodología de IVPC (Identificación de Vacíos Para la Conservación) es que los indicadores empleados representen la distribución de la totalidad de la biodiversidad en la región analizada. La evaluación de cuán bien el conjunto de indicadores utilizados en este estudio representa a la biodiversidad del Ecuador continental solo puede ser establecida mediante la comparación sistemática de diferentes alternativas. Además, la mencionada comparación se vuelve imperativa para el Ecuador, debido a la gran biodiversidad y a la marcada variabilidad en la distribución de las especies.

Los vacíos de conservación identificados en este estudio están intrínsecamente asociados a la distribución de los indicadores utilizados. Por lo tanto, queda planteada la necesidad de refinar este conjunto con nuevos elementos que representen la biodiversidad a distintos niveles y de manera más integral. Del mismo modo, es necesario complementar y mejorar la información sobre la distribución de los indicadores utilizados en este estudio, especialmente en la Amazonia y en los valles interandinos.

La mejor forma de incrementar la calidad de los modelos de distribución de especies es mediante la inclusión de puntos adicionales de colecciones existentes, el desarrollo de variables de mayor capacidad predictiva, especialmente para áreas comparativamente más homogéneas en cuanto a variabilidad ambiental como la Amazonia, 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). De igual manera, la generación de un mapa de ecosistemas y uso de suelo actualizados de forma periódica a escala nacional debe ser una prioridad permanente en los procesos de conservación.

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 las dinámicas en el uso del suelo y sus implicaciones socioeconómicas.



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. 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). Esta situación requiere que las metas cuantitativas de conservación sean interpretadas en relación con el procedimiento utilizado para definir las.

En este estudio, el procedimiento utilizado para definir las metas de conservación se basó 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. Se propuso una meta base del 10% de la distribución remanente de un indicador, modificada por su porcentaje de conversión. Esto se hizo para evitar que sean planteadas metas superiores al 100% de la distribución remanente. Este criterio es especialmente importante la Costa donde los niveles de remanencia son extremadamente bajos, y los regímenes de uso y acceso a los recursos naturales no tiene una proyección conservacionista. Todo eso representa un reto para la implementación de estrategias de conservación de la biodiversidad en esta región.

Fuentes de incertidumbre

En este estudio, podemos hablar de por lo menos dos fuentes de incertidumbre: la instantaneidad y la persistencia. La primera tiene que ver con que los resultados reflejan un momento específico del devenir de los indicadores de la biodiversidad interpretados. Y, en un ejercicio de abstracción, podríamos decir que si todos los vacíos son protegidos simultáneamente (y, por supuesto, óptimamente) se logrará cubrir las metas propuestas. No obstante, en un escenario real es muy difícil implementar simultáneamente un conjunto de estrategias de conservación que cubran todas las áreas de prioridad identificadas.

Entonces tenemos que tomar en cuenta que las características de la biodiversidad cambian en el tiempo, ya que 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). Esto implica que, para cuando se logre cubrir el área recomendada, esta puede haber cambiado al punto de tornar inefectiva dicha acción. Frente a esto, es recomendable aplicar planes de conservación a pequeña escala (ver recomendaciones, página 35).

Además de tomar en cuenta el problema de la instantaneidad, es importante considerar el hecho de que un área protegida no proporciona certidumbre absoluta de la persistencia de la totalidad de la biodiversidad representada. Y que, por otra parte, muchas áreas que no incluyen a la conservación como una meta explícita también contribuyen con esta persistencia.

Aplicación de la información generada

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).

OBSERVACIONES

- Aunque cerca del 16%¹⁷ del territorio continental del Ecuador se encuentra dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), la representación de los indicadores de la biodiversidad seleccionados en este estudio tiende a ser deficiente. Varios ecosistemas se encuentran sub-representados o ausentes por completo del SNAP, de manera especial en la región Costa, los Andes australes y la Amazonia sur.
- Hay una distribución dispar de las áreas protegidas entre y dentro de las tres regiones naturales del Ecuador continental: vastas zonas del país carecen de territorio protegido, mientras otras zonas las concentran; por ejemplo, cinco de las siete áreas protegidas más grandes se encuentran localizadas en zonas andinas del centro y norte del país.
- En el Ecuador continental existen áreas protegidas con tamaños insuficientes para cumplir con los objetivos explícitos para los que fueron creadas: mantener muestras representativas de ciertos ecosistemas y especies.
- Veinticuatro IBAs¹⁸, de 97 evaluadas, tienen un traslape de 50 por ciento o más con las áreas identificadas como vacíos de conservación.
- Las IBAs localizadas en las provincias de Loja, Guayas, Manabí y Esmeraldas cubren un porcentaje significativo del total de vacíos geográficos identificados para la Costa.

¹⁷ Este dato corresponde al año 2006, año en el que se realizó el estudio.

¹⁸ Ver recuadro de la siguiente página.

- A escala nacional las IBAs Cordillera del Cóndor, Verde-Ónzole-Cayapas-Canandé, Territorio Étnico Awá y alrededores, Cordillera del Kutukú, y Bosque Protector Alto Nangaritza son vitales para cubrir algunos de los vacíos más importantes en las regiones biogeográficas del Chocó y las serranías amazónicas.

Las IBAs y los vacíos de conservación del SNAP

El Programa Áreas Importantes para la Conservación de las Aves (IBAs, por sus siglas en inglés) promovido por BirdLife International y su red de socios nacionales es una iniciativa mundial orientada a identificar y proteger una red de sitios críticos para la conservación de la avifauna y otra biodiversidad.

Según Birdlife International y Conservation International (2005), para que un área sea considerada IBA debe cumplir con al menos una de las siguientes características:

1. Presencia de especies de aves globalmente amenazadas.
2. Presencia de especies de aves rango restringido.
3. Presencia de especies de aves confinadas a biomas.
4. Concentraciones sobresalientes de aves acuáticas, costeras o marinas, así como otras aves migratorias o gregarias.

Las IBAs son seleccionadas pensando en que en conjunto deben conformar una red que represente el área mínima para asegurar la supervivencia de las especies de interés, incluso en un escenario de pérdida total de las áreas de distribución remanentes fuera de aquellas.

En el Ecuador existen 107 IBAs identificadas (Freile y Santander 2005) de las cuales 97 se encuentran dentro de los límites del Ecuador Continental y abarcan una superficie de 8'193.898 hectáreas. Pese a que varias de las IBAs propuestas en Ecuador coinciden espacialmente con las áreas del SNAP (principalmente en la Sierra norte y en la Amazonía norte), la gran mayoría se encuentra fuera de las áreas protegidas existentes. De hecho, 3'250.000 hectáreas propuestas como IBAs están fuera del sistema.

En este estudio, se realizó una evaluación preliminar para determinar cuánto de las áreas propuestas como vacíos de conservación coincide espacialmente con las IBAs en el Ecuador continental. Y se obtuvieron los siguientes resultados:

- De las 97 IBAs evaluadas, 24 tienen un traslape de 50% o más con las áreas identificadas como vacíos de conservación.
- Las IBAs localizadas en las provincias de Loja, Guayas, Manabí y Esmeraldas cubren un porcentaje significativo del total de vacíos identificados para la Costa.
- A escala nacional, la protección de las IBAs Cordillera del Cóndor, Verde-Ónzole-Cayapas-Canandé, Territorio Étnico Awá y alrededores, Cordillera del Kutukú, y Bosque Protector Alto Nangaritza es vital para cubrir algunos de los vacíos más importantes en las regiones biogeográficas del Chocó y las serranías amazónicas.



RECOMENDACIONES

Es recomendable aplicar planes de conservación a pequeña escala: sitios específicos o micro-regiones; ya que este tipo de aplicaciones constituyen herramientas para disminuir la incertidumbre asociada con la toma de decisiones de manejo y proporcionan una forma sistemática de descripción y análisis de las fuentes de incertidumbre. Esto requiere, por supuesto, una planificación ordenada para que la conservación sea visualizada como un proceso continuo (frente a una realidad cambiante) y a distintas escalas espaciales.

Debemos 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 que ya existen. Es fundamental reconocer entonces la necesidad de incorporar estrategias dirigidas a otros actores que pueden resultar aliados estratégicos. Gobiernos seccionales, territorios indígenas, bosques protectores y propietarios privados, entre otros, permitirían diseñar escenarios de conservación que fortalezcan al SNAP y mejoren su capacidad para proteger la biodiversidad terrestre del Ecuador continental.

A continuación presentamos algunas recomendaciones orientadas a que el SNAP pueda proteger mejor los indicadores de biodiversidad utilizados para cada región del país y, potencialmente, proteger también a otros componentes de la biodiversidad no considerados en este estudio (por ejemplo a los grandes carnívoros):

- Existen tres Reservas Ecológicas que protegen la biodiversidad de la zona del Chocó ecuatoriano: Mache-Chindul, Cotacachi-Cayapas y Manglares-Cayapas-Mataje. No obstante, existen todavía grandes vacíos de conservación en esta zona. Quizá el vacío más importante 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 las nacionalidades Awá y Chachi, los bosques protectores privados y los bloques del Patrimonio Forestal.
- Otro vacío importante se encuentra en toda la cordillera costera de Jama (en la provincia de Manabí), que marca la transición entre los sistemas muy húmedos 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 mantener tanto los procesos de recambios de comunidades en el gradiente ambiental, como preservar ciertos procesos naturales (regulación de caudales, captación de agua por efectos de sombra de lluvia, entre otros).
- Es prioritario crear un área de conservación marino-costera en la isla Puná debido a su importancia para muchas de las aves costeras ecuatorianas.



- En la cordillera Occidental, el área de mayor relevancia es la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas por su localización, tamaño y el gradiente altitudinal. 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, 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, hacia el norte.
- 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).
- 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. Es necesario resaltar la importancia de los bosques montanos interandinos que lindan con el norte de la Reserva Ecológica Cayambe-Coca. La incorporación de estas zonas a dicha reserva permitiría incrementar significativamente la protección de la biodiversidad de los valles interandinos.
- Adicionalmente, es importante resaltar la presencia de vacíos de conservación en la periferia de las Reservas Ecológicas Antisana y Cayambe-Coca y de los Parques Nacionales Sumaco-Napo-Galeras y Llanganates. Estas áreas proporcionan claras oportunidades de promover la conectividad de las áreas protegidas por medio de alianzas estratégicas con propietarios privados de grandes haciendas o con los gobiernos seccionales de la provincia del Napo. 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 del Ecuador es evidente la necesidad de incorporar un manejo mixto (privado y estatal) para las áreas colindantes al Parque Nacional Podocarpus, sobretudo hacia la cuenca del río Nangaritzza (en la provincia de Zamora Chinchipe). En este contexto, es fundamental el desarrollo de alianzas estratégicas con los gobiernos seccionales de esa provincia (en especial del cantón Palanda) y con la nacionalidad Shuar.
- Finalmente, identificamos la necesidad de buscar los acuerdos de conservación más apropiados para los territorios Shuar de las cordilleras del Cóndor y Kutukú como una prioridad nacional dada la singularidad de los ecosistemas y las comunidades bióticas presentes en estas serranías.
- En la Amazonia 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 norte 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.



- El Cono de Esparcimiento del Pastaza representa el principal vacío del SNAP en la región amazónica. La representación de algunos de los ecosistemas 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 los pueblos Achuar y Shiwiar (en colaboración con el Ministerio del Ambiente).

Referencias

- Almeida, P., M. Guevara, C. Josse, D. Tirira, D. Padilla, K. Cortes, M. Díaz, U. Álvarez, G. Pinos, P. Yépez y P. Soria. 2004. Mapa de Vegetación de la Unidad de Planificación Ecorregional Pacífico Ecuatorial. Proyecto Pacífico Ecuatorial, componente terrestre. Alianza Jatun Sacha/CDC-Ecuador y The Nature Conservancy, Quito.
- 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 Sistematización de Información Geográfica-EcoCiencia, NatureServe y The Nature Conservancy, Quito.
- BirdLife International and Conservation International. 2005. Áreas importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. BirdLife International (Serie de Conservación de BirdLife No. 14), Quito.
- Beyers, 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.
- Borchsenius, F. 1997. Patterns of plant species endemism in Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 6: 379-399.
- Boyce, M. S. 1992. Population viability analysis. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 481-506.
- Burgman, M. A., D. B. Lindenmayer y J. Elith. 2005. Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology* 86: 2007-2017.
- Caviedes, C. y G. Knapp. 1985. South America. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Cifuentes, M., A. Ponce, F. Albán, P. Mena, G. Mosquera, D. Silva y L. Suárez. 1989. Estrategia para el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador, II Fase. Ministerio de Agricultura y Ganadería y Fundación Natura, Quito.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65-74.
- 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.
- Fjeldsá, 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. Páginas 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. BirdLife International (Serie de Conservación de BirdLife No. 14), Quito.
- Groves, C. R. 2003. Drafting a conservation blueprint—a practitioner's guide to planning for biodiversity. The Nature Conservancy. Island Press, Washington D.C.
- Heikkinen, R., M. Luoto, M. B. Araújo, R. Virkkala, W. Thuiller y M. T. Skyes. 2006. *Progress in Physical Geography* 30: 751-777.
- IUCN. 1993. Parks for life: report on the IVth World Congress on National Parks and Protected Areas. IUCN, Gland.
- Josse, C. y V. Cano. 2000. Iniciativas para la conservación de la biodiversidad in-situ y ex-situ. En La biodiversidad del Ecuador. Informe 2000. Ministerio del Ambiente, EcoCiencia y UICN, Quito.
- 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. Fjeldsá. 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.
- Krabbe, N., F. Skov, J. Fjeldsá e I. K. Petersen. 1998. Avian diversity in the Ecuadorian Andes. Centre for Research on Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforest. DIVA Technical Report n°4, Ronde.

- Margules, C. R. y R. L. Pressey, 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- McDonnell, M. y 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.
- Meir, E., S. Andelman y H. P. Possingham. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters* 7: 615-622.
- Messina, J.P. y S. J. Walsh. 2001. 2.5D Morphogenesis: modeling landuse and landcover dynamics in the Ecuadorian Amazon. *Plant Ecology* 156: 75-88.
- Noss, R. F., C. Carroll, C. Vance-Borland y G. Wuertner. 2002. A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology* 16: 895-908.
- Peterson, A. T., L. G. Ball y K. P. Cohoon. 2002. Predicting distributions of Mexican birds using ecological niche modeling methods. *Ibis* 144: 27-32.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, y J. H. Lawton. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492.
- 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.
- 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.
- Putney, A.D. 1976. Estrategia preliminar para la conservacion de areas silvestres sobresalientes del Ecuador. UNDP/FAO-ECU-71/527.
- Rodrigues, A. S. y K. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4: 602-609.
- Rudel, T. 2000. Organizing for Sustainable Development: Conservation Organizations and the Struggle to Protect Tropical Rain Forests in Esmeraldas, Ecuador. *Royal Swedish Academy of Sciences, Ambio* 29: 78-82.
- 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).
- 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/>>.
- 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.
- Sierra-Maldonado, R. 1996. La Deforestacion en el Noroccidente del Ecuador, 1983-1993. *Ecociencia*, Quito.
- 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.
- 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.
- Tear, T. H., P. Kareiva, P. L. Angermeier, P. Comer, B. Czech, R. Kautz, L. Landon, D. Mehlman, K. Murphy, M. Ruckelshaus, J. M. Scout y G. Wilhere. 2005. How much is enough? The recurrent problem of setting measurable objectives in conservation. *BioScience* 55: 835-849.
- United Nations, Food and Agricultural Organization (FAO). 1993. Forest resources assessment 1990. Tropical countries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- United Nations, Food and Agricultural Organization (FAO). 1994. Forest resources assessment 1990. Country briefs. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- United Nations, Food and Agricultural Organization (FAO). 1997. State of the World's Forests. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Van der Hammen, C. y C. Rodríguez. 1997. Excursión a Esmeraldas en Derecho y el Manejo del Bosque Amazonico. Tropenbos Foundation, Wageningen.
- 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.
- World Resources Institute (WRI). 1992. World Resources 1992-93. A guide to the global environment, World Resources Institute. Oxford University Press, New York/Oxford.
- World Resources Institute (WRI). 1994. World Resources 1994-95. A guide to the global environment, World Resources Institute. Oxford University Press, New York/Oxford.
- Wunder, S. 2001. Deforestation and economics in Ecuador: A Sintesis-Forestry Discussion Paper 35. Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, January 2001.

Identificación de vacíos y prioridades para la conservación de la biodiversidad de la plataforma marina del Ecuador continental

María Cecilia Terán, Kate Clark, Christian Suárez, Diego Ruiz, Soledad Luna, Edwin Ortiz, Judith Denkinger, Pedro Jiménez, Paulina Guarderas y Felipe Campos Yáñez¹

CONTEXTO Y OBJETIVOS

Apenas el 3% del océano del mundo se encuentra bajo algún nivel de protección y, en general, los ecosistemas marinos han recibido menor protección que los ecosistemas terrestres. Esta situación se viene evidenciando cada vez más. Un claro ejemplo es el hecho de que en la más reciente Cumbre de Áreas Marinas Protegidas (en abril de 2007) se determinó que los océanos del mundo están siendo destruidos a una mayor velocidad que aquella con la que son protegidos.

