



ARTIGO | ARTICLE

Prioridades espaciais para a conservação de mamíferos ameaçados de extinção na região Neotropical

Spatial priorities for the conservation of threatened mammals in the Neotropics

Fabiana Madeira Assunção Cunha¹

Rafael Dias Loyola²

RESUMO

Cerca de um quarto das espécies de mamíferos estão atualmente ameaçadas de extinção, e o constante aumento nessas taxas tem demandado a elaboração de estratégias eficientes, que direcionem esforços para áreas com alto valor de conservação. Mamíferos são extremamente importantes, por desempenharem inúmeros papéis ecológicos cruciais na manutenção dos ecossistemas, de modo que a elaboração de estratégias de conservação para esse grupo é fundamental. Nesse sentido, o presente estudo visou identificar áreas-chave para a conservação de mamíferos ameaçados de extinção na região neotropical, utilizando ecorregiões como unidades geográficas básicas. Ecorregiões neotropicais servem de refúgio para uma grande diversidade de vertebrados, além de abrigar, hoje em dia, inúmeras espécies em extinção. Essas áreas foram selecionadas com base (1) em variáveis ecológicas, evolutivas e outras relacionadas à história de vida de cada uma das 207 espécies de mamíferos neotropicais ameaçados, e (2) também com base no *status* de conservação, área total e proporção de área protegida e disponível para conservação das 166 ecorregiões neotropicais nas quais tais espécies ocorrem. Foi usado um procedimento de otimização para selecionar o número mínimo de ecorregiões necessárias para representar todas as espécies ao menos uma vez, com base no conceito de complementaridade. As soluções que satisfizeram essa meta de representação foram combinadas em diferentes mapas, nos quais a importância relativa de cada ecorregião foi indicada pela frequência com que ela foi incluída nos conjuntos ótimos. Foi ainda verificado onde é

¹ Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Centro de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências Biológicas. Campinas, SP, Brasil.

² Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia. Caixa Postal 131, 74673-100, Goiânia, GO, Brasil. Correspondência para/Correspondence to: R.D. LOYOLA. E-mail: <avispa@gmail.com>.

necessário criar reservas que complementem a rede atualmente estabelecida na região neotropical.

Palavras-chave: Análise de lacunas. Ecorregiões. Extinção. Planejamento sistemático para a conservação. Vertebrados.

ABSTRACT

Nearly 25% of extant mammal species are currently under threat of extinction. Such a high level of threat of extinction demands the production of effective strategies that direct resources to areas with high conservation value. Mammals are key elements of natural ecosystems as they play key ecological roles in its maintenance. Thus, proposals for effective conservation actions for this group are of paramount importance. Here we aimed to identify key areas for the conservation of Neotropical mammals currently threatened with extinction, using ecoregions as biogeographical planning units. Neotropical ecoregions act as refuge for a diversity of vertebrate species, also harboring a large number of threatened species. We selected key areas for conservation on the basis of (1) ecological and evolutionary variables and others related to the life-history of each of the 207 species of threatened mammals that occur in the Neotropics, and (2) the conservation status, total area and the proportion of available conservation area in 166 Neotropical ecoregions in which these species occur. We used an optimization procedure to select the minimum number of Neotropical ecoregions needed to represent all species at least once, based on the complementarity principle. We combined solutions that satisfied this goal into different maps on which the relative importance of each ecoregion was noted according to the frequency with which it was highlighted as a priority for all solutions. We also checked where it would be necessary to establish additional protected areas to complement the current Neotropical network of protected areas.

Key words: Gap-analysis. Ecoregions. Extinction. Systematic conservation planning. Vertebrates

INTRODUÇÃO

A perda de biodiversidade é um fenômeno global que tem atuado em diferentes escalas, levando diversas espécies à extinção (Cardillo *et al.*, 2006; Loyola *et al.*, 2008b). Entre os muitos fatores geradores dessa crise atual de biodiversidade, a destruição de *habitats*, a introdução de espécies exóticas, a sobre-exploração de espécies e recursos naturais, a poluição e as evidentes mudanças climáticas globais, são consideradas as maiores ameaças (Loreau *et al.*, 2006). De acordo com dados da International Union for Conservation of Nature (2010), aproximadamente 12% das espécies de aves, 23% das espécies de mamíferos, 32% das espécies de anfíbios e cerca de 50% de todas as plantas estão atualmente ameaçadas de extinção. O crescente aumento nas taxas de extinção ultrapassa de longe

a conservação dos recursos disponíveis, e essa situação torna-se cada vez mais crítica, demandando o desenvolvimento de estratégias e teorias robustas para identificação de prioridades de conservação (Myers *et al.*, 2000).

Atualmente, a falta de informação sobre onde concentrar esforços de conservação é um dos maiores obstáculos a serem transpostos para a conservação da biodiversidade tropical (Howard *et al.*, 1998; Loyola *et al.*, 2007). Por essa razão, diversas Organizações Não-Governamentais (ONG) vêm desenvolvendo exercícios de priorização, baseados principalmente em análises de natureza biogeográfica, com o intuito de direcionar e priorizar a alocação de esforços de conservação (Myers *et al.*, 2000; Myers & Mittermeier *et al.*, 2003; Loyola & Lewinsohn, 2009). As estratégias de conservação da

biodiversidade em grande escala têm como meta principal a identificação de áreas com alto valor de conservação, que sejam significativas em um contexto global, continental ou regional (Moore *et al.*, 2003). Ao se concentrarem esforços em áreas onde a necessidade de conservação é maior, o retorno dos investimentos também será maior, podendo superar os desafios da extinção em larga escala (Myers *et al.*, 2000).

A priorização de áreas baseadas em regiões delimitadas por critérios ecológicos, como as ecorregiões - unidades geográficas definidas por similaridade de fauna e flora - é considerada o método mais eficiente de identificação de prioridades, por refletir a distribuição real das comunidades no espaço geográfico (Olson *et al.*, 2001), facilitando a tomada de decisões e sua aplicação (Loyola *et al.*, 2007; Loyola *et al.*, 2008a, Loyola *et al.*, 2008b; Loyola & Lewinsohn, 2009). Essas unidades geográficas vêm sendo utilizadas em programas de conservação propostos pela *The Nature Conservancy* (Groves, 2003), pela *World Wildlife Fund* (WWF) em associação com o Banco Mundial (Olson *et al.*, 2001; Olson & Dinerstein, 2002; World Wildlife Fund, 2006), pelo *Global Environment Facility* (GEF). O conceito de ecorregião também vem sendo aplicado no delineamento de áreas prioritárias e grandes áreas naturais, proposto pela Conservação Internacional (Mittermeier *et al.*, 2004), bem como tem ainda influenciado decisões governamentais relacionadas ao manejo de recursos naturais (Loyola *et al.*, 2007). Uma vez que a maioria das decisões em políticas públicas é tomada por cada país de maneira particular, ou seja, dentro de suas fronteiras nacionais, o conceito de ecorregião pode ser tomado como a maior unidade geográfica operacional, na qual as decisões podem ser realmente tomadas e implantadas. Não obstante, essas unidades apenas recentemente passaram a receber mais atenção em exercícios de avaliação (Lamoreux *et al.*, 2006; Loyola *et al.*, 2007).