En nuestro país, la situación es evidente, pues no existe un Sistema Nacional de Áreas Protegidas Marinas. Más aún, el marco legal no ampara la protección de áreas marino-costeras como tales, a excepción de la Reserva Marina de Galápagos, cuya categoría fue creada a través de la promulgación de la Ley Especial de Galápagos.

En dicho contexto, el presente estudio identifica un conjunto de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad marino-costera en el Ecuador continental. Pero, al contrario del capítulo anterior, éste no pretende analizar los vacíos de conservación marino-costeros del actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), ya que este sistema incluye una mínima parte de la totalidad de ecosistemas marino-costeros presentes en el territorio continental de nuestro país.

Únicamente ocho áreas protegidas, de un total de 35, contemplan un área marino-costera. De éstas, sólo dos incluyen un área marina más allá de la línea costera²; y sólo un área marina está protegida como tal: la Reserva Marina de Galápagos.

El gran vacío de protección y manejo de la biodiversidad marina en el Ecuador continental está acompañado de falta de información y falta de interés en generar proyectos, propuestas y acciones de conservación. Además, las leyes actuales no

¹ Instituto NAZCA de Investigaciones Marinas. La Rábida # 250 y La Niña. Correo electrónico: fcampos@interactive.net.ec

² Se trata del Parque Nacional Machalilla, en la provincia de Manabí, y del Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara, frente al golfo de Guayaquil.

buscan ni favorecen ningún tipo de manejo marino. No existen las categorías de protección adecuadas y tampoco está claro qué institución o grupo humano se responsabiliza por el control y regulación del uso de recursos marinos.

Paralelamente, problemas como el crecimiento poblacional, la contaminación industrial, la sobreexplotación de recursos y la destrucción de hábitat amenazan con afectar la gran cantidad de bienes y servicios que proporcionan los ambientes marino-costeros a los grupos humanos que viven en sus cercanías (Bellwood 2004).

El presente trabajo incluye una serie de recomendaciones para fomentar la protección de la mayor parte de ecosistemas, comunidades y especies de las costas y mares continentales del Ecuador. Para aplicar dichas recomendaciones en un marco de soluciones integrales es esencial considerar las dinámicas históricas del aprovechamiento de los recursos marino-costeros ecuatorianos a diferentes escalas temporales y espaciales.

Tales dinámicas han ejercido diversas presiones socio-económicas a lo largo de la Costa, influyendo de diferentes maneras en el estado actual de conservación de los ambientes naturales y condicionando el manejo de recursos que se puedan plantear a futuro en cada localidad o región.

Podemos mencionar por lo pronto que el área marino-costera ha provisto de una gran cantidad de bienes y servicios de fácil acceso a las poblaciones humanas que la avecinan. Por esta razón, y por la fuerte migración que existió desde el resto del país hacia la Costa durante el auge cacaotero y bananero de las décadas de 1930 y 1960 respectivamente, esta región ha recibido históricamente la mayor cantidad de asentamientos humanos en el territorio continental del Ecuador.

Al tener cada vez más habitantes, en la Costa se promovieron y diversificaron actividades económicas que fueron acompañadas del desarrollo de una red vial. Como un círculo vicioso, el acceso vial conlleva una mayor afluencia de visitantes e incrementa procesos de colonización y migración. Sin ordenamiento territorial ni planificación, este proceso ha provocado mayores presiones hacia los ambientes marino-costeros y sus recursos naturales.

A todo esto se suma la inexistencia de derechos de propiedad sobre las áreas marinas, por lo que el acceso a su espacio está abierto para todos y todas. El no tener control, ni responsabilidad sobre un área provoca que muchas personas la aprovechen bajo el lema "agarre lo que pueda", y eso refuerza la percepción del mar como una fuente inagotable de recursos y alimentos; de hecho, ya hace un siglo se hablaba en esos términos (Lubchenco *et al.* 2003).

Para enfrentar estos problemas, el Estado tendrá que fortalecer al SNAP y crear, incluso, un sub-sistema dirigido a áreas marino-costeras. Además, se espera el incremento del apoyo a programas de investigación, educación, formación de profesionales y la creación e implementación de modelos de gestión participativos.



ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio comprende todo el largo de la línea costera del Ecuador continental (aproximadamente 950 km) y desde los 0 m hasta los 200 m de profundidad, que representa el borde de la plataforma continental. Abarca una superficie de 3'170.400 ha, incluyendo zonas intermareales³ y submareales⁴.

Las clasificaciones biogeográficas regionales y globales se basan en el clima, cuencas oceánicas, oceanografía, batimetría y distribución de organismos (Lourie y Vincent, 2004).

Sullivan y Bustamante (1999) distinguen nueve provincias biogeográficas en los mares de Latinoamérica y el Caribe. Según esta división, el frente costero del Ecuador continental es parte de la provincia biogeográfica del Pacífico Tropical Oriental que se extiende desde Baja California hasta el norte de Perú. Esta provincia contiene seis ecorregiones, la costa ecuatoriana es parte de dos: Bahía de Panamá y Guayaquil.

La ecorregión Bahía de Panamá se extiende desde Península Azuero (Panamá) hasta Bahía de Caráquez (Ecuador). Es un área predominantemente tropical, caracterizada por una extensa red de desembocaduras de ríos e incluye la mayor cobertura de manglar de su provincia biogeográfica.

La ecorregión Guayaquil, en cambio, se extiende desde bahía de Caráquez (Ecuador) hasta península Illescas (Perú). Ésta se caracteriza por la influencia estacional de la corriente de Humboldt que choca con las aguas tropicales de la bahía de Panamá, formando el llamado frente ecuatorial, el cual, según la época y la fuerza de los vientos, varía de posición desplazándose hacia el norte o sur. Esto genera un ambiente marino de gran variabilidad en la temperatura (de 22° C en el sur a 27° C en el norte), salinidad y concentración de nutrientes, lo que a su vez permite la presencia de especies asociadas tanto a aguas cálidas como a aguas templadas.

Estas variaciones de condiciones oceanográficas influyen y determinan la distribución biogeográfica y las dinámicas poblacionales de las especies presentes en la costa del país. Por un lado, encontramos una biota asociada a aguas tropicales en la zona norte (arrecifes coralinos y organismos asociados), mientras que al sur tenemos comunidades marinas más bien características de zonas mixtas (ausencia de algunas especies tropicales y presencia de algunas especies de aguas templadas provenientes del Sur); por otro lado, ecosistemas de manglar están presentes tanto en la zona tropical, como en la mixta.

Existe además una gran variedad de ecosistemas como resultado de la ubicación geográfica, las condiciones oceanográficas, los aportes continentales, la presencia del ecosistema fluvial más grande del Pacífico suroriental (el río Guayas) y la morfología de la línea costera. Esta variedad aporta a la gran diversidad biológica presente en la zona marino-costera del Ecuador continental.

³ Se trata de la zona ubicada entre la marea más alta y la más baja.

⁴ Esta zona se extiende desde la marea más baja hacia el fondo marino.

Aspectos Sociales

En el Ecuador, al igual que en casi todos los países del mundo, la población humana se encuentra concentrada cerca de la costa. De hecho, alrededor del 58% de la población ecuatoriana se asienta en esa región. En el norte de nuestra zona costera, las actividades económicas más importantes son la pesca artesanal e industrial, la industria petrolera y la camaronera. En la zona central, en cambio, las poblaciones humanas se dedican principalmente a la pesca y al turismo; mientras que el sector del Golfo de Guayaquil, al sur de la Costa, ha tenido un desarrollo básicamente industrial y portuario.

Desgraciadamente, estas actividades casi siempre se han desarrollado sin una planificación que considere el cuidado ambiental, ni el bienestar social local. Algunas actividades productivas han puesto en riesgo a los ecosistemas, especies, e incluso al bienestar de los pobladores que practican la pesca a pequeña escala o para subsistencia.

Las zonas costeras del Ecuador son vulnerables a fenómenos naturales de gran escala como los movimientos tectónicos, el calentamiento global, y los eventos de El Niño. Los impactos negativos de estos fenómenos se agravan por malas prácticas en el uso de la tierra y el mar, y por la existencia de infraestructura mal diseñada.

La deforestación, el dragado de canales, el relleno de humedales, la extracción de materiales de construcción, las alteraciones físicas de la línea costera y la contaminación del agua⁵ intensifican los impactos de los mencionados eventos naturales y aceleran la degradación de los ecosistemas marino-costeros.

Pero las poblaciones humanas no se limitan a potenciar el poder destructivo de la naturaleza, al contrario, muchas de sus actividades generalmente son en sí mismas una amenaza para la biodiversidad marino-costera del Ecuador continental.

Además, el acelerado crecimiento poblacional que sin planificación demanda mayor cantidad de recursos, la contaminación por aguas servidas y desechos industriales, la contaminación y destrucción del hábitat por prácticas irresponsables de turismo, la sobreexplotación de los recursos pesqueros sin adecuadas medidas de manejo que permitan la recuperación de los mismos y la contaminación por rutas de navegación e instalaciones petroleras constituyen amenazas a ser consideradas a la hora de proteger y manejar áreas marinas con una participación social activa.

MÉTODOS

En la identificación de áreas prioritarias para la conservación, el objetivo es asegurarse de que el conjunto de las áreas seleccionadas albergue la mayor cantidad de especies (principalmente de aquellas amenazadas) que habitan en la zona de estudio. Además, es recomendable que la superficie del mencionado conjunto sea lo más pequeña posible y tenga la menor probabilidad de sufrir alteraciones por actividades humanas. Para lograr esto es necesario:

⁵ Este tipo de contaminación se da por los desechos de las poblaciones asentadas cerca de la línea costera, y también por el tipo de uso de tierras de lugares lejanos a las costas, un mal uso que termina por contaminar las cuencas hidrográficas que finalmente llevan sus aguas hasta las zonas marinas.

- Establecer un mapa de la distribución de la biodiversidad.
- Determinar qué tan aptas son las diferentes zonas marino-costeras para llevar a cabo estrategias de conservación.
- Definir metas de conservación.
- Priorizar unas zonas por sobre el resto.

Mapa de la distribución de la biodiversidad

Unidades Ecológicas Marinas

Las Unidades Ecológicas Marinas (UEMs) son conjuntos de ecosistemas marino-costeros que pueden ser agrupados por compartir temperatura, profundidad, aportes continentales y distribución de especies (Terán *et al.* 2004). En este estudio se identificaron seis UEMs; para ubicarlas se establecieron tres criterios de división del espacio marino-costero: la temperatura del agua, su profundidad y la influencia de agua dulce y sedimentos fluviales.

Según el criterio de temperatura, el área de estudio puede ser dividida en dos: una zona tropical y una mixta. La primera posee aguas cálidas (de 25 a 27° C en la época caliente y de 22 a 23° C en la época fría), alta salinidad, y baja concentración de nutrientes; y se extiende desde el norte de la frontera marítima ecuatoriana hasta 1° sur (cerca de Manta). En cambio, la zona mixta alberga la confluencia de aguas tropicales y subtropicales, su temperatura promedio anual varía entre 19 y 20° C, y se extiende desde el 1° sur hasta el sur de la frontera marítima ecuatoriana.

Según la profundidad de las aguas, el área de estudio puede ser dividida en dos plataformas: una interna, cuyo rango va desde los cero hasta los 50 m de profundidad, y una plataforma externa, con un rango que va desde los 50 hasta los 200 m.

La influencia de agua dulce y sedimentos fluviales, que de acuerdo a lo dicho es otro de los criterios de división de la zona de estudio, proviene de los grandes estuarios. Así, unas zonas poseen este tipo de influencia y otras no.

Entonces, las seis UEMs identificadas son:

- UEM mixta en plataforma interna.
- UEM mixta con influencia de agua dulce y sedimentos fluviales (plataforma interna).
- UEM mixta en plataforma externa.
- UEM tropical en plataforma interna.
- UEM tropical con influencia de agua dulce y sedimentos fluviales (plataforma interna).
- UEM tropical en plataforma externa.



Ecosistemas, comunidades y especies representativas

Con el objeto de identificar adecuadamente la distribución de la biodiversidad del área de estudio, se determinaron las zonas ocupadas por ecosistemas, comunidades y especies de la zona marino-costera del Ecuador continental.

Ecosistemas: los ecosistemas fueron clasificados en intermareales y submareales. Para su identificación, clasificación y ubicación geográfica se levantó información en el campo con recorridos peatonales en la zona intermareal y en la zona submareal con muestreos por medio de buceo autónomo. Adicionalmente, se interpretaron imágenes satelitales para la zona intermareal y mapas de fondos marinos para la zona submareal, mientras que para la ubicación de ciertos ecosistemas en áreas con escasa información se recopilaron testimonios de pescadores de arpón y operadores turísticos.

En la zona marino-costera del Ecuador continental se identificaron cuatro ecosistemas intermareales: playas de limo, playas de arena, playas de roca y manglares; y seis ecosistemas submareales: fondos blandos, fondos de roca, fondo de arrecife de coral, fondo de grava, bajo de roca y bajo de arena. Estos ecosistemas fueron subclasificados considerando su distribución dentro de cada UEM. Por esta razón, para este estudio se presentan 12 ecosistemas intermareales y 27 ecosistemas submareales (ver figuras 3 y 4, páginas 81 y 82).

Comunidades: la costa de nuestro país presenta una alta diversidad de comunidades localizadas en áreas muy reducidas; un ejemplo es la comunidad de piqueros que anidan en el peñón de Súa, o en el islote El Pelado (entre las provincias de Manabí y Guayas). Para determinar una zonificación en base a los territorios ocupados por las distintas comunidades marino-costeras que habitan en el Ecuador se necesitaría un análisis minucioso. El presente estudio no adoptó un nivel de detalle que permita realizar dicha zonificación. Por lo tanto, la distribución de las comunidades no fue considerada como un indicador para establecer áreas prioritarias para la conservación.

No obstante, hubo tres casos que sí fueron considerados y analizados detalladamente: colonias de anidación de aves marinas, comunidades de aves migratorias y playas de anidación de tortugas. Esta excepción fue hecha en virtud de que tales comunidades engloban especies importantes o porque en algunos casos ocupan áreas que no necesariamente han sido identificadas como asiento de ecosistemas.

Especies: se elaboró una lista preliminar de toda la biodiversidad marino-costera del Ecuador continental, que luego fue utilizada para la identificación de las especies prioritarias. Cada una de las especies en la lista fue evaluada y clasificada utilizando criterios con diferentes valores. Los criterios más importantes fueron:

- El grado de amenaza y de endemismo.
- Factores ecológicos y biológicos.



- Otros criterios, por ejemplo, su utilidad como especie bandera.

Se identificaron y ubicaron geográficamente 59 especies representativas. En algunos casos particulares, ciertas especies fueron agrupadas en familias o géneros por falta de información para su identificación. Las especies representativas para la conservación están dentro de siete grupos taxonómicos, siendo peces y mamíferos los grupos con mayor número de especies.

Entre las especies consideradas como prioritarias para la conservación a escala local, regional y mundial se encuentran corales y gorgonias. Importantes a escala local son el pepino de mar (*Stichopus fuscus*) que, aunque no posee una categoría de amenaza a nivel internacional, en el Ecuador ha sido protegido con vedas y control de extracción. Los erizos de mar (*Diadema mexicanum*, *Tripneustes depressus*, *Eucidaris thouarsii*), que en otros ecosistemas marinos como en el Caribe y las islas Galápagos han sido reconocidos como organismos clave y cuya variación en abundancia afecta directamente a la salud de ambientes coralinos. Entre los moluscos más conocidos podemos mencionar al spondylus (*Spondylus princeps*, *Spondylus calcifer*), que desde hace miles de años ha sido utilizado como alimento y como materia prima para joyería. Además, la ostra (*Ostrea irridescens*), conocida como ostión de roca que también ha servido como alimento para los seres humanos desde hace muchos años.

Los peces representan el grupo que contiene el mayor número de especies prioritarias para la conservación identificadas en este estudio. Se han incluido especies que sufren de una alta presión pesquera como el mero (*Epinephelus itajara*) que ya ha desaparecido de ciertas zonas del país donde antes era observado y capturado. También se han incluido especies explotadas con fines ornamentales como el pez mariposa (*Johnrandallia nigrirostris*) y el ídolo moro (*Zanclus cornutus*). Entre los tiburones, el más representativo e identificado como una especie prioritaria para la conservación es el tiburón ballena (*Rhincodon typus*).

Los cocodrilos (*Crocodylus acutus*), especialmente amenazados por la destrucción de su hábitat y cacería han sido identificados como especies representativas, así como cuatro especies de tortugas marinas incluidas en la lista roja de la UICN. Entre las aves se destacan los petreles (Procellariidae) y el albatros (*Phoebastria irrorata*).

Las ballenas y otros mamíferos marinos más pequeños que han recibido bastante atención a escala mundial, también se encuentran incluidos en este estudio.

Análisis de aptitud

Debido a la falta de información, no se pudo realizar un análisis detallado de la viabilidad de conservación de cada ecosistema, comunidad y especie. Por ello se realizó una evaluación geográfica de la aptitud. Este índice es muy efectivo para identificar sitios de conservación alejados de zonas con mayor impacto antrópico, asumiendo que éstas últimas son más costosas de manejar y conservar, y otorgan menos posibilidades de supervivencia a las especies representativas.

Las amenazas son el principal componente para determinar la aptitud de las áreas para la conservación. Así, el análisis cartográfico de los impactos potenciales y actuales de los hechos amenazantes permite evaluar los diferentes lugares de la zona observada. Para este estudio se construyó un mapa de la distribución y el efecto de 17 tipos de amenazas marino-costeras en el Ecuador continental.

El procedimiento fue establecer diferentes capas de información georeferenciada⁶. Las amenazas fueron identificadas y agrupadas en cinco tipos:

- Población.
- Contaminación.
- Turismo.
- Extracción.
- Alteraciones físicas.

Cada tipo de amenaza recibió una ponderación avalada por un grupo de expertos, luego fueron analizadas y procesadas en varias capas de información georeferenciada.

Población: el acelerado crecimiento poblacional sin planificación genera fuertes demandas por recursos como espacio (para vivienda permanente y vacacional, e infraestructura), agua, alimentos y tierra. También puede causar un constate incremento de los procesos erosivos de playas, fragmentación de hábitats, incremento de la producción de desechos domésticos e industriales y la explotación intensiva de muchos recursos marinos. Estratégicamente, la mayoría de asentamientos humanos se han situado a las orillas de los ríos, lo cual agrava el problema, ya que todos los desechos, de las poblaciones y de todas las actividades económicas relacionadas con la utilización del suelo y los recursos del bosque son arrastrados por los ríos hasta su desembocadura en el mar. Estas actividades, sin un adecuado manejo y planificación, provocan la alteración del equilibrio de los ambientes costeros.

Contaminación: en el Ecuador, ninguna población de la Costa cuenta con un sistema para el tratamiento adecuado de las aguas servidas. Los químicos industriales y agrícolas y la materia orgánica de los desechos domésticos están depositados en los sedimentos de los estuarios y bahías o son parcialmente diluidos en el agua. La eutroficación y contaminación de las aguas costeras y los crecientes niveles de materiales tóxicos en los sedimentos constituyen un riesgo para la salud pública y una amenaza a la productividad y la diversidad de esta zona tan importante para la pesca y el turismo (Majluf 2002). El impacto de la contaminación está relacionado a tres fuentes principales: doméstica, de origen industrial y por actividades petroleras (refinería, oleoducto, carga, descarga y rutas de navegación).

Turismo: la contaminación y perturbación de las playas, el contacto indebido con organismos marinos, la destrucción de los arrecifes, fondos y bajos marinos por el anclaje, y la producción de desechos líquidos y sólidos que son vertidos al mar sin tratamiento adecuado son los principales impactos del turismo en la Costa ecuatoriana. Este deterioro progresivo está

⁶Información acerca de una posición determinada por coordenadas geográficas.

asociado con la demanda de uso y acelerado desarrollo de la infraestructura hotelera que, en muchos casos, provoca la destrucción de zonas de gran valor natural por la introducción de nueva infraestructura turística sin tomar en consideración la necesidad de conservar el entorno natural.

Extracción: La extracción de los recursos marinos (industrial y artesanal) sin control en las zonas intermareal y submareal es una amenaza seria a la biodiversidad y la estabilidad de los ecosistemas marino-costeros. En general, las especies explotadas demuestran cambios en su estructura poblacional, con una reducción en el número y tamaño de los individuos, la interrupción de la frecuencia de tallas, y la reducción de la edad de madurez sexual. Otras especies que no son objeto directo de la explotación mueren incidentalmente o sufren por cambios en la red alimenticia.

Alteraciones Físicas: La falta de planificación ha permitido el crecimiento desordenado de las zonas urbanas, así como la proliferación de infraestructura pública y construcciones privadas en la línea costera, en muchos casos incluso dentro de la zona intermareal. La construcción de obras en las playas suele estar mal concebida, produciendo cambios en los patrones de transporte de arena a lo largo de la playa e impactando negativamente en la fauna. Los malecones, rompeolas y muros de contención frecuentemente destruyen la vegetación natural de las dunas, la zona de anidación de las tortugas marinas, la zona de alimentación de aves playeras, y el hábitat de organismos pequeños.

Pero las amenazas no son los únicos factores que fueron tomados en cuenta para la construcción del índice de aptitud para la conservación de la biodiversidad de las zonas marino-costeras del Ecuador continental, pues también se consideraron los siguientes factores positivos:

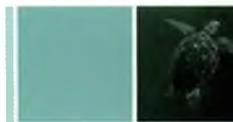
- La cercanía o presencia de áreas protegidas.
- La presencia de alta biodiversidad.
- La presencia de alta productividad primaria.

Cada una de las amenazas y factores positivos fueron cartografiados. Además de su ubicación se ponderó su grado de incidencia. La información de cada uno de estos mapas fue sumada para producir el mapa de aptitud. Este mapa identifica las áreas más aptas para la conservación de la biodiversidad marino-costera.

Definición de metas de conservación

Las metas de conservación definen el tamaño y la distribución espacial de las áreas protegidas que son necesarias para lograr una conservación adecuada de los ecosistemas, comunidades y especies representativas. En este estudio, las metas de conser-

⁷ También llamada distribución remanente.



vación están dadas para cada ecosistema, comunidad o especie, dependiendo de su abundancia y distribución actual⁷.

Las metas de conservación para reservas marinas sugeridas en diversos estudios oscilan entre el 10 y el 40%. Un porcentaje así asegura la viabilidad de los ecosistemas, comunidades y especies (Airamé *et al.* 2003, Roberts *et al.* 2003, Beck and Odaya 2001), es decir, permite que exista el suficiente número de individuos, alimento y territorio natural para que la población perdure indefinidamente. Es lamentable que en el Ecuador el tamaño en área o longitud del ecosistema, comunidad o el número de individuos que debe tener una población para asegurar que esta sea viable y que la especie se conserve no han sido estudiados a profundidad. Es así que para el presente estudio se tomó el valor referencial más aceptado a nivel mundial, donde sugiere que si un ecosistema, comunidad o especie representativa es abundante, el 20% de su totalidad debería estar representada en el conjunto de áreas protegidas. A partir de este valor referencial calculamos las metas de conservación para cada uno de los ecosistemas, comunidades o especies. La abundancia actual de cada uno fue estratificada en abundante, común, poco común, raro y muy raro.

Tabla 1. Metas de conservación

Calificación	Meta
Abundante	20%
Común	30%
Poco común	50%
Raro	60%
Muy raro	Del 75 al 100%

Es preciso también, estratificar la distribución geográfica de las metas, para asegurar una buena representación de los ecosistemas, comunidades y especies representativos en toda la zona, evitando una dependencia peligrosa en pocas o una sola área. Es así que en el presente estudio las metas de conservación para ecosistemas y comunidades fueron divididas en locales y globales. Las metas locales se calculan considerando el área o longitud que cubre cada ecosistema, comunidad o especie representativa en relación al área o longitud de las UEMs; las metas globales, en cambio, están dadas en relación al área o longitud de toda la costa del Ecuador. Las metas se expresan en hectáreas (manglares y ecosistemas submareales), en metros (tramos intermareales y playas de anidación de tortugas), o en número de ocurrencia /avistamientos de especies y comunidades (ver anexo 2, página 74).

Selección de áreas prioritarias

El modelo SITES para la selección de áreas prioritarias para la conservación, al igual que otros modelos similares como MARXAN y SPEXAN (diseñados por Ball y Possingham 2000), han sido utilizados y aceptados en varios lugares del mundo para identificar áreas prioritarias para la conservación marina y para planificar sus acciones de manejo.

Este paquete informático utiliza un algoritmo para seleccionar un conjunto óptimo de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad, dicho conjunto es denominado portafolio. Un portafolio óptimo implica que:

- Contenga el mayor número de ecosistemas, comunidades y especies representativas. Son los ecosistemas, comunidades o especies que por razones ecológicas o sociales se consideran importantes para el entendimiento, manejo y conservación de los ambientes naturales.
- Presente el menor costo de conservación posible. El costo hace referencia a la cantidad de aspectos negativos o amenazas en un área, mientras el costo sea menor; mayor es la posibilidad de tener éxito en la conservación de dicha área.
- Tenga la agrupación más eficiente de unidades de análisis. El área de estudio fue dividida en hexágonos de 150 ha. Esto se hizo con el fin de facilitar la ubicación cartográfica de la información recolectada en el estudio. SITES prefiere las áreas compuestas por unidades de análisis cercanas o colindantes, ya que su manejo es más eficiente en sentido ecológico y logístico.
- Cumpla eficientemente las metas de conservación. Éstas determinan el tamaño y la distribución espacial de las áreas protegidas necesarias para asegurar la conservación adecuada de los ecosistemas, comunidades o especies representativas dentro del área de estudio.

El procedimiento es el siguiente: el modelo SITES selecciona aleatoriamente un grupo de unidades de análisis y explora cuál es el mejor portafolio posible, sumando o restando unidades de análisis al azar. En cada paso el programa compara el portafolio resultante con el portafolio previo, se rechazan los portafolios subóptimos dejando como posibilidades únicamente los mejores portafolios; es decir, que cumplan mejor con los cuatro puntos arriba mencionados (Andelman *et al.* 1999).

La fórmula que utiliza SITES para calcular el menor costo posible de conservación se describe a continuación:

$$\text{Costo total} = \sum_i \text{Costo de sitio } i + \sum \text{Costo de penalidad del objeto } j + w \sum_j \text{Longitud de borde}$$

Donde,

- El costo del sitio tiene dos componentes: un costo de base que tiene cada unidad de análisis, es un valor arbitrario y tiene que ser igual para cada una de las unidades; y el costo de aptitud de cada unidad, que hace referencia a la diferencia entre las sumatorias de las amenazas y factores positivos.
- El costo de penalidad es impuesto por el modelo SITES sobre el portafolio al no cumplirse una meta definida para los ecosistemas, comunidades y especies.
- El costo de longitud de borde considera la dispersión de las áreas que conforman el portafolio.

RESULTADOS

Portafolio de áreas prioritarias

El conjunto de áreas prioritarias para la conservación (portafolio) recomendado abarca 933.450 ha, y constituye cerca del 30% del área total de estudio (línea costera y mar continental). Dicho conjunto está compuesto por 25 bloques: 11 en la zona tropical (323.850 ha) y 14 (609.600 ha) en la mixta. Con el fin de reconocerlos fácilmente, los bloques fueron numerados de norte a sur y nominados de acuerdo a su ubicación geográfica (ver figura 5, página 83).

De los 25 bloques del portafolio, 15 coinciden con áreas propuestas para ser protegidas o designadas como prioritarias para la conservación (Arriaga et al. 2005). Por ello se puede decir que este portafolio reafirma y fortalece los criterios de otros sectores (nacionales e internacionales, públicos o privados) preocupados por la conservación de los recursos marino-costeros del Ecuador.

El portafolio alberga a todos los ecosistemas, comunidades y especies representativos de la zona marino-costera del Ecuador continental. Además, cubre casi todas las metas de conservación establecidas en el presente estudio.

Sólo tres ecosistemas incumplen su meta con un porcentaje menor del planteado en las metas de conservación: playas de arena y fondos de roca en la zona de influencia del río Guayas, y fondo de roca de la UEM tropical. Esto se debe a que en el análisis de aptitud su puntaje fue bajo, a causa del alto grado de amenaza por contaminación industrial que tienen dichos ecosistemas. Cuatro especies no fueron representados adecuadamente en el portafolio: el bivalvo pata de mula (*Anadara grandis*), un ave (*Aramides axillaris*) y dos peces (*Cynoscion nortoni* y *Urobatis tumbesensis*). En el caso de *Anadara grandis* es muy probable que sí se encuentre representada en el portafolio, ya que su hábitat natural, las playas de limo, se encuentran adecuadamente representadas en el mismo.

La falta de información acerca de los ecosistemas de aguas profundas y fondos blandos provocó que estén subrepresentados en el portafolio de áreas prioritarias propuesto en el presente estudio.

Sin embargo, se recomienda que, en lo posible, las aguas profundas y fondos blandos contiguos a áreas marinas protegidas o por proteger, sean incluidos en acciones de conservación e investigación con el fin de superar los vacíos de información y de conservar la mayor diversidad asociada posible.

Priorización del portafolio

Es importante considerar que en esta fase de priorización, para cumplir con nuestro objetivo de conservar la biodiversidad, no se consideró información social, económica, cultural, política, ni institucional. Se consideraron únicamente aspectos biológicos, ecológicos y pragmáticos también mencionados por Villegas et al. (2005), como fundamentos principales para una primera priorización de áreas protegidas. Éstos criterios pragmáticos y ecológicos permiten analizar los costos y beneficios de los bloques



del portafolio, con el fin de priorizar las áreas ya identificadas como importantes para la conservación marino-costera en el Ecuador continental.

En el caso de los criterios pragmáticos se consideraron el costo de las amenazas y el tamaño de los bloques. Durante la priorización del portafolio, se sumó el costo de las amenazas de todas las unidades de análisis que conforman un bloque, y esto se dividió para el área total del bloque con el fin de obtener el costo por hectárea. La priorización se dio al comparar el costo por hectárea de cada bloque con su valor biológico. El valor biológico es un índice que incluye criterios de tamaño, diversidad de ecosistemas y comunidades, especies únicas, conectividad, y representatividad. Los sitios de alta prioridad son aquellos que presentan mayor valor biológico por el menor costo. Los bloques del portafolio recibieron una calificación de prioridad muy alta, alta, media y baja.

Hay ocho bloques calificados de alta o muy alta prioridad. Estos bloques suman 485.700 ha y representan el 52% del portafolio total y 15% de la zona de estudio. Los bloques prioritarios están distribuidos más o menos proporcionalmente en las dos UEMs de acuerdo a su área, con dos en la UEM tropical (100.050 ha) y seis en la UEM mixta (385.650 ha).

Como es el caso del manglar en la UEM mixta, esta carencia podría estar compensada con la inclusión del bloque 21: Churute, que a pesar de no haber sido seleccionado como de alta ni muy alta prioridad, tiene un valor medio. Otro ecosistema poco representado es el fondo de arena-roca de 0 a 50 m de profundidad en la UEM tropical, lo cual podría cubrirse con la inclusión del bloque 3, que también presenta un valor medio, en su mayoría corresponden a fondos blandos de aguas profundas donde la información biológica es incipiente. Estos bloques deben considerarse para investigaciones futuras con el propósito de verificar su importancia para la conservación regional.

El SNAP y las áreas prioritarias para la conservación

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) tiene 35 áreas en el Ecuador, de ellas únicamente ocho contienen elementos marino costeros, más aún únicamente dos tienen áreas marinas además de las zonas intermareales.

Además, se han nombrado seis sitios Ramsar en la costa continental del Ecuador, cuatro de ellos corresponden a porciones de áreas protegidas. Los otros dos sitios Ramsar (La Segua e Isla Santay) están en áreas de humedales consideradas prioritarias según el estudio de Wetlands International, de estas dos zonas únicamente Isla Santay se encuentra dentro del área de estudio, pero no es considerada dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Ecuador (SNAP).

En el presente estudio, se realizó un análisis de las áreas protegidas marino-costeras del país, considerando la presencia de los ecosistemas y comunidades representativos para la conservación. De las ocho áreas, seis contienen manglares y ecosistemas estuarinos asociados y las otras dos (Parque Nacional Machalilla y Refugio de Vida Silvestre Isla Santa Clara) incluyen mayor diversidad de ecosistemas y comunidades de zonas submareales.

Todos los demás ecosistemas identificados en este estudio como representativos y prioritarios para conservar, no se encuentran representados en ninguna de las áreas protegidas del SNAP.

La mayoría de los ecosistemas que se incluyen dentro de las áreas protegidas del SNAP no alcanzan las metas de conservación definidas en este documento. Únicamente cuatro ecosistemas alcanzan el 90% o más de la meta propuesta: el manglar de la UEM tropical, los arrecifes de coral, fondo arena-roca de 50 a 200 m y playa de roca en la UEM mixta.

Es importante señalar que las áreas protegidas actuales no se manejan de una forma que proporciona, en muchos casos, una protección adecuada y suficiente para la conservación de sus recursos biológicos. Todas estas áreas son vulnerables a impactos producidos por actividades humanas y algunas de ellas están ubicadas en lugares con alto costo.