Hoje em dia, existem diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em grandes escalas geográficas. Tradicionalmente, o objetivo principal das análises de priorização de áreas

para conservação da biodiversidade é o de apenas representar espacialmente as espécies que se pretende conservar. Entretanto, a inclusão de outros atributos no processo de priorização de áreas, como as características ecológicas das espécies (modo de reprodução, risco de extinção, período de gestação), bem como características evolutivas (por ex., tamanho do corpo, amplitude de distribuição geográfica da espécie) (Cardillo *et al.*, 2006), provê uma base científica e menos subjetiva, fornecendo melhor suporte para a seleção de grupos prioritários (Loyola *et al.*, 2008a; Loyola *et al.*, 2008b; Loyola & Lewinsohn, 2009).

Isso é extremamente necessário para os mamíferos: atualmente, cerca de um quarto das espécies desse grupo estão ameaçadas de extinção (Ceballos & Ehrlich, 2002; International Union for Conservation of Nature, 2006). O alto nível de ameaça indica que eles têm sido severamente afetados pela atual crise de biodiversidade (Ceballos & Ehrlich, 2002). Os mamíferos são um ótimo grupo para se desenvolverem estratégias de conservação, pois sua biologia e filogenia são bem conhecidas, além de suas espécies possuírem uma ampla distribuição geográfica e apresentarem diversos níveis de risco de extinção (Cardillo *et al.*, 2004). Apesar disso, poucos estudos têm buscado selecionar áreas prioritárias para a conservação de mamíferos ou de um subgrupo particular de espécies (Loyola *et al.*, 2008b).

A região neotropical, que se estende desde os desertos do México ao Sul da Argentina, é a província biogeográfica mais rica em espécies de vertebrados do mundo (Mittermeier *et al.*, 2004). Além disso, é uma das regiões tropicais nas quais o declínio populacional de mamíferos e o número de espécies em extinção são altamente elevados (Ceballos *et al.*, 2005), o que torna necessária e imperativa a concentração de esforços, bem como o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade da área. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi identificar áreas prioritárias que sejam capazes de representar todas as espécies de mamíferos ameaçados de extinção na região neotropical, em diferentes cenários de priorização,

fornecendo subsídios para a conservação e os investimentos em um conjunto de áreas predeterminadas. Paralelamente, pretende-se fornecer uma base científica para o desenvolvimento de estratégias eficientes de conservação para mamíferos e para os demais vertebrados terrestres.

MATERIAL E MÉTODOS

Âmbito do estudo

O presente artigo tem como foco toda a região neotropical (do centro do México ao sul da Argentina), utilizando ecorregiões como unidades geográficas (Figura 1A). As ecorregiões foram delineadas por meio de um esforço conjunto do Fundo Mundial para a Conservação da Natureza (*World Wildlife Fund* - WWF) e do Banco Mundial (BID) (Olson *et al.*, 2001). Elas são unidades geográficas que contêm espécies de comunidades naturais distintas, e cujas fronteiras aproximam-se à das distribuições geográficas originais das espécies, existentes antes das grandes alterações causadas por diferentes usos de terra. Isto é, as ecorregiões são delimitadas com base na similaridade de espécies

da fauna e flora (Olson *et al.*, 2001). Estratégias de conservação baseadas em ecorregiões podem facilitar a tomada de decisões e sua aplicação (Loyola *et al.*, 2007; Loyola *et al.*, 2008a; Loyola *et al.*, 2008b; Loyola & Lewinsohn, 2009), embora a implementação de redes de reservas naturais deva ser baseada em uma escala espacial menor ou em unidades políticas, como estados ou países.

Coleta de dados

A base de dados que foi utilizada para as análises (World Wildlife Fund, 2006) contém a lista de espécies de mamíferos ameaçados de extinção na região neotropical. As análises foram focadas em todas as 207 espécies de mamíferos neotropicais ameaçados, cujas extensões de ocorrência foram obtidas em Wilson & Reeder (2005). Informações completas sobre a fonte da lista podem ser obtidas na plataforma *Wildfinder* da WWF (World Wildlife Fund, 2006).

Para cada espécie de mamífero ameaçado foram obtidas variáveis ecológicas, evolutivas e relacionadas à sua história de vida. Utilizou-se o tamanho corporal médio (comprimento corporal em

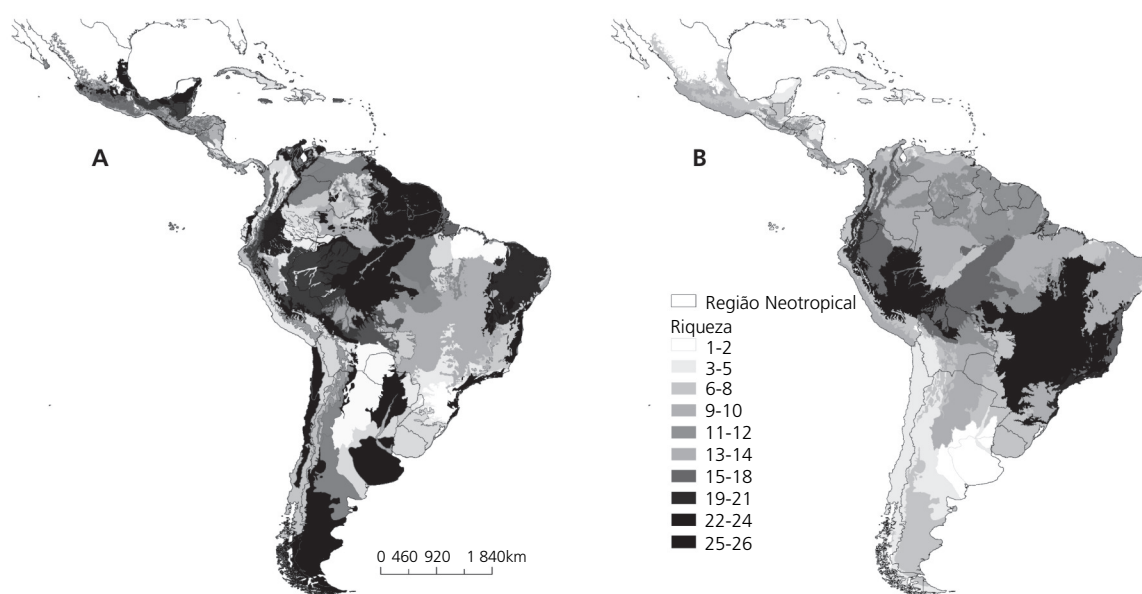


Figura 1. (A) Distribuição espacial das ecorregiões neotropicais e (B) padrão espacial da riqueza de mamíferos ameaçados de extinção na região neotropical