Entre las áreas protegidas con costos muy elevados se encuentran los manglares en la Isla Corazón, Muisne y El Salado. En el Parque Nacional Machallía, aunque el costo por hectárea es menor a los mencionados anteriormente, es el área de mayor preocupación, ya que incluye ecosistemas (arrecifes de coral), comunidades (anidación de aves marinas y de tortugas) y especies únicas (albatros: *Phoebastria irrorata*, ballena jorobada: *Megaptera novaeangliae*, concha espón dilus: *Spondylus* spp.) o extremadamente raras.

El portafolio propuesto en este documento coincide parcialmente con seis de las ocho áreas protegidas. Únicamente dos áreas pequeñas: El Refugio de Vida Silvestre Isla Corazón y Fragatas en la UEM tropical y la Reserva de Producción de Fauna Manglares del Salado en la UEM mixta no forman parte del portafolio. De las 933.450 ha que conforman el portafolio, solamente 76.814 ha (8%) tiene algún nivel de protección (ver figura 5, página 83).

Si se considera únicamente las 8 áreas de alta y muy alta prioridad en el portafolio: San Lorenzo, Galera-Muisne, Puerto Cayo, Isla de la Plata, Machalilla, Santa Elena, Data de Posorja y Bajoalto; el 13% (67.020 ha) forma actualmente parte del SNAP. Tres de las cinco áreas de muy alta prioridad y una de las tres de alta prioridad coinciden parcialmente con la Reserva Ecológica Cayapas Mataje o con el Parque Nacional Machalilla.

De las nueve áreas de prioridad media, dos coinciden parcialmente con las áreas protegidas: Reserva Ecológica Manglares-Churute y la Reserva Ecológica Arenillas. El único bloque de baja prioridad (isla Santa Clara), coincide con un área protegida, el Refugio de Vida Silvestre isla Santa Clara. Los bloques de muy alta y alta prioridad como Galera-Muisne, Data de Posorja y Bajoalto, actualmente no reciben ninguna protección.

DISCUSIÓN

Áreas prioritarias para la conservación

Es evidente que el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) no tiene una cobertura adecuada de todos los ecosistemas marino-costeros del país. Es indispensable y urgente considerar aumentar el área bajo protección, ya sea por una extensión de las áreas protegidas ya establecidas o por la creación de nuevas áreas que incluyan un mayor número de ecosistemas, especialmente para zonas submareales:

Sin embargo, al mismo tiempo es necesario que el Estado defina una política clara respecto a la administración y manejo de un posible subsistema nacional de áreas protegidas marinas, lo cual incluye la elaboración de una base legal sólida que relacione e involucre autoridades, usuarios y usuarias.

Si bien la creación de la Reserva Marina de Galápagos en 1998 a través de una Ley Especial que modificó la Ley Forestal, para incluir la categoría de Reserva Marina, constituye un precedente y una herramienta para la declaración y manejo de otras áreas marinas en el Ecuador continental. Es claro que para un subsistema nacional de áreas protegidas marinas el camino aún es largo.

En el documento "Evaluación de Factibilidad de una Red de Áreas Marinas y Costeras Protegidas en Ecuador" (Villegas et al. 2005) se pueden encontrar recomendaciones para la estructuración modelos de gestión de áreas protegidas marinas. Sin embargo, es necesario recalcar que no existe un modelo único de manejo que calce a todas las situaciones, por lo tanto un sub-sistema de áreas protegidas marinas debería contemplar un marco legal que incluya una serie de categorías de uso y manejo, posibles de aplicar a áreas específicas dependiendo de su contexto social y ecológico. Entre las categorías deberían contemplarse zonas de no extracción y zonas de extracción regulada. La eficiencia y cumplimiento de dichas regulaciones dependerá del proceso que se siga para crearlas e implementarlas. Regulaciones propuestas y negociadas con los usuarios, y que se encuentren en consenso con los objetivos de manejo y con las políticas de conservación y uso de recursos establecidas en el SNAP, tendrán sin duda mayor respaldo público y de los gobiernos seccionales. Las áreas prioritarias marinas se encuentran distribuidas a lo largo de toda la costa del Ecuador. Entre ellas, se reconocen cinco con mayor importancia para iniciar procesos de manejo y conservación. Una primera aproximación a la creación de un SNAP marino debería enfocarse en las siguientes zonas:

- San Lorenzo (Reserva Ecológica Cayapas-Mataje). Requiere incrementar el área correspondiente a varios ecosistemas submareales, principalmente aquellos relacionados a fondos de limo.
- Galera-Muisne. Requiere la creación de una zona de conservación que principalmente guarde recursos relacionados con fondos duros submareales e intermareales rocosos.
- Isla de la Plata (Parque Nacional Machalilla). Requiere acciones de manejo y control que garanticen la protección total de los últimos arrecifes de coral de Ecuador y la conservación de fondos rocosos.
- Zona marina del Parque Nacional Machalilla. Requiere ampliación de la zona marina del Parque, hacia los bajos de Cantagallo y Copé, además de otros islotes cercanos. Se requiere, al mismo tiempo reforzar acciones de manejo y control sobre los recursos, principalmente submareales rocosos y arrecifes coralinos.
- Santa Elena. Requiere la creación de un área de conservación que asegure el mantenimiento de recursos tanto intermareales como submareales rocosos y de aguas profundas.

Vacíos de información

En el Ecuador, las investigaciones marinas se han enfocado en las islas Galápagos más que en la costa continental. Los pocos estudios de la biodiversidad marina de la Costa se centran en organismos planctónicos o en especies importantes para la pesca. Además, una gran parte de los estudios están enfocados a zonas ubicadas frente a los puertos más importantes: Guayaquil y Manta.

En general, existe poca información sobre los ecosistemas marinos, las condiciones ambientales, la biología de las especies, y las amenazas que acechan a la biodiversidad marina. La falta de información actualizada y equitativa para toda la costa del Ecuador continental es el mayor problema para el diseño y manejo de una red de áreas marinas protegidas.

Aunque se reconoce que el Ecuador posee una biodiversidad enorme, la falta de información sobre la gran mayoría de sus especies impuso severos límites en la selección de las especies representativas.

Por esta razón, la selección tuvo que realizarse en base a un grupo muy reducido de especies de las cuales se tiene, por lo menos, alguna información. Esto produjo un claro sesgo a favor de los vertebrados. Aún para estas especies, el número de ocurrencias/avistamientos bien documentadas fue pequeño y, con la excepción de algunos mamíferos marinos, existe poca información sobre su biología, ecología y dinámica poblacional. Con certeza se puede decir que uno de los mayores vacíos de conservación es el gran desconocimiento de la biodiversidad marina.

Si bien la definición de metas de conservación basadas en la abundancia de los ecosistemas, comunidades y especies representativas suena lógico, éstas resultan en aproximaciones, ya que se desconoce el número de individuos y el área necesaria para asegurar la viabilidad de comunidades y poblaciones.

Tampoco existe suficiente información acerca de parámetros físico-químicos que definen el medio ambiente marino. Si bien no existe un acuerdo universal para definir los ecosistemas marino-costeros (Norse, 1993), la poca información dificulta aún más la precisa clasificación de ecosistemas a una escala adecuada. Por ejemplo, existe un vacío de información acerca de las características físicas de playas de lodo, de arena y fondos blandos y de las comunidades que éstos albergan.

Lamentablemente, muchos datos no han sido publicados y no están disponibles al público. En especial, falta una cartografía de los fondos marinos con detalle suficiente para identificar con exactitud la presencia de ecosistemas submareales pequeños (como los bajos rocosos).

El monitoreo de los cambios climáticos y de los parámetros físico-químicos del agua (temperatura, salinidad, concentración de clorofila, entre otros), es geográficamente y temporalmente esporádico y no permite una buena definición de la variabilidad espacial y estacional de las masas de agua. Esta información se encuentra en un proceso pobre de sistematización y su acceso es complicado. Los procesos geomorfológicos e hidrológicos a lo largo de la costa (erosión, sedimentación, y descargas fluviales) no han recibido monitoreos a largo plazo, haciendo imposible una cartografía de los sectores afectados o vulnerables a cambios físicos sobre la línea costera.

Para la planificación de un subsistema de áreas marinas protegidas, un conocimiento del patrón de corrientes es básico, ya que muchos organismos en su estado larval se dispersan pasivamente, sin embargo en el Ecuador sólo existe información general sobre las tendencias de las corrientes oceánicas y muy poco sobre las importantes corrientes costeras.

La falta de información sobre las corrientes costeras también complicó el análisis de los impactos antrópicos, por ejemplo en la definición de la dirección y alcance de las plumas de contaminación⁸. Sobre la mayoría de las industrias potencialmente contaminantes en la zona costera, se desconoce la composición química de sus descargas, sus efectos sobre la fauna y flora, y

⁸ Pluma: presencia de una masa distinguida y localizada en el seno de un fluido, y cuya densidad es inferior a la de su entorno.

su permanencia en el medioambiente. Sólo se pueden extrapolar los efectos de la contaminación basándose en estudios realizados en ecosistemas y organismos de otros lugares. Los impactos de los contaminantes a largo plazo sobre los organismos marinos y los consumidores humanos son desconocidos.

La extracción de recursos marinos pesqueros es otra amenaza muy difícil de cartografiar. Las áreas de pesca no se encuentran georeferenciadas y, en muchos casos, la proveniencia de la captura solo es registrada en los puertos. Algunos datos para la pesca se mantienen confidenciales, con el objetivo de precautelar la integridad de importantes recursos comerciales. Hay poca información publicada sobre la zonación del esfuerzo pesquero⁹ y sobre el impacto que tienen diferentes artes pesqueras en los ecosistemas marinos y la captura incidental de mamíferos, tortugas, y otras especies.

La ausencia casi total de información básica sobre la biología, ecología y estadísticas pesqueras de las especies comerciales en el Ecuador constituye un serio impedimento para la implementación de programas de manejo y alternativas de extracción.

El vacío de información es, por supuesto, peor para las miles de especies sin importancia económica. La falta de información para un manejo adecuado de la pesca es un factor importante en la degradación de los ecosistemas marinos. Para algunas especies puede existir un estado de sobreexplotación pero la ausencia de información poblacional impide determinar definitivamente el estado de conservación actual. Por ejemplo, en Manabí y Esmeraldas, los moluscos *Spondylus princeps* y *Spondylus calcifer* han sido blanco de una pesca intensiva y alarmante durante los últimos diez años, pero no existen datos biológicos, ecológicos ni pesqueros que permitan evaluar las consecuencias de esta actividad, aunque los mismos pescadores informan de la declinación poblacional de estas dos especies.

Los datos de los censos de población humana se organizan por parroquias, así que es difícil puntualizar el impacto de la población en lugares específicos y las tendencias de crecimiento demográfico. Los impactos ocasionados por las operaciones turísticas sobre el ambiente marino-costero son poco estudiados. El incremento de la actividad turística en el Ecuador continental se ha dado sin ninguna planificación, reglamentación, ni control, siempre bajo el nombre de "ecoturismo". Por ellos, es menester asegurar que el desarrollo turístico se encuentre correctamente dirigido, sobretodo en ambientes frágiles y únicos como islas, arrecifes coralinos y manglares.

La falta de información acentúa otra limitación del modelo propuesto en este documento y, por supuesto, da una pauta para futuros estudios: los resultados son puntuales. Es decir, se basan en datos de un momento dado, sin considerar las variaciones estacionales de la temperatura superficial del mar, los cambios de fuerza y dirección de las corrientes costeras, los ligeros cambios en la ubicación de zonas de afloramientos, la distribución estacional de algunas especies (ballenas, aves, atunes, dorados), sobretodo las migratorias. Variaciones en el tiempo y en el espacio que sin duda afectan distintamente al medio e influyen sobre la escala y el carácter de las medidas de manejo.

⁹ Capacidad de pesca ejercida durante un tiempo y un área determinados.

Debido a los vacíos de información ya señalados, se ve la necesidad de estudios de todos los aspectos del ambiente marino, considerando las variaciones estacionales en los casos que corresponda, incluyendo:

- Estudios de la oceanografía física, química y biológica (especialmente fondos, corrientes, y afloramientos).
- Estudio de los factores socio-económicos que determinan el éxito ecológico y social de un área manejada.
- Estudios acerca del efecto que causa el fenómeno de El Niño sobre los diferentes ecosistemas, comunidades y especies representativas, identificación de áreas y organismos que sufren un alto impacto, con miras a una planificación para la conservación de la biodiversidad a nivel regional.
- Investigaciones taxonómicas (especialmente de invertebrados y sus larvas).
- Investigaciones permanentes de la diversidad faunística y florística en todos los hábitats marino-costeros para evaluar:
 - La distribución actual de las especies.
 - El crecimiento o reducción de poblaciones.
 - La introducción de especies exóticas.
- Estudios detallados de la biología y ecología de algunas especies posiblemente sobreexplotadas (como *Spondylus* spp., el mero: *Epinephelus itajara*, el coral negro: *Antipathes* spp., el caballito de mar: *Hippocampus ingens* y el molusco pata de mula: *Anadara grandis*). Para decidir medidas efectivas y determinar su grado de sobreexplotación.
- Investigaciones enfocadas en el impacto de las distintas artes de pesca y captura incidental en las zonas de mayor intensidad pesquera.
- Estudios ecológicos de la conectividad entre ecosistemas marinos y estuarinos.
- Monitoreo continuo de condiciones climáticas y oceanográficas para caracterizar mejor los impactos de fenómenos naturales (como el fenómeno de El Niño o el calentamiento global) y antrópicos (como la contaminación industrial, urbana y alteraciones físicas de línea costera).
- Cartografía de ecosistemas y amenazas con un nivel de resolución superior a 1:100.000.
- Sistematización, organización, y análisis de la información que existe sobre la biodiversidad y su distribución.
- Estudios de potencial contaminación de las industrias de la zona costera, mejor enfocados en la composición química de sus descargas, sus efectos sobre la fauna y flora, y su permanencia en el medioambiente.
- Análisis de viabilidad de las poblaciones reconocidas como representativas para la conservación.
- Monitoreo y programas de erradicación de especies introducidas en ecosistemas sensibles.
- Investigación de los ambientes marinos a profundidades mayores a 200 m.

PRÓXIMOS PASOS

Debido a los mencionados vacíos de información, el portafolio de sitios presentado aquí tiene que considerarse como una primera aproximación. Es importante llenar algunos de estos vacíos, especialmente los que se refieren a información sobre los factores oceanográficos físicos y la distribución espacial de ecosistemas submareales.

Este portafolio, con base en los criterios biológicos y ecológicos, será el punto de partida para el diseño de una red de áreas marinas protegidas con la participación de todos los distintos sectores sociales, económicos y políticos nacionales y posiblemente con algunos representantes internacionales (si se considera conveniente integrar la red con iniciativas parecidas en los países vecinos).

El proceso de integrar las prioridades biológicas con las necesidades socioeconómicas de la población para lograr un diseño óptimo de la red ha sido analizado en detalle por Villegas *et al.* (2005).

La existencia de grandes vacíos de información hace imposible la identificación de un portafolio completo y de de absoluta confianza. Sin embargo, podemos decir con seguridad que los bloques señalados como muy alta y alta prioridad son importantes; y es poco probable que la adición de más información cambie su clasificación. Son los bloques clasificados de mediana y baja prioridad los que requieren más información para poder mejorar su definición. De igual manera, la mayoría de las especies representativas carecen de información suficiente para poder diseñar programas de conservación. Así, los próximos pasos para el establecimiento de una red de áreas marino-costeras protegidas deben seguir dos caminos:

- 1) Aumentar la calidad y cantidad de información geográfica, oceanográfica, ecológica, y biológica sobre toda la zona marino-costera continental del país con el propósito de llenar algunos de los vacíos más graves.
- 2) Iniciar procesos de manejo más enfocados en la conservación de la biodiversidad en los bloques de muy alta o alta prioridad donde éstos coincidan con áreas protegidas ya declaradas.

Aunque Villegas *et al.* (2005) detallan una larga lista de criterios biológicos, ecológicos, sociales, económicos, culturales, y políticos que deben considerarse para la selección de áreas marinas protegidas, es nuestra opinión que el proceso de selección debe dividirse en dos fases:

- 1) La definición de los objetivos y prioridades biológicas específicas.
- 2) La integración de esos objetivos y prioridades con los factores políticos y socioeconómicos específicos de cada localidad o región.

Esta división es necesaria para no perder la visión del objetivo fundamental: la conservación de la biodiversidad marina, entre una compleja mezcla de intereses y objetivos socioeconómicos.

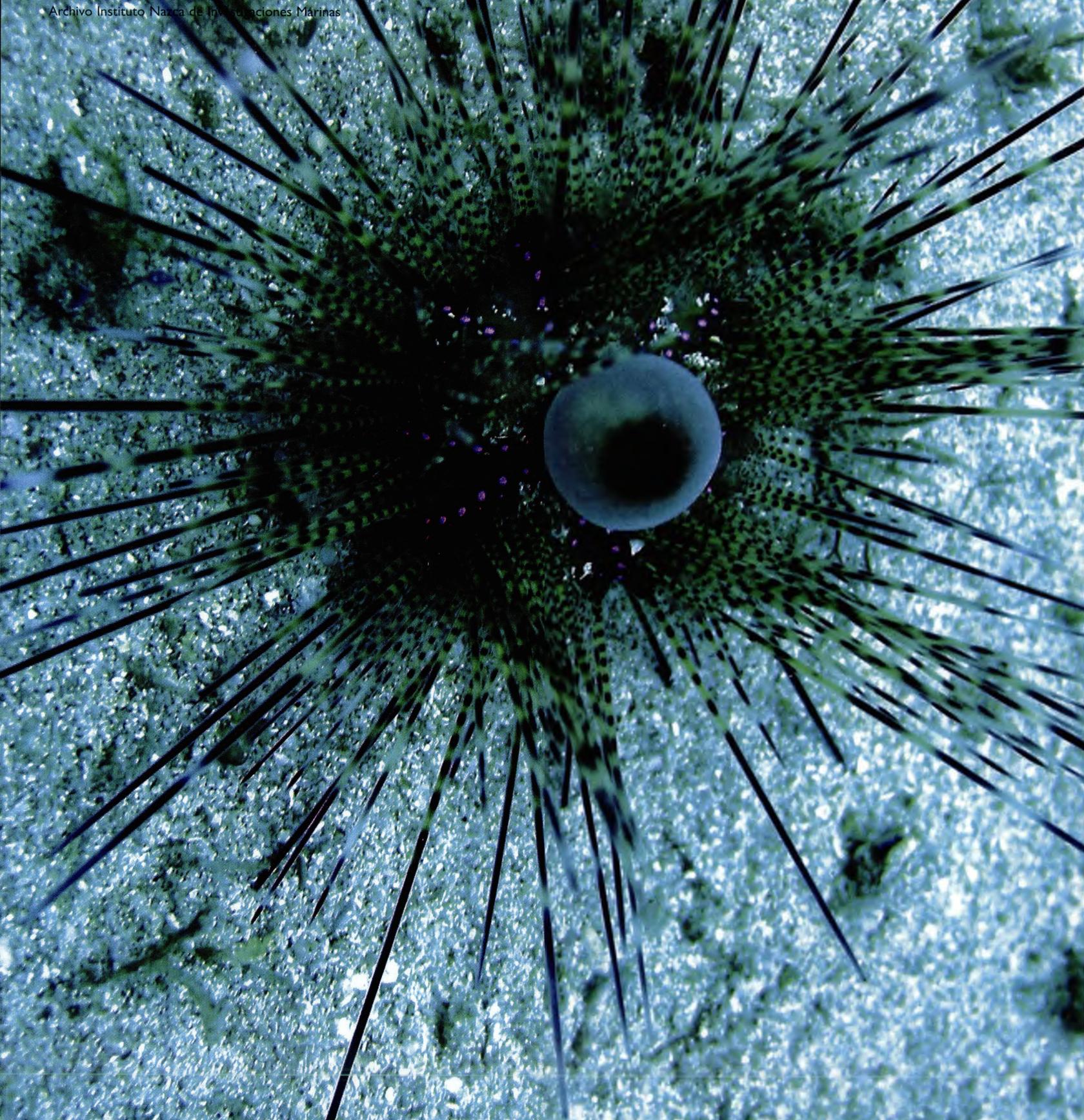
A fin de implementar algunas de las recomendaciones del presente documento es necesario que, a nivel político, se cree un marco legal específico para la costa continental, que defina y establezca una categoría de manejo de áreas protegidas marinas que tome como modelo de gestión la participación social activa.

De esta forma, a partir de consensos y división de responsabilidades, se pueden negociar e identificar zonas marinas que demanden un control más estricto y otras que se manejen con propósitos pesqueros o recreativos y donde el control es menos restrictivo. Además, se pueden y se deben desarrollar actividades y establecer alianzas que aseguren la sostenibilidad financiera que cada área necesita para lograr un adecuado manejo y control.

Referencias

- Airamé, S., J.E. Dugan, K.D. Lafferty, H. Leslie, D.A. McArdle y R. Warner. 2003. Applying ecological criteria to marine reserve design: a case study from the California Channel Islands. *Ecological Applications* 13: 170-184.
- Andelman, S., Davis, F. e I. Ball. 1999. SITES: Software para selección de sitios. National Center for Ecological Analysis and Synthesis. University of California at Santa Barbara, Santa Barbara
- Ardron, J., J. Lash y D. Haggarty. 2002. Modelling a network of marine protected areas for the central coast of British Columbia. Versión 3.1. Living Oceans Society. Sointula, British Columbia.
- Ball, I. and H. Possingham. 2000. Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. A manual prepared for the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Marxan (versión 1.8).
- Bakun, A., J. Csirke, D. Lluch-Belda y R. Steer-Ruiz. 1999. The Pacific Central American coastal. Páginas 268-280 en Sherman, K. y Q. Tang, editores. Large Marine Ecosystems of the Pacific Rim, Cambridge.
- Beck, M.W. y M. Odaya. 2001. Ecoregional planning in marine environments: identifying priority sites for conservation in the northern Gulf of Mexico. *Aquatic Conservation* 11: 235-242.
- Bellwood, D. R., T. P. Hughes, C. Folke y M. Nystöm. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429: 827-833.
- Leslie, H., M. Ruckelshaus, I. Ball, S. Andelman y H.P. Possingham. 2003. Using siting algorithms in the design of marine reserve networks. *Ecological Applications* 13:185-198.
- Lourie, S. A. y A. C. J. Vincent. 2004. Using biogeography to help set priorities in marine conservation. *Conservation Biology* 18: 100-420.
- Majluf, P. 2002. Los Ecoecoecosistemas Marinos y Costeros. Proyecto Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino. Convenio de Cooperación Técnica no reembolsable ATN/JF-5887/RG CAN-BID, Lima.
- Norse, E., editor.1993. Global Marine Biodiversity: A strategy for building conservation into decision making. Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), United Nations Environment Program (UNEP) y Banco Mundial, Washington.
- Roberts, C.M., G. Branch, R.H. Bustamante, J.C. Castilla, J. Dugan, B.S Halpern, K.D. Lafferty, H. Leslie, J. Lubchenco, D.A. McArdle, M. Ruckelshaus y R. Warner. 2003. Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*. 13: 215-228.
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, G. Paredes, I. Parra, J.C. Barrera y P.K. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: 1991-1993.
- Sullivan, K. y G. Bustamante. 1999. Setting Geographic Priorities for Marine Conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, Arlington.
- The Nature Conservancy (TNC), Corporación Simbio e Instituto Nazca de Investigaciones Marinas. 2004. Evaluación Ecorregional del Pacífico Ecuatorial: Ecorregión Marina Guayaquil, Quito.
- Wyrтки, K. 1967. Circulation and water masses in the Eastern Equatorial Pacific Ocean. *International Journal of Oceanology and Limnology* 1:117-147.





Reflexiones sobre la planificación para la conservación en el Ecuador continental

Manuel Peralvo¹, Felipe Campos Yáñez², Francisco Cuesta-Camacho³ y Soledad Luna⁴

Desde finales de la década de 1970, cuando el Estado ecuatoriano crea el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), hasta hoy, 27 años después, el país cuenta con 35 áreas de conservación; entre ellas, sitios considerados Patrimonios Naturales de la Humanidad (como el Parque Nacional y Reserva Marina de Galápagos, y el Parque Nacional Sangay), y Reservas de Biosfera como Galápagos, Yasuní y Sumaco. A primera vista, la extensión del SNAP (4.8 millones ha terrestres, 14.1 millones de ha marinas) en relación a la superficie total del Ecuador sugiere la existencia de un sólido compromiso político a distintos niveles en relación a la conservación de la biodiversidad.

Esta visión está sustentada por el hecho de que los sistemas nacionales de áreas protegidas son mundialmente reconocidos como la piedra angular de las estrategias de conservación *in situ*. Sin embargo, el análisis de la representatividad de la biodiversidad en las áreas protegidas del país, sugiere que el SNAP presenta importantes vacíos en cuanto a la incorporación de áreas claves para la biodiversidad terrestre y marino-costera (ver sección de recomendaciones en los capítulos 1 y 2).

Los resultados presentados en esta publicación identifican zonas que, de ser protegidas con efectividad, permitirían que el Estado logre conservar gran parte de las especies que habitan en el territorio nacional, es decir, que el conjunto de territorios protegidos logre una adecuada representatividad de la biodiversidad del Ecuador. Los estudios expuestos en los capítulos precedentes constituyen una herramienta de planificación, cuyo objetivo es brindar información de fácil interpretación que apoye la toma de decisiones para proteger adecuadamente la riqueza biológica del país. Luego, en múltiples espacios de decisión política se deberán definir cuáles de esas zonas recibirán una protección efectiva, y si esto implicará que las zonas sean incorporadas al SNAP o se procuren alianzas con propietarios/as privados/as, pueblos indígenas, entre otros. Sin embargo, la aplicación efectiva de los resultados requiere de la consideración de algunos aspectos fundamentales, tanto del orden político-institucional como metodológico.

¹EcoCiencia. P.O. Box. 17-12-257. Correo electrónico: ecologia@ecociencia.org y The University of Texas at Austin. Correo electrónico: peralvomf@mail.utexas.edu

²⁴Instituto NAZCA de Investigaciones Marinas. La Rábida # 250 y La Niña. Correo electrónico: fcampos@interactive.net.ec

³PPA-CODESAN P.O. Box. 17-21-977 Correo electrónico: f.cuesta@cgiar.org



Los resultados presentados en esta publicación identifican zonas que, si fueran protegidas con efectividad, permitirían que el Estado logre conservar gran parte de las especies y ecosistemas que habitan en el territorio nacional, es decir, que el conjunto de territorio protegido logre una adecuada representatividad de la biodiversidad del Ecuador continental.



CONSIDERACIONES POLÍTICAS

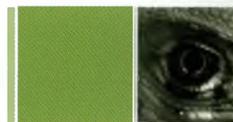
Los resultados y propuestas presentadas en este estudio son de orden técnico, por lo tanto se concentran en la distribución espacial de áreas que potencialmente deberían considerarse prioridades de conservación en el contexto de las tendencias de presión humana a escala regional. Sin embargo, queda pendiente un análisis sistemático del marco político, institucional, jurídico, económico, social y cultural existente en dichas áreas. Es decir que la aplicabilidad de este estudio merece conjugar las conexiones entre las sugerencias técnicas y la viabilidad política. ¿Quiénes son los actores que deberían manejar estas herramientas? ¿Cómo se articulan los resultados de este trabajo con las dinámicas actuales de conservación en el Ecuador? ¿Qué recomendaciones de intervención se pueden formular (y cuáles no) dada la escala del estudio y sus características metodológicas?

Si bien los resultados presentados en los estudios de prioridades de conservación evidencian a nivel nacional dos enormes vacíos (falta de áreas de conservación marina, y sub-representación de ecosistemas terrestres), existe un tercer vacío que no puede ser representado espacialmente ya que hace referencia a la calidad de vida y ambiente. Este es un problema de conciencia que se expresa en todos los sectores de la sociedad: gobiernos, ONG, universidades, la mayor parte del conglomerado humano, pero fundamentalmente en el mismo gremio conservacionista.

La visión y los objetivos de la conservación en el Ecuador se encuentran fuera de contexto histórico. "Conservar la naturaleza" tiene una connotación romántica que responde a una filosofía de pensamiento de hace tres décadas. A pesar de que los valores éticos, estéticos y emotivos son profundamente válidos, en la actualidad el primer valor relacionado con la biodiversidad es el conjunto de bienes y servicios ambientales que ésta provee. En este sentido, los procesos de conservación no han demostrado la importancia de las áreas protegidas para mantener o incrementar la calidad de vida de la sociedad ecuatoriana.

Por otra parte, existe una resistencia a considerar la biodiversidad como un recurso estratégico en las metas de crecimiento sostenido y desarrollo económico del país. Incluso más importante, no existe una comprensión real de que la calidad de vida de la gente no solo se mide por el ingreso *per capita* sino también por el estado del aire que respira, por la calidad del agua que consume y por la protección de espacios de recreación que mantienen la riqueza natural y cultural, entre otros.

La historia de la gestión para la conservación en el Ecuador está caracterizada por épocas en las cuales se promueve la ejecución de temas conceptuales o líneas de acción propuestas por las agencias de cooperación internacional con la figura de proyectos ejecutados por instituciones nacionales. En este sentido, la gestión para la conservación en el Ecuador no ha contribuido con el fortalecimiento del Ministerio del Ambiente, ni ha generado una política de Estado que dicte la temática y las áreas de acción que promuevan la conservación de la biodiversidad y la gestión de los recursos naturales en el país. Como consecuencia, después de tres décadas de proyectos cuyo alcance y escala comprenden desde la planificación regional hasta la gestión comunitaria de recursos naturales con enfoque de género, no existe un ejemplo inequívoco que demuestre la efectividad de las acciones de conservación y desarrollo implementadas. En otras palabras, evaluados en función de las metas establecidas, no hay proyectos absolutamente exitosos o áreas protegidas en excelente estado de funcionamiento que puedan servir





de referente. Aún más grave, no existe un proceso común de aprendizaje que permita internalizar las experiencias adquiridas y consolidar un movimiento ambiental con una sola visión que busque logros y objetivos comunes.

En este sentido, es urgente la creación de una agenda ambiental que permita que el Estado, los sectores sociales, las ONG y el movimiento ambiental logren acuerdos mínimos para el mantenimiento de los bienes y servicios proporcionados por la biodiversidad en general, y la consolidación del SNAP en particular. En este contexto, hay varios aspectos que se deben considerar:

- La necesidad de contar con voluntad política. Entendiendo como voluntad política a los procesos de creación e implementación de acciones estatales orientadas a largo plazo que, de manera democrática e incluyente, prioricen el tema ambiental dentro de la agenda de desarrollo del país. Esto implica trasladar el discurso de "contar con un país rico en biodiversidad" a acciones que permitan generar oportunidades de desarrollo alrededor de dicho potencial. El tema ambiental debería dejar de ser marginal a través de la creación de condiciones y capacidades de incidencia en la gestión del Estado.
- La capacidad técnica del personal del MAE, principalmente aquel que tiene que ver con el SNAP, debe mejorar y para ello la necesidad es presupuestaria. Muchas de las destrezas del personal acarrear limitaciones profundas que requieren voluntad política para invertir en desarrollo del capital humano del Ministerio. Existe la necesidad de contar con un personal especializado, constantemente actualizado y que trabaje con equipos interdisciplinarios en procesos de mediano y largo plazo. Se puede considerar que la capacidad técnica debe asentarse con claridad en el Estado, y no solo en las ONG.
- El rol del MAE en el SNAP es un tema actual y controversial. De una parte, en el marco de la aplicación de la Ley de Descentralización y Participación, varios gobiernos seccionales han planteado la administración de las áreas protegidas que se encuentran en su jurisdicción. Por su parte, el Ministerio plantea la no descentralización de las competencias ambientales del SNAP con el fin de procurar su manejo adecuado, según los objetivos de conservación bajo los cuales fueron creadas. La decisión política finalmente escogida debería, a nuestro entender, colocar al MAE en un rol de diseñador y regulador de la política pública. Esto implica que el MAE debe focalizar sus actividades en la consecución de metas de conservación e impulsar el adecuado manejo de las áreas protegidas a través de alianzas estratégicas con comunidades y gobiernos locales, ONG y otras instancias de la sociedad civil (como la Red de Bosques Privados del Ecuador) y sectores específicos de la producción (como el minero y pesquero). Sin embargo, aunque en el SNAP existen figuras de manejo diferenciadas, la administración gira alrededor de la protección estricta. Urge una revisión de las categorías de manejo en donde puedan coexistir áreas intangibles con áreas donde se privilegia el manejo sustentable de los recursos naturales. A nivel marino hay enormes vacíos de conservación y manejo.
- El MAE debería posicionar las áreas pertenecientes al SNAP dentro de su contexto socio-económico y político tanto en el ámbito nacional como en el regional. En otras palabras, el Estado debería garantizar que las áreas protegidas cumplan con las metas de conservación establecidas, dentro del contexto de las necesidades de desarrollo de las poblaciones locales y la sociedad en general. Este rol requiere que el MAE opere efectivamente más allá del área deli-



mitada por el SNAP para incluir un contexto geográfico más amplio, asumiendo la labor de un observatorio nacional que garantice el cumplimiento de la política ambiental del Estado en áreas que, tal como se ha identificado en este estudio, representan sitios importantes para la conservación de la biodiversidad y no se encuentran incluidos en el SNAP.