milímetros), o risco atual de extinção das espécies (www.iucnredlist.org), a raridade das espécies (aqui definida como o inverso da amplitude de distribuição geográfica, em termos de ecorregiões), o período médio entre gestações e o tamanho médio da ninhada. Essas cinco variáveis foram obtidas, por meio de consulta a artigos (Cardillo *et al.*, 2004; Cardillo *et al.*, 2005), e em diversos artigos publicados no periódico *Mammalian Species*, livros e bancos de dados disponíveis na literatura. As categorias de ameaça propostas pela IUCN (LC: pouca preocupação; NT: quase ameaçado; VU: vulnerável; EM: em perigo; CR: criticamente ameaçado) foram transportadas para uma escala numérica, a fim de serem incluídas nas análises quantitativas de priorização de áreas. A correspondência seguiu aquela recentemente empregada por Loyola *et al.* (2008b), onde LC=0, NT=1, VU=2, EN=3 e CR=4. Cada uma dessas características tem sido proposta como indicadora do nível de ameaça das espécies, sendo utilizada sozinha ou combinada, para prever riscos de extinção e identificar áreas prioritárias para a conservação de mamíferos (Cardillo *et al.*, 2005; Cardillo *et al.*, 2006; Loyola *et al.*, 2008b).

Além disso, o *status* de conservação de cada ecorregião e outros dados, como área total e proporção de área protegida e disponível para conservação, foram extraídos da World Wildlife Fund (2006) e utilizados nas análises que compararam a eficiência dos conjuntos prioritários.

Seleção de áreas prioritárias

Dada a ocorrência das 207 espécies de mamíferos ameaçados em 166 ecorregiões neotropicais, foi usado um procedimento de otimização para selecionar o número mínimo de ecorregiões necessárias para representar todas as espécies ao menos uma vez, com base no conceito de complementaridade (Pressey *et al.*, 1997; Margules & Pressey, 2000; Williams *et al.*, 2000; Cabeza & Moilanen, 2001). Foi usada a rotina *Site Selection Mode* - implementada no programa de computador SITES (Andelman *et al.*, 1999; Possingham *et al.*,

2000), para encontrar combinações mínimas de ecorregiões que conseguissem representar todas as espécies ameaçadas de extinção na região neotropical. Foram obtidas cinquenta soluções, isto é, cinquenta conjuntos mínimos de ecorregiões, geradas por meio de 10 mil iterações (tentativas e erros). Isso quer dizer que, para cada solução dada pelo programa, foram testados 10^6 conjuntos de ecorregiões possíveis, e foi encontrado o melhor de todos eles em termos de representação de espécies. Na simulação, foi incluída ainda uma "penalidade" alta associada à perda de espécies, para que todas as soluções geradas contivessem todas as espécies em um número mínimo de ecorregiões. Todas as soluções que satisfizeram essa meta de representação foram combinadas em diferentes mapas, nos quais a importância relativa de cada ecorregião foi indicada pela frequência com que ela foi incluída nos conjuntos ótimos. Isto é, fez-se uma estimativa de insubstituibilidade das ecorregiões, de modo que aquelas classificadas como tendo o mínimo de insubstituibilidade tiveram frequência 0.0 (áreas que não apareceram nenhuma vez no conjunto ótimo) e aquelas altamente insubstituíveis tiveram frequência 1.0 (áreas que apareceram em todos os conjuntos ótimos).

Cenários de priorização

Para a criação de diferentes cenários de priorização, nas análises foram adicionados ainda "custos" associados a cada ecorregião. Os valores de custo foram estimados a partir de dois fatores. O primeiro deles é o nível de impacto humano nas ecorregiões, baseado em seu *status* de conservação, fornecido pela World Wildlife Fund (2006): ecorregiões mais impactadas são mais "caras", aumentando seu custo de inclusão em um conjunto prioritário (Loyola *et al.*, 2008b). O *status* de conservação das ecorregiões foi determinado por meio da ponderação dos efeitos de cinco variáveis importantes em escala de paisagem, a saber: perda do *habitat* original; número e tamanho de grandes blocos de *habitat* original; grau de fragmentação e degradação da ecorregião; taxa de conversão do

habitat nativo remanescente; e grau de proteção das ecorregiões. Essas variáveis, por refletirem níveis históricos e atuais de impacto humano, são os melhores indicadores da probabilidade de persistência de espécies e processos ecológicos em ecorregiões (Dinerstein, 1995; Loyola *et al.*, 2008b). Em segundo lugar, a análise de custo levou em consideração as variáveis obtidas que refletiam as características biológicas das espécies, atribuindo valores médios para tais características, dentro de cada ecorregião.

A partir da análise dos custos, foram gerados três cenários diferentes para a conservação das espécies. No cenário A, buscou-se o mínimo de ecorregiões capazes de representar todas as espécies, em áreas com menor nível de impacto humano, denominando-se a ele como “cenário de menor conflito de conservação”. Já no cenário B, buscou-se o mínimo de ecorregiões que representassem todas as espécies, favorecendo áreas que apresentassem maior risco de extinção, devido à ação sinérgica de suas características biológicas. Em outras palavras, esse cenário contém todas as espécies, favorecendo áreas que tendem a abrigar animais com tamanho corporal grande, alto risco de ameaça conforme a IUCN, alta raridade, longo período médio entre gestações e poucos filhotes por ninhada, sendo denominado como “cenário de máxima vulnerabilidade”. Por sua vez, no cenário C, foi favorecida a inclusão de ecorregiões que contivessem espécies pouco raras, com período curto entre gestações e muitos filhotes por ninhada, o que favoreceria a persistência das espécies por mais tempo. Esse cenário foi denominado “cenário de persistência de espécies”. Os três cenários serviram para indicar em qual deles os esforços de conservação trariam melhor retorno de investimento, a longo prazo e em escala ecorregional (Loyola & Lewinsohn, 2009).

Priorização, considerada a rede de reservas atuais

Reservas naturais normalmente são criadas por razões mais estéticas e políticas do que por critérios científicos. Isso faz com que a rede de reservas exis-

tente atualmente no planeta não seja eficiente para a conservação a longo prazo das espécies animais (Rodrigues *et al.*, 2004). Por essa razão, torna-se necessário não só avaliar a eficiência das redes de reservas, mas também identificar novas áreas nas quais reservas deveriam ser implementadas para complementar a rede existente. Esse tipo de exercício é conhecido como análise de lacunas (*Gap Analysis*) (Rodrigues *et al.*, 2004).