- Es necesario establecer un compromiso entre las agencias internacionales, las ONG y el MAE en diseñar y promover acciones a mediano y largo plazo, en lugar de actuar por oportunidades restringidas a tiempos cortos y geográficamente dispersas. El enfoque de sustentabilidad de las propuestas se advierte como un imperativo necesario para convertir a la gestión para la conservación en una herramienta que genere bienestar y progreso.
- El papel de las universidades como entes de investigación debe ser reforzado. La ruta hacia la planificación es una base fuerte de conocimiento, mas allá de esto, el país requiere desarrollo de tecnologías para el manejo y aprovechamiento de sus recursos. Se requiere cambiar la idea de país productor de materia prima a país productor de elementos terminales y tecnología. El Estado debe invertir en estos procesos de investigación, ya que esta es una vía esencial para generar acciones de conservación.
- Las agencias de cooperación internacional deben invertir en investigación, entendiendo que esto es, además de un deber, un derecho del primer mundo.
- La inclusión de los ambientes marinos-costeros en las políticas de conservación es prioritaria para todo el Sistema Nacional de Áreas Protegidas, sin embargo se requiere urgentemente la solución de varios vacíos de carácter legal y administrativo. En este sentido, la creación de un subsistema marino-costero en el SNAP, podría ser un punto de partida para el inicio de procesos de concertación entre quienes las usan y quienes las manejan.
- Los vacíos de conservación identificados -terrestres y marinos- deben ser un punto referencial para poner en práctica los aspectos mencionados en esta lista, considerando la singularidad de cada uno de ellos con el fin de delinear escenarios de conservación acorde a su realidad y factibilidad política, social e institucional.

CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS

Desde una perspectiva metodológica, es necesaria la reflexión y análisis de varios aspectos que son fundamentales a la hora de aplicar los resultados y recomendaciones que se han planteado en estos estudios (ver capítulos 1 y 2). Los vacíos de conservación identificados tienen un carácter nacional con recomendaciones específicas a ciertas regiones del país. En otras palabras, los resultados fueron generados con base a información nacional por lo que una posible intervención en cada vacío debería contar con estudios detallados sobre la viabilidad socioeconómica, política e institucional que proponga alternativas de manejo de recursos naturales a una escala local.

En este sentido, es fundamental entender las dinámicas de uso de recursos naturales en general, y particularmente el análisis de procesos de cambio del uso y cobertura del suelo en cada uno de los vacíos de conservación identificados. El estudio de estas dinámicas requiere enfocar la atención en procesos que juegan roles importantes a diferentes escalas temporales y espaciales.



Bajo este esquema, se debe entender y contrastar las diferentes trayectorias históricas de uso y ocupación del espacio que se han originado en el Ecuador y los factores socioeconómicos subyacentes que han derivado en la parcial o completa modificación de los sistemas naturales. 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; este entendimiento es fundamental para razonar sobre las respuestas actuales y predecir las decisiones que se tomarán a futuro sobre el uso de los recursos naturales en los diferentes vacíos de conservación identificados en el Ecuador.

De igual forma, la importancia de los estudios a escalas locales se origina en la necesidad de entender tanto la lógica detrás de las decisiones de uso y manejo de recursos por parte de diversos actores (que se dediquen a la agricultura a pequeña escala, a la pesca artesanal, o a otras empresas extractivas) así como los factores estructurales que median dichas decisiones. De entre dichos factores, son de especial importancia aquellos que influyen los patrones de acceso a los recursos naturales: regímenes formales e informales de derechos de propiedad, normas y expectativas sobre usos apropiados relacionadas con valores culturales, y sistemas de monitoreo, control, y autoridad ambiental a múltiples niveles (Batterbury and Bebbington 1999). En los estudios de dinámicas de uso del espacio caracterizadas a escalas regionales, ciertos factores van a jugar un papel más importante que el que jugarían si el estudio fuera a escala local, por lo tanto es necesario contextualizar la importancia relativa de cada factor en la realidad de cada lugar.

En virtud de lo dicho, cabe preguntarse ¿cómo poner en práctica el discurso de entender las dinámicas locales para generar escenarios de conservación efectivos? A nuestro entender, esto debería estar sustentado en un enfoque que analice la factibilidad política e institucional de proponer un escenario de conservación del sitio, y evalúe las dinámicas del uso de los recursos en el mismo. Existen nuevos marcos conceptuales orientados a actores, los cuales integran tanto un modelo de toma de decisiones a escalas locales así como un conjunto de factores estructurales que influyen dichas decisiones (VanWey *et al.* 2005, Overmars *et al.* 2006). Estos modelos buscan superar las limitaciones de modelos teóricos determinísticos que buscan explicar cambios de uso y cobertura del espacio utilizando un conjunto reducido de variables a escalas agregadas (como el crecimiento poblacional). Si bien dichos enfoques tradicionales proveen un punto de partida para determinar tendencias generales, el análisis de procesos dinámicos de uso del espacio requiere concentrarse en mecanismos que promueven la persistencia o el cambio de los factores estructurales que influyen la toma de decisiones de actores a escalas locales.

A un nivel básico, los modelos de toma de decisiones contemplan las motivaciones de los actores locales en el contexto de las decisiones de uso del espacio y las potenciales alternativas que les son disponibles en dicho contexto. Es decir, el objetivo es identificar y formalizar los factores favorables y constrictivos en cuanto a tipos de uso del espacio posibles bajo las condiciones socioeconómicas, ambientales y culturales existentes (Overmars *et al.* 2006). Adicionalmente, estos modelos consideran que las decisiones de los/as actores/as están influenciadas por el conjunto de recursos que pueden ser movilizadas y acumuladas por ellos/as mismos/as, incluyendo el capital financiero, humano, natural, social y productivo (Bebbington 1999, Ellis 2000). Esto es muy importante pues la variación en la disponibilidad de recursos define la autonomía de los actores sociales y limita el universo de alternativas viables.



En contraste, el componente estructural en estos modelos considera mecanismos que limitan o habilitan diferencialmente a los actores en función de sus características intrínsecas o como resultado de procesos exógenos más allá del control directo de actores individuales (como las regulaciones de uso del suelo). Por ejemplo, los regímenes de propiedad (privado, estatal, comunitario) ya sean formales o informales definen el conjunto de derechos y obligaciones entre actores locales con relación al acceso y distribución de beneficios derivados de diferentes estrategias de uso del espacio. De igual forma, otras restricciones importantes están relacionadas con normas y convenciones culturalmente establecidas que definen usos apropiados de los recursos y los mecanismos asociados de autoridad, control, y dirimencia de conflictos (Robbins 1998, Leach *et al.* 1999).

Una visión más amplia de los factores estructurales que regulan el uso de recursos naturales corresponde a los regímenes de acceso. La premisa básica de un régimen de acceso es que la capacidad de un/a actor/a para obtener un beneficio a partir del uso de un recurso natural es una función de un conjunto de derechos, obligaciones, y limitaciones, que incluyen pero van más allá que los derechos de propiedad. Por ejemplo, ciertas características de un/a actor/a tales como género, edad, o etnicidad, definen formal o informalmente que tipo de actividades dicho/a actor/a puede realizar dentro de un contexto de legitimidad socialmente sancionada.

Un factor estructural que ha recibido atención en el campo académico y aplicado es el relacionado con dinámicas de acceso diferencial a recursos en función de género. Abundante evidencia empírica muestra de forma consistente diferencias en cuanto a derechos de acceso y patrones de uso de recursos entre hombres y mujeres (Rocheleau y Edmunds 1997). Adicionalmente, ciertos grupos tales como mujeres y familias jóvenes tienden a sufrir de condiciones más precarias de acceso, fruto de inequidades intrínsecas en los sistemas de autoridad tradicionales u oficiales, normativas culturales desfavorables de adjudicación derechos de propiedad y uso, y mayor vulnerabilidad dentro de mecanismos locales de regulación de acceso frente a cambios socioeconómicos tales como la integración al mercado o la individualización de la tenencia de la tierra (Platteau 2000, McCusker 2004).

De igual manera, uno de los aspectos más importantes de un régimen de acceso son los mecanismos utilizados por los actores locales para mantener su estatus de acceso o controlar el de otros (Ribot and Peluso 2003). Por ejemplo, el establecimiento de áreas extensivas de pastos puede responder a factores no económicos importantes tales como garantizar la seguridad de la tenencia de la tierra, por ejemplo, ante el agresivo proceso de colonización en la Amazonía ecuatoriana asociado con la explotación petrolera en la década de 1970, grupos indígenas en el área adoptaron rápidamente sistemas de crianza de ganado. Esto ha sido interpretado como una decisión estratégica para asegurar el acceso a tierras ancestrales en un contexto político que adjudicaba títulos legales bajo la condición de demostrar uso efectivo del territorio.

Adicionalmente, políticas de modernización del sector agrícola promovieron la creación de un mercado de crédito que facilitó la adopción de ganado por parte de grupos indígenas (Macdonald 1981). Sin embargo, en el contexto del cierre de las fronteras activas de colonización y la disminución del rol del gobierno central como promotor de actividades productivas, ciertos grupos han empezado a abandonar la ganadería para reemplazarla por cultivos orientados al mercado. Estas tendencias responden a dinámicas demográficas específicas en territorios indígenas (como mayor disponibilidad de mano de obra) y a factores culturales que desfavorecen la practica de la ganadería (Rudel *et al.* 2002).



El enfoque dual orientado a toma de decisiones y limitantes estructurales es especialmente importante en el análisis del uso de recursos marino-costeros. A diferencia de las dinámicas de uso del suelo en espacios terrestres, los recursos marinos normalmente son considerados como parte de un régimen de acceso abierto. Sin embargo, la evidencia empírica recolectada en otras regiones ha demostrado que los regímenes de acceso a recursos marino-costeros centrados alrededor de sistemas de gobernanza tradicional pueden constituir una alternativa viable a estrategias convencionales de conservación (McCay and Acheson 1987, Guest 2003). En el Ecuador no existe una evaluación sistemática de los factores económicos y no-económicos que influyen en los patrones de extracción de recursos marinos, la cual se requiere para poder identificar dichas alternativas. Este vacío va más allá de las necesidades de información relacionadas con la generación de modelos teóricos adecuados para sustentar políticas de conservación efectivas. El caso de las actividades de extracción en ambientes marino-costeros requiere de especial atención debido a que su naturaleza está caracterizada por una interacción y co-dependencia más directa entre actores humanos y la viabilidad de las especies afectadas por sus actividades.

En este punto, debería ser evidente que la distinción entre consideraciones políticas y consideraciones metodológicas es tenue. Por un lado, se puede argumentar que no existen políticas de conservación y marcos de planificación inadecuados sino marcos conceptuales incompletos. Por otro, es difícil negar que en el Ecuador no ha existido una línea clara en cuanto a la inserción de políticas de conservación dentro del contexto del mejoramiento de la calidad de vida de la sociedad. En este contexto, los procesos de planificación limitados a la identificación de vacíos de conservación tendrán un impacto limitado mientras la sociedad no vea claramente el sentido de la biodiversidad como eje fundamental del desarrollo. Si bien el alcance del presente estudio no cubre directamente los mecanismos apropiados para alcanzar dicho consenso, esperamos haber aportado a la identificación de posibles líneas de acción en el futuro. Nuestro argumento principal es que la conservación de la biodiversidad no puede estar aislada de objetivos más amplios relacionados con el bienestar de la sociedad ecuatoriana.



Referencias

- Batterbury, S.P.J. y A.J. Bebbington. 1999. Environmental histories, access to resources and landscape change: An introduction. *Land Degradation & Development* 10: 279-289.
- Bebbington, A. 1999. Capitals and capabilities: A framework for analyzing peasant viability, rural livelihoods and poverty. *World Development* 27: 2021-2044.
- Ellis, F. 2000. *Rural livelihoods and diversity in developing countries*. Primera edición. Oxford University Press, Oxford.
- Guest, G. 2003. Fishing behavior and decision-making in an Ecuadorian community: A scaled approach. *Human Ecology* 31: 611-644.
- Leach, M., R. Mearns e I. Scoones. 1999. Environmental entitlements: Dynamics and institutions in community-based natural resource management. *World Development* 27: 225-247.
- Macdonald, T. 1981. Indigenous response to an expanding frontier: jungle Quichua economic conversion to cattle ranching. En Whitten, N., editor. *Cultural Transformation and Ethnicity in Modern Ecuador*. Urbana: University of Illinois Press.
- McCay, B.J., Acheson JM. 1987. *The Question of the Commons: The Culture and Ecology of Communal Resources*. Primera edición. Tucson: The University of Arizona Press.
- McCusker, B., 2004. Land use and cover change as an indicator of transformation on recently redistributed farms in Limpopo Province, South Africa. *Human Ecology* 32: 49-75.
- Overmars, K., P. Verburg y T. Veldkamp. 2006. Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model. *Land Use Policy* In press.
- Platteau, J. 2000. *Institutions, Social Norms, and Economic Development*. Amsterdam: Hardwood Academic Publishers.
- Ribot, J.C. y N.L. Peluso. 2003. A theory of access. *Rural Sociology* 68:153-181.
- Robbins, P. 1998. Authority and environment: Institutional landscapes in Rajasthan, India. *Annals of the Association of American Geographers* 88: 410-435.
- Rocheleau, D. y Edmunds D. 1997. Women, men and trees: Gender, power and property in forest and agrarian landscapes. *World Development* 25: 1351-1371.
- Rudel, T.K., D. Bates, R. Machinguiasli. 2002. Ecologically noble Amerindians? Cattle, ranching and cash cropping among Shuar and colonists in Ecuador. *Latin American Research Review* 37: 144-159.
- VanWey, L., E. Ostrom, V. Meretsky. 2005. Theories underlying the study of human-environment interactions. En Moran E.F. y E. Ostrom, editores. *Seeing the Forest and the Trees: Human-Environment Interactions in Forest Ecosystems*. Primera edición. The MIT Press, Cambridge.



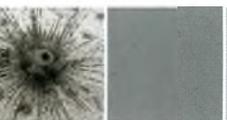
Anexo I. Ecosistemas terrestres presentes en el Ecuador continental*

Región	ECOSISTEMAS	Fuente	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
Costa	Bosque ecuatoriano deciduo de tierras bajas	Pac Ecuat,	3.131.275	763.775	24,39
Costa	Bosque ecuatoriano semideciduo de las cordilleras costeras	Pac Ecuat,	273.950	182.100	66,47
Costa	Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de llanura aluvial	Pac Ecuat,	851.700	46.000	5,40
Costa	Bosque ecuatoriano húmedo de colinas bajas Chocó - Darién	Pac Ecuat,	164.700	35.925	21,81
Costa	Bosque siempreverde de tierras bajas del Pacífico	GAP Ecuador	341.325	215.525	63,14
Costa	Bosque pluvial no inundado de terrazas y de la planicie aluvial del Chocó-Darién	GAP Ecuador	360.825	53.700	14,88
Costa	Bosque ecuatoriano deciduo en afloramientos calcáreos	Pac Ecuat,	5.500	5.475	99,55
Costa	Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de las cordilleras costeras	Pac Ecuat,	49.750	35.850	72,06
Costa	Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Pacífico	Pac Ecuat,	158.100	157.725	99,76
Costa	Manglar de la costa marítima y los estuarios del Pacífico ecuatorial	Pac Ecuat,	253.175	101.575	40,12
Costa	Matorral espinoso secocostero ecuatoriano y tumbesino	Pac Ecuat,	218.025	121.575	55,76
Costa	Bosque tumbesino deciduo premontano	Pac Ecuat,	323.825	2.450	0,76
Costa	Matorral seco de tierras bajas	Pac Ecuat,	38.850	38.425	98,91

* Ver página 19.

Costa	Bosque tumbesino xerofítico	Pac Ecuat,	38.650	36.625	94,76
Costa	Sabana inundable de la llanura aluvial del occidente del Ecuador	Pac Ecuat,	8.950	7.700	86,03
Costa	Matorral seco premontano	Pac Ecuat,	1.025	1.025	100,00

Región	ECOSISTEMAS	Fuente	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
Sierra	Bosque semideciduo montano bajo de Andes del Norte	Andes	573.075	375.925	65,60
Sierra	Bosques y arbustales montanos xéricos interandinos de los Andes del Norte	Andes	7.425	1.550	20,88
Sierra	Matorral húmedo montano	Andes	566.975	136.475	24,07
Sierra	Arbustal montano de los Andes del Norte	Andes	457.275	216.800	47,41
Sierra	Bosques y arbustales xéricos interandinos montano bajos de los Andes del Norte	Andes	49.625	23.950	48,26
Sierra	Vegetación saxícola montana interandina de los Andes del Norte	Andes	31.525	9.975	31,64
Sierra	Pajonales arbustivos altimontanos paramunos	Andes	234.550	178.725	76,20
Sierra	Arbustales y frailejonales altimontanos paramunos	Andes	58.150	52.400	90,11
Sierra	Pajonales altimontanos y montanos paramunos	Andes	1.531.625	1.171.775	76,51
Sierra	Bofedales altimontanos paramunos	Andes	400.425	333.800	83,36
Sierra	Pajonales edafoxerófilos altimontanos paramunos	Andes	154.375	74.025	47,95

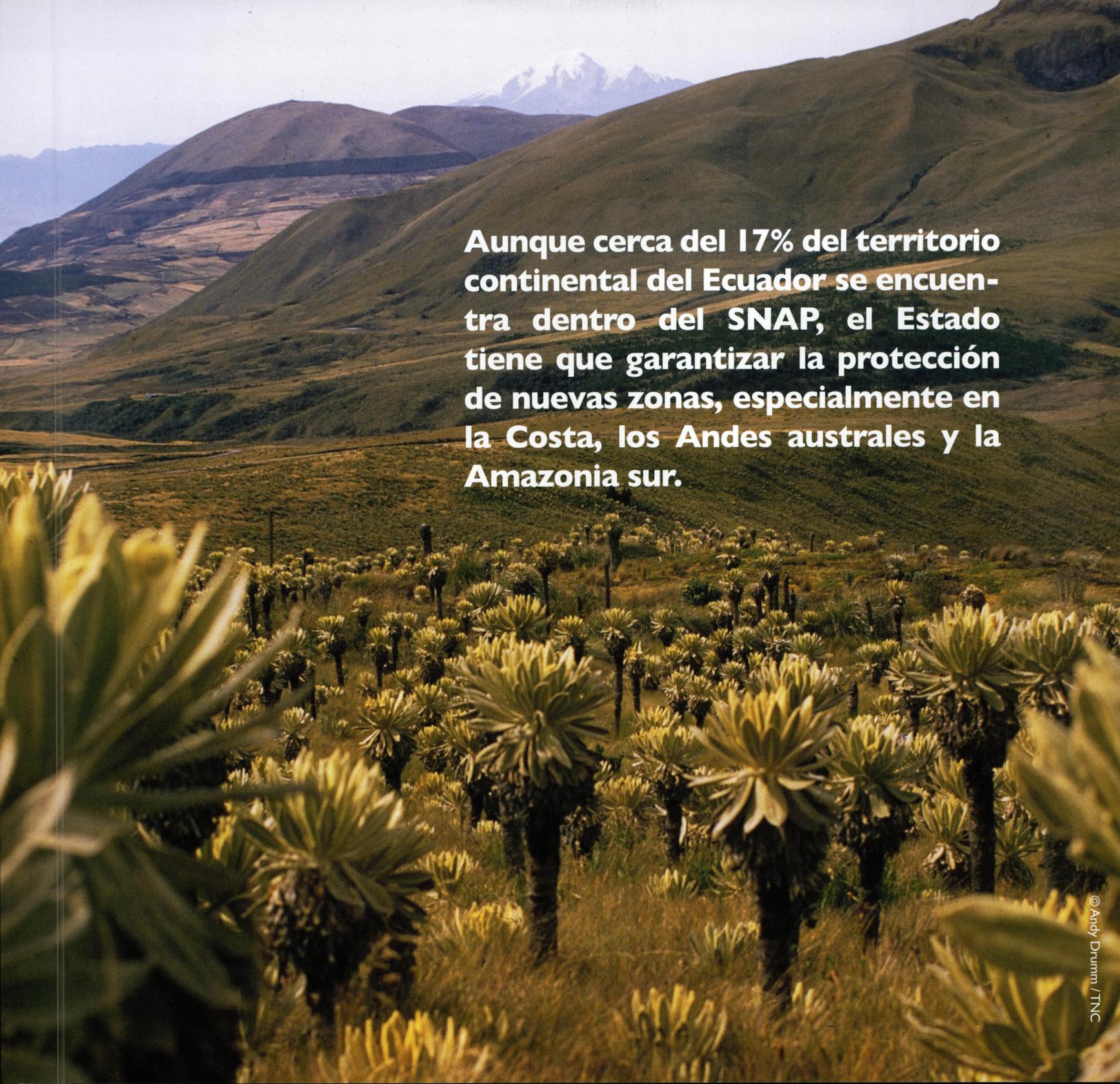


Sierra	Vegetación geliturbada y edafoxerófila subnival paramuna	Andes	18.975	18.500	97,50
Sierra	Arbustales y herbazales sobre mesetas de las cordilleras subandinas orientales	CRO	45.575	42.975	94,30
Sierra	Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor	CRO	16.500	15.250	92,42
Sierra	Bosque altimontano de las cordilleras subandinas orientales	CRO	8.325	8.300	99,70
Sierra	Bosque montano pluvial de los Andes del Norte	CRO	1.011.050	718.575	71,07
Sierra	Bosque altimontano norteamericano siempreverde	CRO/Andes	615.425	377.525	61,34
Sierra	Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte	CRO	419.000	289.175	69,02
Sierra	Bosque pluvial del piedemonte amazónico de los Andes del norte	CRO/GAP Ecuador	1.650.325	878.975	53,26
Sierra	Bosque montano pluvial de los Andes del norte de la cordillera occidental	Andes	528.700	190.350	36,00
Sierra	Bosque altimontano norteamericano siempreverde de la cordillera Occidental	Andes	403.800	103.050	25,52
Sierra	Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte de la cordillera Occidental	Andes	833.300	274.425	32,93
Sierra	Bosque yungueño siempreverdes estacional basimontano	CRO	16.650	5.600	33,63
Sierra	Bosque pluvial piemontano de los Andes del norte	Andes/Pac, Ecuat,	826.125	257.400	31,16
Sierra	Bosque pluvial montano de las cordilleras subandinas orientales	CRO	576.975	467.075	80,95



Región	ECOSISTEMAS	Fuente	Área pot. (ha)	Área rem. (ha)	Remanencia (%)
Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Putumayo	GAP Ecuador	1.540.925	1.113.775	72,28
Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia – Napo	GAP Ecuador	3.017.125	2.904.125	96,25
Amazonía	Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Pastaza	GAP Ecuador	596.875	541.700	90,76
Amazonía	Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del oeste de la Amazonia	GAP Ecuador	277.600	216.775	78,09
Amazonía	Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas negras del oeste de la Amazonia	GAP Ecuador	1.136.150	1.108.575	97,57
Amazonía	Bosque pantanoso de palmas de la alta Amazonia	GAP Ecuador	544.225	536.675	98,61
Amazonía	Complejo de vegetación sucesional riparia	GAP Ecuador	26.025	10.425	40,06
Amazonía	Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia	GAP Ecuador	3.075	2.850	92,68





Aunque cerca del 17% del territorio continental del Ecuador se encuentra dentro del SNAP, el Estado tiene que garantizar la protección de nuevas zonas, especialmente en la Costa, los Andes australes y la Amazonia sur.

Anexo 2. Metas preliminares para la conservación de ecosistemas, comunidades y especies de la plataforma marina continental del Ecuador*

TIPO	ECOSISTEMA, COMUNIDAD, GRUPOS	CLASIFICACIÓN, ESPECIES	SUPERFICIE, OCURRENCIA (ha, m, oc)	DISTRIBUCIÓN	META (%)	META (ha, m, oc)	
Intermareal	Playa de arena (total)		703.181 m	común	30	210.955 m	
		Playa de arena, UEM tropical	280.442 m	común	30	84.133 m	
		Playa de arena, UEM mixta	279.428 m	común	30	83.829 m	
		Playa de arena, UEM tropical, influencia de agua dulce	93.459 m	poco común	50	46.730 m	
		Playa de arena, UEM mixta, influencia de agua dulce	49.852 m	poco común	50	24.926 m	
		Playa de roca, total	203.186 m	poco común	50	101.593 m	
		Playa de roca, UEM tropical	101.395 m	común	30	30.419 m	
		Playa de roca, UEM mixta	98.108 m	poco común	50	49.054 m	
		Playa de roca, UEM tropical, influencia de agua dulce	3.683 m	raro	60	2.210 m	
		Playa de limo (total)		688.622 m	común	30	206.587 m
			Playa de limo, UEM mixta	73.152 m	poco común	50	36.576 m
			Playa de limo, UEM tropical, influencia de agua dulce	61.940 m	poco común	50	30.970 m
			Playa de limo, UEM mixta, influencia de agua dulce	553.530 m	abundante	20	110.706 m
	Manglar (total)			144.441 ha	abundante	50	72.221 ha
		Manglar, UEM tropical	22.421 ha	común	50	11.211 ha	
		Manglar, UEM mixta	122.020 ha	abundante	50	61.010 ha	
Submareal	Bajo rocoso 0 a 50 m (total)		8.646 ha	poco común	50	4.323 ha	
	Fondo arena-limo 0 a 50 m (total)		557.821 ha	abundante	20	111.565 ha	
		Fondo arena-limo 0 a 50 m, UEM tropical	337.554 ha	abundante	20	67.511 ha	
		Fondo arena-limo 0 a 50 m, UEM mixta	78.597 ha	común	30	23.580 ha	
		Fondo arena-limo 0 a 50 m, UEM tropical, influencia de agua dulce	56.005 ha	común	30	16.802 ha	
		Fondo arena-limo 0 a 50 m, UEM mixta, influencia de agua dulce	85.665 ha	común	30	25.700 ha	
	Fondo arena-limo 50 a 200 m (total)		838.912 ha	abundante	20	167.783 ha	
		Fondo arena-limo 50 a 200 m, UEM tropical	686.524 ha	abundante	20	137.305	
		Fondo arena-limo 50 a 200 m, UEM mixta	152.388 ha	abundante	20	30.478 ha	
	Fondo arena-roca 0 a 50 m (total)		50.572 ha	común	30	15.172 ha	
		Fondo arena-roca 0 a 50 m, UEM tropical	29.570 ha	común	30	8.871 ha	

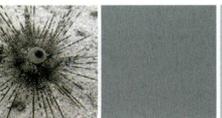
* Ver página 46.



	Fondo arena-roca 0 a 50 m, UEM mixta	20.827 ha	común	30	6.249 ha
	Fondo arena-roca, 0 a 50 m, UEM tropical, influencia de agua dulce	175 ha	raro	60	105 ha
	Fondo arena-roca 50 a 200 m (total)	22 ha	muy raro	75	17 ha
	Fondo arena 0 a 50 m (total)	498.448 ha	abundante	20	99.690 ha
	Fondo arena 0 a 50 m, UEM tropical	52.058 ha	común	30	15.618 ha
	Fondo arena 0 a 50 m, UEM mixta	379.601 ha	abundante	20	75.921 ha
	Fondo arena 0 a 50 m, UEM tropical, influencia de agua dulce	5.993 ha	poco común	50	2.997 ha
	Fondo arena 0 a 50 m, UEM mixta, influencia de agua dulce	60.796 ha	común	30	18.239 ha
	Fondo arena 50 a 200 m (total)	388.158 ha	abundante	20	77.632 ha
	Fondo arrecife de coral 0 a 50 m (total)	18 ha	muy raro	100	18 ha
	Fondo grava 0 a 50 m (total)	5.823 ha	poco común	50	2.912 ha
	Fondo limo 0 a 50 m (total)	321.874 ha	abundante	20	64.375 ha
	Fondo limo 0 a 50 m, UEM mixta	111.176 ha	común	30	33.353 ha
	Fondo limo 0 a 50 m, UEM tropical, influencia de agua dulce	21.716 ha	común	30	6.515 ha
	Fondo limo 0 a 50 m, UEM mixta, influencia de agua dulce	188.982 ha	abundante	20	37.797 ha
	Fondo limo 50 a 200 m (total)	171.413 ha	común	30	51.424 ha
	Fondo roca 0 a 50 m (total)	8.421 ha	poco común	50	4.211 ha
	Fondo roca 0 a 50 m, UEM tropical	5.270 ha	poco común	50	2.635 ha
	Fondo roca 0 a 50 m, UEM mixta	2.795 ha	poco común	50	1.398 ha
	Fondo roca 0 a 50 m, UEM tropical, influencia de agua dulce	299 ha	raro	60	180 ha
	Fondo roca 0 a 50 m, UEM mixta, influencia de agua dulce	57 ha	muy raro	75	43 ha
	Fondo roca 50 a 200 m (total)	743 ha	raro	60	446 ha
Comunidad	Aves migratorias playeras (total)	17 oc	común	30	6 oc
	Aves migratorias playeras, UEM tropical	8 oc	poco común	50	4 oc
	Aves migratorias playeras, UEM mixta	9 oc	común	30	3 oc
	Anidación aves marinas (total)	20 oc	común	30	6 oc
	Aves marinas, anidación, UEM tropical	6 oc	poco común	50	3 oc
	Aves marinas, anidación, UEM mixta	14 oc	común	30	5 oc



Especies	Anidación tortugas marinas (total)		17.967 m	raro	60	10.781 m
		Tortugas marinas, playas de anidación, UEM tropical	125 m	muy raro	100	125 m
		Tortugas marinas, playas de anidación, UEM mixta	17.843 m	raro	60	10.706 m
	Gorgonias	Gorgoniidae	101 oc	común	30	31 oc
	Corales	<i>Antipathes galapaguensis</i>	10 oc	raro	60	6 oc
		<i>Antipathes panamensis</i>	9 oc	raro	60	6 oc
	Moluscos	<i>Spondylus princeps</i>	2 oc	muy raro	100	2 oc
		<i>Spondylus calcifer</i>	9 oc	muy raro	75	8 oc
		<i>Litharca lithodomus</i>	11 oc	poco común	50	6 oc
	Crustáceos	<i>Cardisoma crassum</i>	11 oc	raro	60	7 oc
		<i>Uca</i> spp.	6 oc	poco común	50	2 oc
		<i>Pollicipes elegans</i>	7 oc	poco común	50	4 oc
	Peces	<i>Alopias vulpinus</i>	1 oc	común	30	1 oc
		<i>Carcharhinus limbatus</i>	2 oc	poco común	50	1 oc
		<i>Triaenodon obesus</i>	2 oc	poco común	50	1 oc
		<i>Manta birostris</i>	2 oc	raro	60	2 oc
		<i>Rhincodon tybus</i>	2 oc	raro	60	2 oc
		<i>Epinephalus itajara</i>	5 oc	muy raro	100	5 oc
		<i>Hippocampus ingens</i>	2 oc	raro	60	2 oc
		Aves	<i>Phaethon rubricauda</i> anidación	8 oc	muy raro	100
	<i>Phoebastria irrorata</i> alimentación		2 oc	raro	60	2 oc
	Mamíferos	<i>Balaenoptera physalus</i>	1 oc	muy raro	60	1 oc
		<i>Megaptera novaeangliae</i>	573 oc	poco común	50	287 oc
		<i>Delphinus delphis</i>	3 oc	poco común	50	2 oc
		<i>Orcinus orca</i>	9 oc	raro	60	6 oc
		<i>Pseudorca crassidens</i>	13 oc	raro	60	8 oc
		<i>Stenella attenuata</i>	13 oc	poco común	50	7 oc
		<i>Tursiops truncatus</i>	16 oc	común	30	5 oc
		<i>Otaria byronia</i>	6 oc	raro	60	4 oc
	Reptiles	<i>Crocodylus acutus</i>	9 oc	raro	60	6 oc
	Corales	<i>Pocillopora</i> spp.	14 oc	raro	x	0 oc
		<i>Pavona</i> spp.	12 oc	raro	x	0 oc
	Moluscos	<i>Anadara grandis</i>	23 oc	común	x	0 oc
		<i>Anadara tuberculosa</i>	38 oc	abundante	x	0 oc
		<i>Anadara similis</i>	30 oc	abundante	x	0 oc
		<i>Ostrea columbiensis</i>	23 oc	poco común	x	0 oc
		<i>Ostrea iridescens</i>	33 oc	abundante	x	0 oc
		Mytilidae	36 oc	común	x	0 oc
		Pholadidae	35 oc	común	x	0 oc
		<i>Octopus</i> spp.	28 oc	común	x	0 oc
	Crustáceos	<i>Ucides occidentalis</i>	13 oc	común	x	0 oc
	Equinodermos	<i>Melastema cumingii</i>	6 oc	poco común	x	0 oc
		<i>Eucidaris thouarsi</i>	38 oc	común	x	0 oc
		<i>Diadema mexicanum</i>	34 oc	común	x	0 oc
		<i>Tripeustes depressus</i>	17 oc	poco común	x	0 oc
		<i>Stichopus fuscus</i>	30 oc	raro	x	0 oc