Além dos três cenários de priorização descritos anteriormente, foram ainda gerados outros três, considerando a atual rede de reservas existentes na região neotropical. Para isso, todas as ecorregiões neotropicais que continham pelo menos 25% de sua área coberta por reservas de proteção integral (categorias I a IV da IUCN) foram consideradas protegidas. Além disso, foram também consideradas protegidas as regiões com área protegida suficiente (aproximadamente 29 173km²) para manter populações viáveis de diversas espécies de mamíferos. A área necessária para a manutenção de populações viáveis de mamíferos foi calculada com base nos valores de populações mínimas viáveis de 14 espécies de mamíferos (obtidas em Reed *et al.*, 2003), para as quais existiam dados de densidade populacional (disponíveis em Cardillo *et al.*, 2004). A área mínima utilizada neste trabalho representa o necessário para a manutenção de populações mínimas viáveis de 95% dessas espécies. Esses critérios têm sido normalmente utilizados por estudos de conservação (Rodrigues & Oliveira, 2006; Urbina-Cardona & Loyola, 2008). Ecorregiões que atendiam a tais critérios ($n=21$) foram fixadas nas análises, e os cenários resultantes indicaram ecorregiões nas quais deveriam ser estabelecidas novas reservas, para a conservação eficiente de mamíferos ameaçados de extinção na região neotropical.

RESULTADOS

Padrão de riqueza de espécies e insubstituibilidade de ecorregiões

A maioria das espécies de mamíferos ameaçadas encontra-se na Mata Atlântica brasileira,

no Cerrado, na Amazônia ocidental e nos Andes (Figura 1B). Outras áreas com muitas espécies ameaçadas localizam-se na América Central, Norte da Amazônia, Guianas e Suriname. As áreas com menos espécies ameaçadas concentram-se no Sul da América do Sul e nas ilhas do Caribe (Figura 1B).

Sob o cenário que envolve um menor conflito de conservação, ecorregiões altamente insubstituíveis localizam-se no Sul do México e norte da Guatemala, Norte dos Andes, Amazônia ocidental e setentrional, além de áreas no Sul do continente, sudeste (Mata Atlântica) e planalto central do Brasil (Cerrado). Outras ecorregiões com insubstituibilidade média localizam-se no escudo das Guianas e em regiões de montanha da Costa Rica (Figura 2A).

O padrão de insubstituibilidade de ecorregiões sob um cenário de máxima vulnerabilidade segue o mesmo padrão descrito acima, contudo inclui ecorregiões de insubstituibilidade média concentradas no Sul da América do Sul (Patagônia) e Mata Atlântica brasileira (florestas do litoral da Bahia) (Figura 2B). O cenário de persistência de espécies segue mais uma vez o padrão descrito, incluindo as áreas ao norte da Amazônia brasileira e as Guianas (Figura 2C).

Cenários de priorização

Na análise dos cenários nos quais a rede de reservas já existentes não foi considerada, o cenário

de menor conflito de conservação, que favoreceu a inclusão de ecorregiões menos impactadas por atividades humanas, selecionou 29 ecorregiões capazes de representar todas as espécies de mamíferos neotropicais ameaçados, ao menos uma vez (Tabela 1, Figura 3A). Esse cenário possui a maior porcentagem de área já protegida (Anexo). No cenário de máxima vulnerabilidade (Figura 3B), 26 ecorregiões foram incluídas no conjunto mínimo (Tabela 1). Devido ao baixo percentual de área protegida, esse cenário apresenta grande parte de sua área ainda disponível para conservação (Anexo). Foram necessárias 22 ecorregiões para representar todas as espécies, ao menos uma vez, no cenário de persistência de espécies (Tabela 1, Figura 3C). Apenas uma pequena porcentagem de sua área encontra-se atualmente protegida (Anexo). Como esperado, a densidade populacional humana foi menor no cenário de menor conflito de conservação. Em contrapartida, o cenário de persistência de espécies apresentou o maior valor (Anexo). Além disso, 13 ecorregiões foram comuns a todos os cenários de priorização (Tabela 1).

Cenários de priorização, consideradas as redes de reservas atuais

Nas análises que consideraram as redes atuais de reservas, o cenário de menor conflito de conservação incluiu quarenta ecorregiões capazes

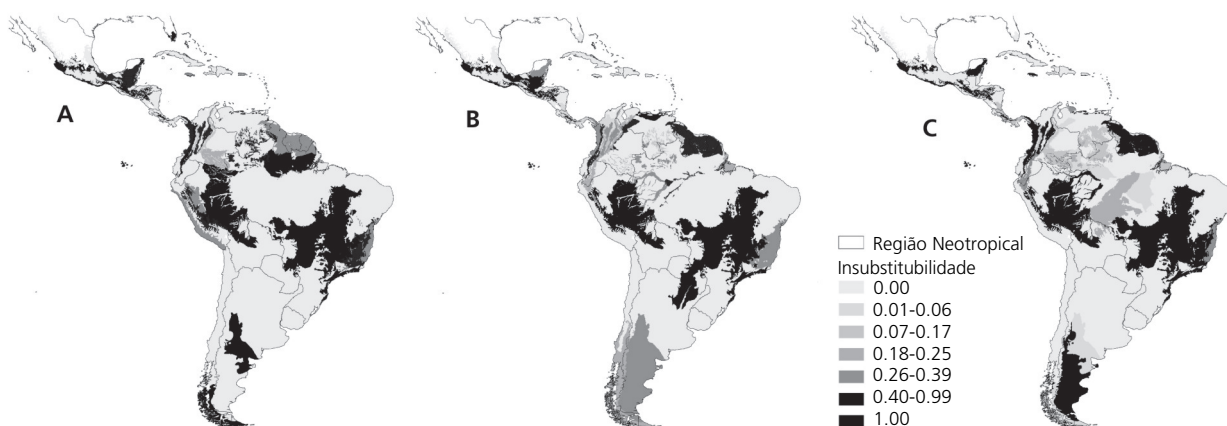


Figura 2. Padrão de insubstituibilidade de ecorregiões segundo diferentes cenários de priorização: (A) menor conflito de conservação, (B) máxima vulnerabilidade e (C) persistência de espécies.

de representar todos os mamíferos ameaçados (Tabela 1, Figura 4A). Esse cenário é o que apresenta a maior área disponível para conservação em comparação aos outros dois. Das 40 ecorregiões incluídas nesse cenário, 21 haviam sido previamente fixadas (ver Material e Métodos). Portanto, foram agregadas outras 19 ecorregiões que complementam suficientemente bem o alvo de conservação estabelecido (Figura 4A). Essas ecorregiões apresentam os maiores valores de área total já protegida e

disponível para conservação. Além disso, possuem os menores valores médios de densidade populacional humana (Anexo).

O cenário vulnerável incluiu 37 ecorregiões, sendo que 16 foram agregadas ao conjunto inicial para que a rede de reservas atual fosse capaz de representar satisfatoriamente os mamíferos ameaçados de extinção da região neotropical (Tabela 1, Anexo, Figura 4B). Como esperado, esse cenário apresentou os menores valores de área total

Tabela 1. Atributos dos diferentes cenários de priorização.

Cenários de priorização	Ecorregiões (n)	Área total (km ² X10000)	Dens Pop (/km ² X10)	% Área protegida (km ² X1000)	Área disponível (km ² X10000)
<i>Não consideradas as reservas</i>					
Menor conflito	29	18,91	5,57	11,18	12,27
Muito vulnerável	26	19,89	6,17	7,29	14,07
Persistência de espécies	22	20,03	7,05	6,79	13,59
<i>Consideradas as reservas</i>					
<i>Total</i>					
Menor conflito	40	17,83	7,64	13,22	12,11
Muito vulnerável	37	16,42	7,51	13,62	10,56
Persistência	35	17,39	7,46	14,33	11,20
<i>Agregadas</i>					
Menor conflito	19	21,61	9,41	4,63	13,01
Muito vulnerável	16	19,05	9,43	3,95	9,61
Persistência de espécies	14	21,85	9,57	4,34	11,05

Dens. Pop: densidade populacional humana obtida em Dinerstein *et al.* (1995) e World Wildlife Fund (2006).

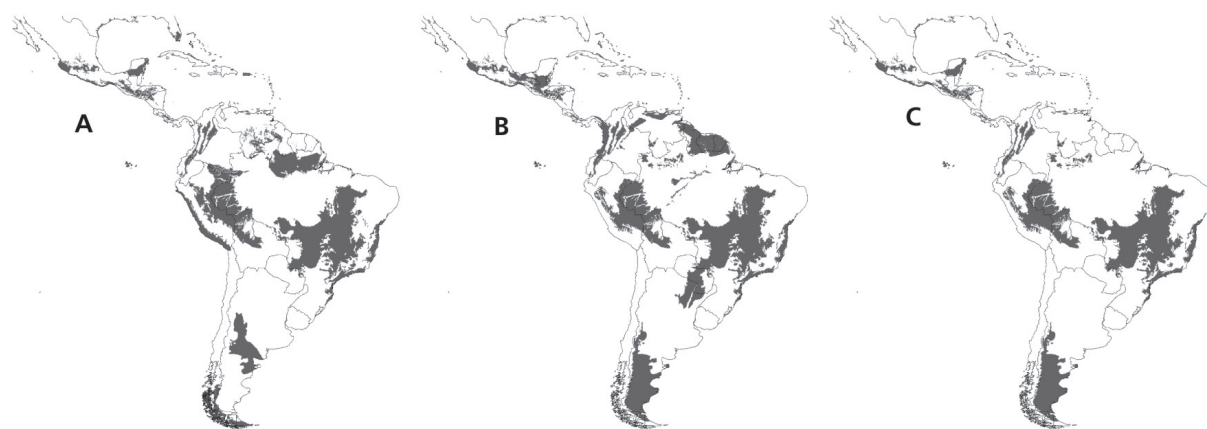


Figura 3. Conjunto mínimo de ecorregiões neotropicais necessárias para representar todas as espécies de mamíferos ameaçados sob diferentes cenários de priorização: (A) menor conflito, (B) máxima vulnerabilidade e (C) persistência de espécies. Neste caso, os cenários não consideram a rede atual de reservas.

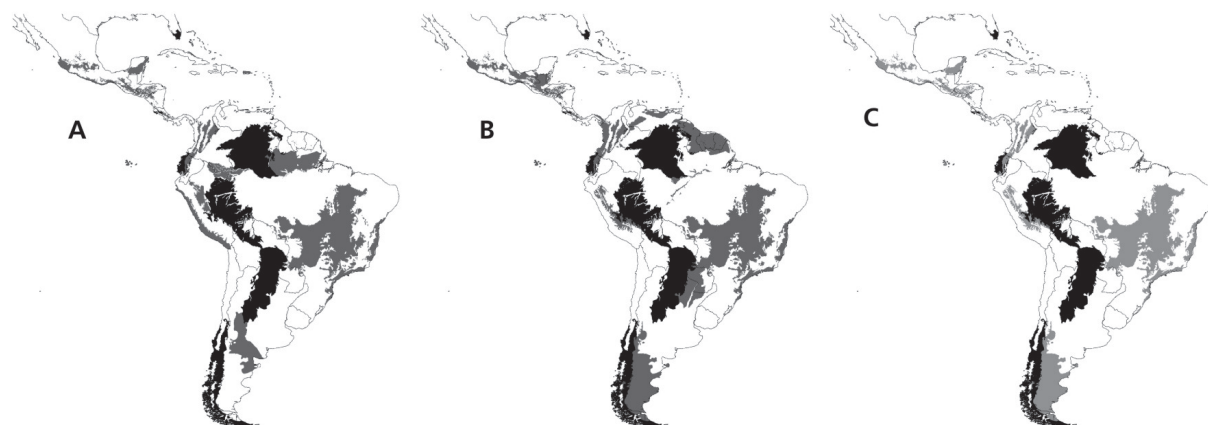


Figura 4. Ecorregiões neotropicais necessárias para complementar a representação de todas as espécies de mamíferos ameaçados em diferentes cenários de priorização: (A) menor conflito de conservação, (B) máxima vulnerabilidade e (C) persistência de espécies, considerando a rede atual de reservas.

Nota: Ver Materiais e Métodos para mais explicações.

Ecorregiões em preto foram consideradas relativamente bem protegidas, neste estudo.

protegida e disponível para conservação, possuindo uma densidade populacional humana intermediária entre os outros dois cenários.

O cenário de persistência de espécies incluiu 35 ecorregiões no conjunto ótimo, sendo 14 agregadas ao conjunto inicial de 21 ecorregiões (Tabela 1, Figura 4C). Essas 14 ecorregiões possuem a maior área total média e a maior densidade populacional humana, porém apresentam a maior área ainda disponível para conservação dentre todos os cenários (Anexo).

Finalmente, quando ecorregiões com níveis de proteção suficiente foram consideradas nas análises, sete ecorregiões foram comuns a todos os cenários, desconsiderando-se aquelas previamente fixadas.

DISCUSSÃO

Os resultados indicam que, desconsideradas as ecorregiões suficientemente cobertas por reservas, os esforços para conservação dos mamíferos neotropicais ameaçados devem ser concentrados em grupos prioritários de 22 a 29 ecorregiões, dependendo do objetivo de conservação. Esses conjuntos seriam capazes de representar todas as espécies, desde que fosse implantada uma rede de reservas eficiente nas ecorregiões. Neste trabalho, assim como em Loyola *et al.* (2008b), foram consideradas

prioritárias as ecorregiões que, além de se incluírem em conjuntos que minimizam conflitos de conservação, também se mostram muito vulneráveis e necessitam de intervenção urgente. Portanto, concentrar esforços de conservação nessas áreas provavelmente trará melhor retorno de investimentos em escala regional, uma vez que elas tendem a abrigar espécies com grande tamanho corporal, alta raridade e/ou maior nível de ameaça. Ao mesmo tempo, essas ecorregiões têm sido menos impactadas por atividades humanas até agora. Cenários muito vulneráveis são também a primeira meta das estratégias eficientes de conservação (Margules & Pressey, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004), e soluções ótimas de complementaridade baseadas em análises de biodiversidade têm sido bem sucedidas na definição de redes de conservação, incluindo aquelas para mamíferos (Loyola *et al.*, 2008b).