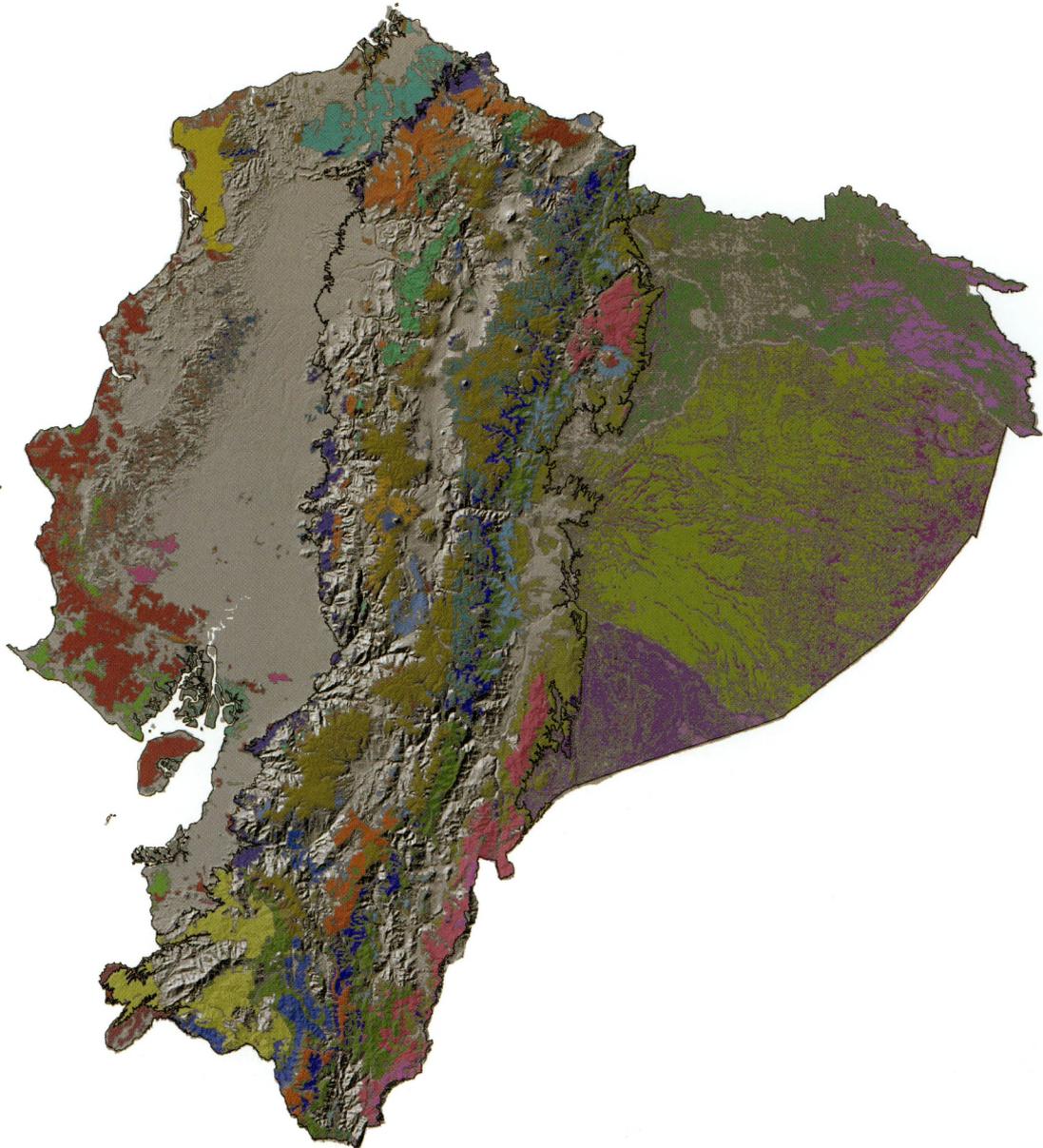


Peces	<i>Pristis</i> spp.	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Sphyrna zigaena</i>	x	común	x	0 oc
	<i>Triakis acutipinna</i>	x	poco común	x	0 oc
	<i>Isurus oxyrinchus</i>	x	poco común	x	0 oc
	<i>Urobatis tumbesensis</i>	3 oc	raro	x	0 oc
	<i>Seriola rivoliana</i>	16 oc	común	x	0 oc
	<i>Jahnrandallia nigrirostris</i>	33 oc	común	x	0 oc
	<i>Gymnothorax angusticeps</i>	3 oc	raro	x	0 oc
	<i>Gymnothorax serratidens</i>	1 oc	raro	x	0 oc
	<i>Ginglymostoma cirratum</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Myroconger nigrodentatus</i>	1 oc	raro	x	0 oc
	<i>Stegastes flavilatus</i>	23 oc	común	x	0 oc
	<i>Scarus perrico</i>	21 oc	poco común	x	0 oc
	<i>Ctenosciaena peruviana</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Cynoscion nortoni</i>	10 oc	raro	x	0 oc
	<i>Cratinus agassizii</i>	3 oc	raro	x	0 oc
	<i>Anthias noeli</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Serranus huascarii</i>	x	común	x	0 oc
	<i>Zanclus cornutus</i>	5 oc	raro	x	0 oc
Aves	<i>Pterodroma phaeopygia</i>	1 oc	raro	x	0 oc
	<i>Aramides axillaris</i>	2 oc	raro	x	0 oc
	<i>Aramides wolffi</i>	x	raro	x	0 oc
Reptiles	<i>Chelonia mydas</i>	13 oc	común	x	0 oc
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	x	poco común	x	0 oc
	<i>Lepidochelys olivacea</i>	796.128 ha	poco común	x	0 oc
	<i>Dermochelys coriacea</i>	x	muy raro	x	0 oc
Mamíferos	<i>Balaenoptera borealis</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Balaenoptera edeni</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Grampus griseus</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Feresa attenuata</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Globicephala</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>macrorhynchus</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Peponocephala electra</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Stenella coeruleoalba</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Stenella longirostris</i>	x	raro	x	0 oc
	<i>Phocaena spinipinnis</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Kogia breviceps</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Kogia simus</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Physeter macrocephalus</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Mesoplodon peruvianus</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Ziphius cavirostris</i>	x	muy raro	x	0 oc
	<i>Delphinus capensis</i>	x	poco común	x	0 oc

*x corresponde a datos no existentes.



FIGURA I: SISTEMAS ECOLÓGICOS EXISTENTES EN EL ECUADOR CONTINENTAL*



* Ver página 28.

REGIÓN

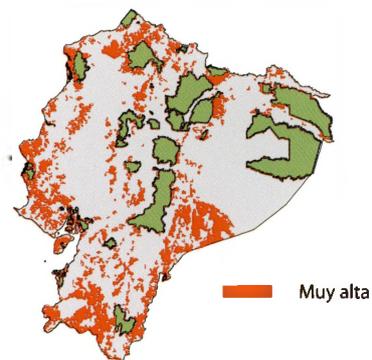
51 ECOSISTEMAS*

Costa		Bosque ecuatoriano decíduo de tierras bajas
Costa		Bosque ecuatoriano semidecíduo de las cordilleras costeras
Costa		Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de llanura aluvial
Costa		Bosque ecuatoriano húmedo de colinas bajas Chocó - Darién
Costa		Bosque siempreverde de tierras bajas del Pacífico
Costa		Bosque pluvial no inundado de terrazas y de la planicie aluvial del Chocó-Darién
Costa		Bosque ecuatoriano decíduo en afloramientos calcáreos
Costa		Bosque ecuatoriano estacional siempreverde de las cordilleras costeras
Costa		Bosque siempreverde estacional de tierras bajas del Pacífico
Costa		Manglar de la costa marítima y los estuarios del Pacífico ecuatorial
Costa		Matorral espinoso seco costero ecuatoriano y tumbesino
Costa		Bosque tumbesino decíduo premontano
Costa		Matorral seco de tierras bajas
Costa		Bosque tumbesino xerofítico
Costa		Sabana inundable de la llanura aluvial del occidente del Ecuador
Costa		Matorral seco premontano
Sierra		Bosque semidecíduo montano bajo de los Andes del Norte
Sierra		Bosques y arbustales montanos xéricos interandinos de los Andes del Norte
Sierra		Matorral húmedo montano
Sierra		Arbustal montano de los Andes del Norte
Sierra		Bosques y arbustales xéricos interandinos montano bajos de los Andes del Norte
Sierra		Vegetación saxícola montana interandina de los Andes del Norte
Sierra		Pajonales arbustivos altimontanos paramunos
Sierra		Arbustales y frailejonales altimontanos paramunos
Sierra		Pajonales altimontanos y montanos paramunos
Sierra		Bofedales altimontanos paramunos
Sierra		Pajonales edafoxerófilos altimontanos paramunos
Sierra		Vegetación geliturbada y edafoxerófila subnival paramuna
Sierra		Arbustales y herbazales sobre mesetas de las cordilleras subandinas orientales
Sierra		Bosque pluvial sobre mesetas de arenisca de la cordillera del Cóndor
Sierra		Bosque altimontano de las cordilleras subandinas orientales
Sierra		Bosque montano pluvial de los Andes del Norte
Sierra		Bosque altimontano norteamericano siempreverde
Sierra		Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte
Sierra		Bosque pluvial del piedemonte amazónico de los Andes del norte
Sierra		Bosque montano pluvial de los Andes del norte de la cordillera occidental
Sierra		Bosque altimontano norteamericano siempreverde de la cordillera Occidental
Sierra		Bosque pluvial montano bajo de los Andes del norte de la cordillera Occidental
Sierra		Bosque yungueño siempreverde estacional basimontano
Sierra		Bosque pluvial piemontano de los Andes del norte
Sierra		Bosque pluvial montano de las cordilleras subandinas orientales
Sierra		Arbustal esclerófilo higrófilo de las cordilleras amazónicas
Sierra		Bambusal altimontano de los Andes del norte
Amazonia		Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Putumayo
Amazonia		Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Napo
Amazonia		Bosque de la planicie sedimentaria del oeste de la Amazonia - Pastaza
Amazonia		Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del oeste de la Amazonia
Amazonia		Bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas negras del oeste de la Amazonia
Amazonia		Bosque pantanoso de palmas de la alta Amazonia
Amazonia		Complejo de vegetación sucesional riparia
Amazonia		Herbazal pantanoso de la llanura aluvial de la alta Amazonia

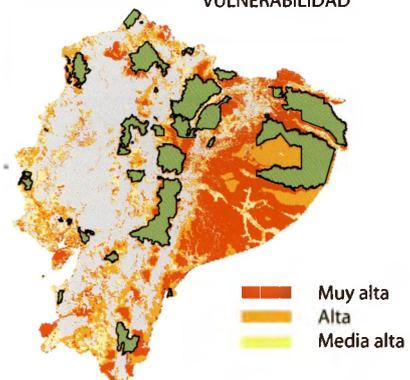
*Por la escala de impresión en el mapa no aparecen el matorral seco premontano, el bosque inundable de la llanura aluvial de ríos de aguas blancas del oeste de la Amazonia, ni el complejo de vegetación sucesional riparia.

FIGURA 2: ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN FUERA DEL SNAP³²

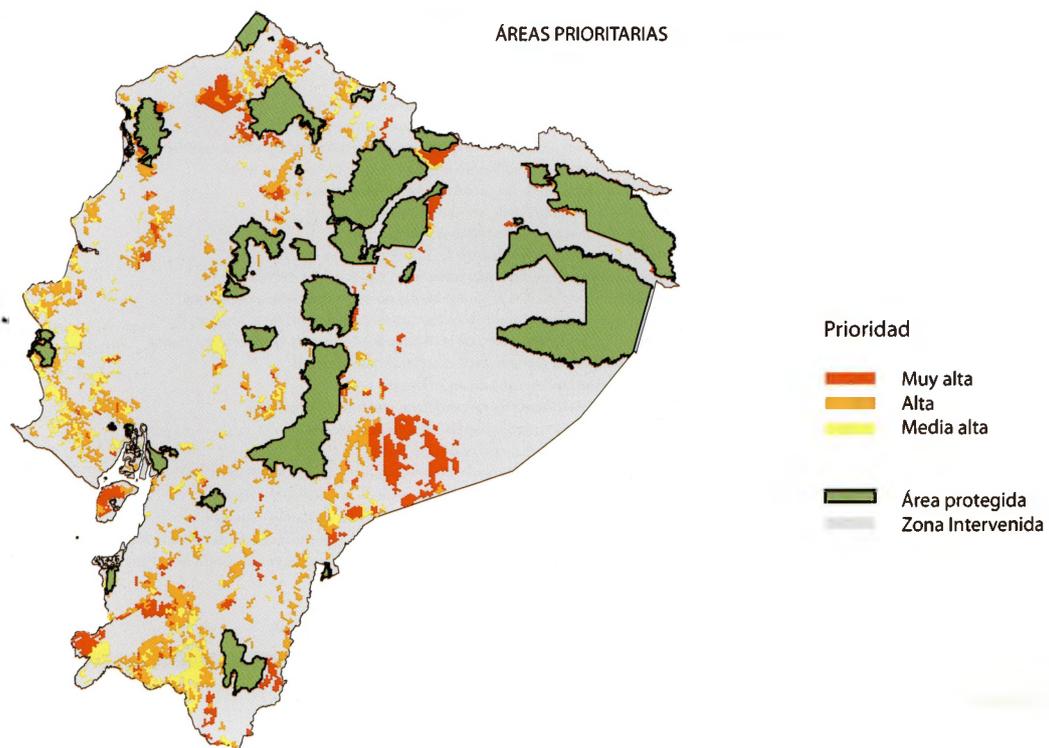
ÁREAS IRREEMPLAZABLES



VULNERABILIDAD

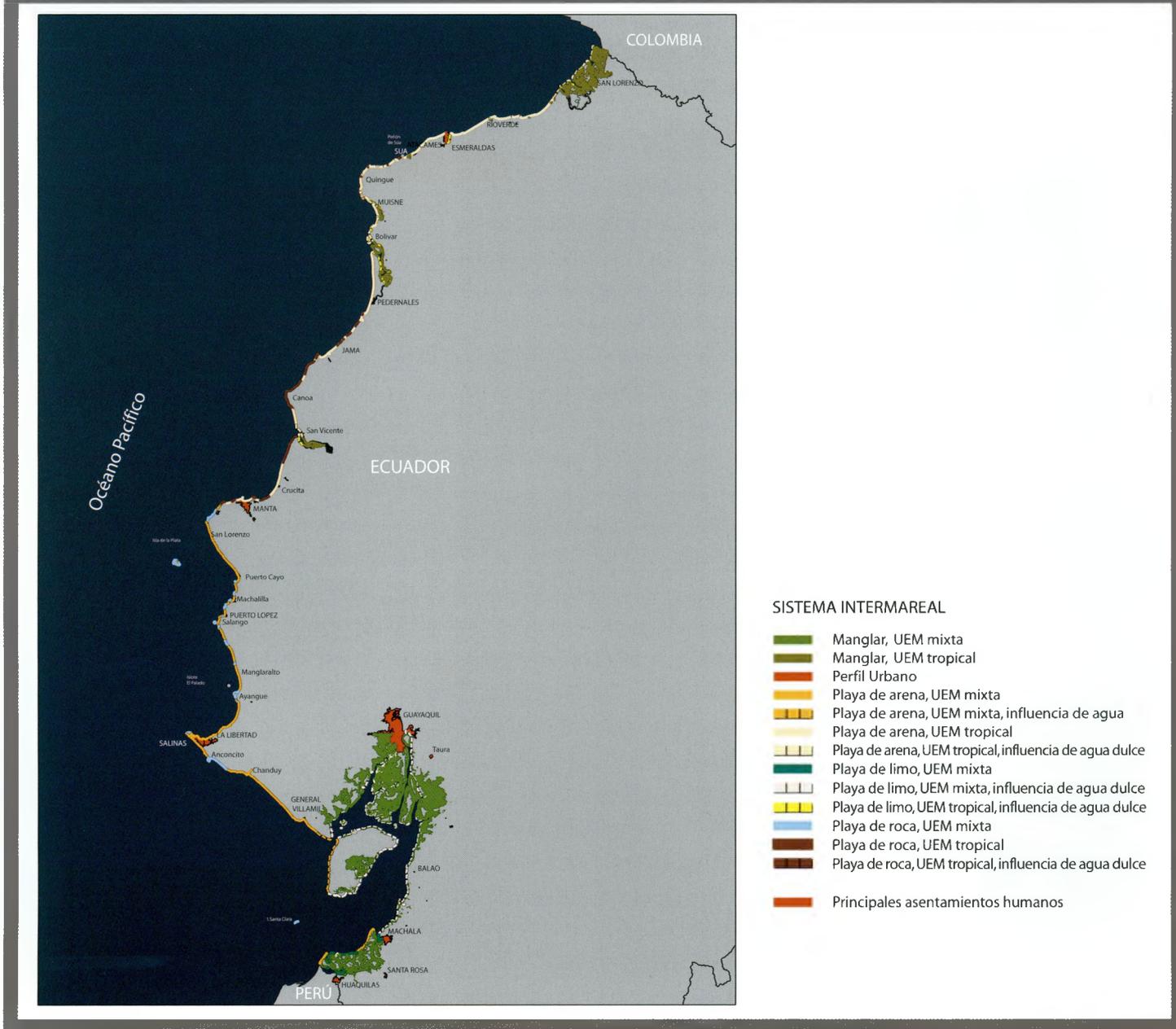


ÁREAS PRIORITARIAS



* Ver página 23.

FIGURA 3: SISTEMAS INTERMAREALES*



* Ver página 42.

FIGURA 5: PORTAFOLIO Y ÁREAS PROTEGIDAS*



* Ver página 48 y 50.