Mesmo quando o cenário de menor conflito de conservação foi avaliado, algumas ecorregiões críticas e vulneráveis foram representadas no conjunto ótimo. Isso ocorre devido ao estabelecimento do alto valor de penalidade para a perda de espécies, forçando a inclusão de todas as espécies neotropicais nos conjuntos. Dessa forma, ecorregiões que abrigam espécies endêmicas foram sempre incluídas, independentemente de seu *status* de conservação (Loyola *et al.*, 2008b).

A incorporação de características ecológicas e evolutivas das espécies oferece uma base ecológica mais relevante para a seleção de áreas prioritárias, com importantes implicações para o delineamento de rede de reservas. A escala na qual a análise de priorização é conduzida é também um fator crucial quando se concebem estratégias de conservação. Mamíferos com grande tamanho corporal, por exemplo, tendem a ter amplas áreas de vida, e, conseqüentemente, para eles, áreas protegidas devem ser suficientemente extensas para satisfazer a tais exigências (Loyola *et al.*, 2008b). Talvez essas áreas protegidas devessem ser amplas o suficiente para serem designadas como megarreservas, como sugerido por Peres (2005) para a região Amazônica. Em análises globais sobre o risco de extinção em mamíferos, Cardillo *et al.* (2005) demonstraram que tanto impactos gerados por fatores intrínsecos (relacionados à biologia das espécies) quanto impactos ambientais têm efeitos nitidamente mais drásticos sobre indivíduos com massa corporal acima de três quilogramas. A priorização de ecorregiões que tendem a agregar espécies com tamanho corporal é, portanto, um critério fundamental para o desenvolvimento de estratégias de conservação eficientes para mamíferos, especialmente aqueles ameaçados de extinção.

Cardillo *et al.* (2004) afirmaram que o crescimento populacional humano é o principal fator envolvido em declínios populacionais recentemente observados em mamíferos, citando como causas imediatas, por exemplo, a perda de *habitat*, a caça e a invasão de espécies. Conseqüentemente, espécies que habitam regiões com maior densidade humana e, por isso mesmo, mais fortemente impactadas, encontram-se sob maior risco de extinção (Ceballos & Ehrlich, 2002; Becker & Loyola, 2008; Loyola *et al.*, 2008a, Loyola *et al.*, 2008b).

É preciso destacar que análises baseadas em ecorregiões possuem limitações, pois, como em qualquer esquema de classificação, diferenças substanciais dentro de uma ecorregião podem permanecer indetectadas (Loyola *et al.*, 2007). O risco aumenta em ecorregiões de grande extensão,

como o Cerrado ou as estepes da Patagônia, na Argentina. A área total das ecorregiões neotropicais varia entre 100km² e 1 900 000km². Embora isso possa refletir diferenças reais na sua extensão, algumas áreas certamente precisariam ser subdivididas, dada a existência de conhecimentos adicionais. Loyola *et al.* (2007) propõem uma reclassificação espacial da diversidade ecológica encontrada no Cerrado, subdividindo a ecorregião em 16 áreas distintas.

As áreas destacadas nas Figuras têm particular interesse para a conservação de mamíferos neotropicais ameaçados de extinção, ressaltando-se que existem ecorregiões com área protegida suficiente para a manutenção de diferentes populações de mamíferos. Assim, as áreas destacadas constituem conjuntos que devem complementar a atual rede de reservas, para torná-la eficiente na conservação das espécies ameaçadas. Nos diferentes cenários propostos, o número total de ecorregiões variou entre 35 e 40, o que indica que as áreas protegidas da região neotropical são ineficientes, uma vez que seriam necessárias de 14 a 19 outras ecorregiões para que os mamíferos pudessem ser nelas satisfatoriamente conservados (Anexo).

As áreas naturais atualmente protegidas na América Latina foram (e vêm sendo) estabelecidas tradicionalmente por critérios políticos e cênicos, ou porque apresentam grande potencial de uso pela população local, seja como ecoturismo ou visitação. Conseqüentemente, tais reservas não conseguem representar de maneira eficiente a diversidade existente no continente. Análises de lacunas são abordagens interessantes no planejamento de conservação, baseando-se na avaliação da extensão da rede de áreas protegidas existente, e identificando possíveis lacunas em sua cobertura. Diversas análises desse tipo, realizadas em escala regional (Urbina-Cardona & Loyola, 2008) e global (Rodrigues *et al.*, 2004) revelaram que as redes de reservas naturais, atualmente existentes, são insuficientes para uma conservação eficaz da biodiversidade. Isso também foi observado neste estudo, no qual, para que se alcance o nível desejado de proteção das espécies,

é necessário agregar inúmeras outras áreas que complementam aquelas já protegidas, com o intuito de conservar os mamíferos ameaçados.

Se a rede de reservas da região neotropical fosse estabelecida a partir do zero, ou seja, desconsiderando-se as reservas já existentes, uma maior eficiência na representação de espécies poderia ser alcançada com um menor número de ecorregiões. No entanto, isso não significa que ignorar as reservas existentes seja uma boa alternativa; pelo contrário, fazer isso não seria nem prático nem sensato (Pressey & Cowling, 2001). As reservas existentes possuem grande infraestrutura, na qual muito investimento foi depositado. Além disso, são áreas manejadas e possuem um *status* protegido por lei, além de serem reconhecidas e respeitadas pela população local, que com elas tem relações estabelecidas (O'Dea *et al.*, 2006). Essas áreas têm importância biológica mais ampla, pois abrigam outras espécies além dos mamíferos ameaçados (como avaliado neste estudo), os quais são apenas uma fração do espectro da biodiversidade presente na região neotropical.

Planejamentos como o apresentado nesse trabalho ajudam a avaliar a qualidade e a eficiência do sistema de reservas existentes. Além disso, prestam-se a estimular o uso de ferramentas analíticas e das informações disponíveis, tanto proporcionando uma base para as decisões de conservação (Whittaker *et al.*, 2005), quanto identificando áreas lacunares nas reservas (O'Dea *et al.*, 2006). Abordagens sistemáticas em planejamento de conservação têm sido desenvolvidas ao longo das últimas duas décadas, com vistas a guiar a alocação eficiente dos escassos recursos disponíveis para proteção da biodiversidade. Nesse sentido, o presente trabalho busca contribuir para uma estratégia em ampla escala, assim como refina os métodos e pressupostos de tais análises, ajudando a direcionar os esforços de conservação para onde eles sejam realmente necessários.

REFERÊNCIAS

- Andelman, S.; Ball, I.; Davis, F. & Stoms, D. (1999). *SITES v. 1.0: an analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios*. (Technical Report). Available from: <<http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>>. (cited: 1 Mar. 2008).
- Becker, C.G. & Loyola, R.D. (2008). Extinction risk assessments at the population and species level: implications for amphibian conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17(19):2297-4.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. (2001). Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5):242-8.
- Cardillo, M.; Mace, G.M.; Gittleman, J.L. & Purvis, A. (2006). Latent extinction risk and future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of the United States of America*, 103(11):4157-61.
- Cardillo, M.; Mace, G.M.; Jones, K.E.; Bielby, J.; Bininda-Emonds, O.R.P.; Sechrest, W., et al. (2005). Multiple causes of high extinction risk on large mammal species. *Science*, 309(5738):1239-41.
- Cardillo, M.; Purvis, A.; Sechrest, W.; Gittleman, J.L.; Bielby, J. & Mace, G.M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS Biology*, 2(7):909-4.
- Ceballos, G. & Ehrlich, P.R. (2002). Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296(5569):904-7.
- Ceballos, G.; Ehrlich, P.R.; Soberon, J.; Salazar, I. & Fay, J.P. (2005). Global mammal conservation: what must we manage? *Science*, 309(5734):603-7.
- Dinerstein, E. (1995). *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions and the Caribbean*. Washington (DC): WWF and the World Bank.
- Groves, C. (2003). *Drafting a conservation blueprint: a practitioner's guide to planning for biodiversity*. Washington (DC): Island Press.
- Howard, P.C.; Viskanic, P.; Davenport, T.R.B.; Kigenyi, F.W.; Baltzer, M.; Dickinson, C.J., et al. (1998). Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature*, 394(6692):472-5.
- International Union for Conservation of Nature Serve. (2006). Global amphibian assessment. Available from: <<http://www.globalamphibians.org>>. (cited 1 Mar. 2008).
- Lamoreux, J.F.; Morrison, J.C.; Ricketts, T.H.; Olson, D.M.; Dinerstein, E.; McKnight, M.W., et al. (2006). Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440(7081):212-4.
- Loreau, M.; Oteng-Yeboah, A.; Arroyo, M.T.K.; Babin, D.; Barbault, R.; Donoghue, M., et al. (2006). Diversity without representation. *Nature*, 442(7106):245-6.
- Loyola, R.D.; Becker, C.G.; Kubota, U.; Haddad, C.F.B.; Fonseca, C. & Lewinsohn, T.M. (2008a). Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depends on life-history traits. *PLoS ONE*, 3(5):e2120.

- Loyola, R.D.; Kubota, U. & Lewinsohn, T.M. (2007). Endemic vertebrates are most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions*, 13(4):389-96.
- Loyola, R.D. & Lewinsohn, T.M. (2009). Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico. *Megadiversidade*, 5(1-2):29-42.
- Loyola, R.D.; Oliveira, G.; Diniz-Filho, J.A.F. & Lewinsohn, T.M. (2008b). Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and Distributions*, 14(6):949-60.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405:243-53.
- Mittermeier, R.A.; Robles-Gil, P.; Hoffman, M.; Pilgrim, J.; Brooks, T.; Mittermeier, C.G., et al. (2004). *Hotspots revisited*: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. México: CEMEX.
- Moore, J.L.; Balmford, A.; Brooks, T.; Burgess, N.D.; Hansen, L.A.; Rahbek, C., et al. (2003). Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology*, 17(1):207-18.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-8.
- Myers, N. & Mittermeier, R.A. (2003). Impact and acceptance of the hotspots strategy: response to Ovadia and to Brummitt and Lughadha. *Conservation Biology*, 17(5):1449-50.
- O'Dea, N.; Araújo, M.B. & Whittaker, R.J. (2006). How well do Important bird areas represent species and minimize conservation conflict in the Tropical Andes? *Diversity and Distributions*, 12(2):205-14.
- Olson, D.M. & Dinerstein, E. (2002). The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89(2):199-24.
- Olson, D.M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E.D.; Burgess, N.D.; Powell, G.V.N.; Underwood, E.C., et al. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience*, 51(11):933-8.
- Peres, C.A. (2005). Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*, 19(3):728-33.
- Possingham, H.; Ball, I. & Andelman, S. (2000). Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson, S. & Burgman, M. *Quantitative methods for conservation biology*. New York: Springer-Verlag. p.291-306.
- Pressey, R.L. & Cowling, R.M. (2001). Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology*, 15(1):275-7.
- Pressey, R.L.; Possingham, H.P. & Day, J.R. (1997). Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biological Conservation*, 80(2):207-19.
- Reed, D.H.; O'Grady, J.J.; Brook, B.W.; Ballou, J.D. & Frankham, R. (2003). Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113(1):23-34.
- Rodrigues, A.S.L., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Cowling, R.M., et al. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983):640-3.
- Rodrigues, F.H.G. & Oliveira, T.G. (2006). Unidades de conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: Morato, R.G.; Rodrigues, F.H.G.; Eizirik, E.; Mangini, P.R.; Azevedo, F.C.C & Marinho-Filho, J. *Manejo e conservação de carnívoros Neotropicais*. São Paulo: IBAMA. p.99-100.
- Urbina-Cardona, J.N. & Loyola, R.D. (2008). Applying niche-based models to predict endangered-hyldid potential distributions: are Neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science*, 1(4):417-45.
- Whittaker, R.J.; Araújo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J.; Watson, J.E.M. & Willis, K.J. (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11(1):3-23.
- Williams, P.H.; Burgess, N.D. & Rahbek, C. (2000). Flagship species, ecological complementarity and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*, 3(3):249-60.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (Ed.) (2005). *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. 3. ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- World Wildlife Fund. (2006). Wildfinder: base de dados online. Disponível em: <<http://www.worldwildlife.org/wildfinder>>. (acesso: 1 mar. 2008).

Recebido em: 21/2/2011

Aprovado em: 31/3/2011

ANEXO

ECORREGIÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS NEOTROPICAIS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO, INCLUÍDAS (INDICADAS POR “1” E “2”) EM CONJUNTOS ÓTIMOS OBTIDOS POR DIFERENTES CENÁRIOS DE PRIORIZAÇÃO QUE REVELAM MENOR CONFLITO DE CONSERVAÇÃO, MÁXIMA VULNERABILIDADE E MAIOR PERSISTÊNCIA DE ESPÉCIES

Código	Nome	Riqueza	Cenários de priorização					
			Desconsiderada a rede de reservas			Considerada a rede de reservas		
			Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies	Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies
NT0101	Araucaria moist forests	13	0	0	0	0	0	0
NT0102	Atlantic Coast restingas	16	0	0	0	0	0	0
NT0103	Bahia coastal forests	17	0	1	1	0	1	0
NT0104	Bahia interior forests	24	1	0	0	1	0	1
NT0105	Bolivian Yungas	18	1	1	1	2	2	2
NT0106	Caatinga Enclaves moist forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0107	Caqueta moist forests	10	1	0	0	0	0	0
NT0108	Catatumbo moist forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0109	Cauca Valley montane forests	11	0	0	0	0	1	0
NT0111	Central American Atlantic moist forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0112	Central American montane forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0113	Chiapas montane forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0114	Chimalapas montane forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0115	Chocó-Darién moist forests	11	0	0	0	0	0	0
NT0117	Cordillera La Costa montane forests	9	1	0	1	1	0	1
NT0118	Cordillera Oriental montane forests	15	0	0	0	0	0	0
NT0119	Costa Rican seasonal moist forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0120	Cuban moist forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0121	Eastern Cordillera real montane forests	20	0	0	0	0	0	0
NT0122	Eastern Panamanian montane forests	9	1	0	1	2	2	2
NT0124	Guianan Highlands moist forests	12	1	0	0	2	2	2
NT0125	Guianan moist forests	11	0	1	0	0	0	0
NT0126	Gurupa várzea	9	0	0	0	0	0	0
NT0127	Hispaniolan moist forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0128	Iquitos varzea	16	0	0	0	0	0	0
NT0129	Isthmian-Atlantic moist forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0130	Isthmian-Pacific moist forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0131	Jamaican moist forests	3	0	0	0	0	0	0
NT0132	Japurá-Solimoes-Negro moist forests	10	0	0	0	2	2	2
NT0133	Juruá-Purus moist forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0134	Leeward Islands moist forests	5	0	0	0	0	1	1
NT0135	Madeira-Tapajós moist forests	15	0	0	0	0	0	0
NT0136	Magdalena Valley montane forests	15	1	1	1	1	0	1
NT0137	Magdalena-Urabá moist forests	9	0	0	0	0	0	0
NT0138	Marajó varzea	12	0	0	0	0	0	1
NT0139	Maranhão Babaçu forests	7	0	0	0	0	0	0
NT0140	Mato Grosso seasonal forests	11	0	0	0	0	0	0
NT0141	Monte Alegre varzea	16	0	1	0	0	1	0
NT0142	Napo moist forests	17	0	0	0	0	0	0
NT0143	Negro-Branco moist forests	11	0	0	0	2	2	2
NT0144	Northeastern Brazil restingas	4	0	0	0	0	0	0
NT0145	Northwestern Andean montane forests	19	1	1	1	1	1	1
NT0146	Oaxacan montane forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0147	Orinoco Delta swamp forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0148	Pantanos de Centla	2	0	0	0	0	0	0

ANEXO

ECORREGIÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS NEOTROPICAIS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO, INCLUÍDAS (INDICADAS POR "1" E "2") EM CONJUNTOS ÓTIMOS OBTIDOS POR DIFERENTES CENÁRIOS DE PRIORIZAÇÃO QUE REVELAM MENOR CONFLITO DE CONSERVAÇÃO, MÁXIMA VULNERABILIDADE E MAIOR PERSISTÊNCIA DE ESPÉCIES

Continuação

Código	Nome	Riqueza	Cenários de priorização					
			Desconsiderada a rede de reservas			Considerada a rede de reservas		
			Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies	Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies
NT0149	Guianan freshwater swamp forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0150	Alto Paraná Atlantic forests	23	0	0	0	0	0	0
NT0151	Pernambuco coastal forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0152	Pernambuco interior forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0153	Peruvian Yungas	25	0	1	1	0	1	1
NT0154	Petén-Veracruz moist forests	6	0	1	0	0	1	0
NT0155	Puerto Rican moist forests	2	0	0	0	1	0	0
NT0156	Purus varzeá	14	0	0	0	0	0	0
NT0157	Purus-Madeira moist forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0158	Rio Negro campinarana	13	0	1	1	0	0	0
NT0159	Santa Marta montane forests	7	0	0	0	2	2	2
NT0160	Serra do Mar coastal forests	21	1	1	1	1	1	1
NT0161	Sierra de los Tuxtlas	2	0	0	0	0	0	0
NT0162	Sierra Madre de Chiapas moist forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0163	Solimões-Japurá moist forests	10	1	0	0	1	0	0
NT0164	South Florida rocklands	1	0	0	0	2	2	2
NT0165	Southern Andean Yungas	7	0	0	0	0	0	0
NT0166	Southwest Amazon moist forests	22	1	1	1	2	2	2
NT0167	Talamancan montane forests	11	1	1	1	2	2	2
NT0168	Tapajós-Xingu moist forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0169	Pantepui	10	0	0	0	2	2	2
NT0170	Tocantins/Pindare moist forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0173	Uatuma-Trombetas moist forests	11	1	0	0	1	0	0
NT0174	Ucayali moist forests	16	1	0	0	1	0	0
NT0175	Venezuelan Andes montane forests	12	0	0	0	0	0	0
NT0176	Veracruz moist forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0177	Veracruz montane forests	5	0	0	0	0	0	0
NT0178	Western Ecuador moist forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0179	Windward Islands moist forests	1	0	0	0	0	0	0
NT0180	Xingu-Tocantins-Araguaia moist forests	13	0	0	0	0	0	0
NT0181	Yucatán moist forests	5	1	0	1	1	0	1
NT0182	Guianan piedmont and lowland moist forests	11	0	0	0	2	2	2
NT0201	Apure-Villavicencio dry forests	11	0	1	0	0	1	0
NT0202	Atlantic dry forests	9	0	0	0	0	0	0
NT0204	Bajío dry forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0205	Balsas dry forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0206	Bolivian montane dry forests	10	0	0	0	0	0	0
NT0207	Cauca Valley dry forests	7	0	0	0	0	0	0
NT0209	Central American dry forests	7	0	0	0	0	0	0
NT0210	Dry Chaco	10	0	0	0	2	2	2
NT0211	Chiapas Depression dry forests	3	0	0	0	0	0	0
NT0212	Chiquitano dry forests	12	0	0	0	0	0	0
NT0213	Cuban dry forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0214	Ecuadorian dry forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0215	Hispaniolan dry forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0217	Jalisco dry forests	10	1	1	1	1	1	1

ANEXO

ECORREGIÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS NEOTROPICAIS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO, INCLUÍDAS (INDICADAS POR "1" E "2") EM CONJUNTOS ÓTIMOS OBTIDOS POR DIFERENTES CENÁRIOS DE PRIORIZAÇÃO QUE REVELAM MENOR CONFLITO DE CONSERVAÇÃO, MÁXIMA VULNERABILIDADE E MAIOR PERSISTÊNCIA DE ESPÉCIES

Continuação

Código	Nome	Riqueza	Cenários de priorização					
			Desconsiderada a rede de reservas			Considerada a rede de reservas		
			Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies	Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies
NT0218	Jamaican dry forests	3	0	1	0	0	1	0
NT0219	Lara-Falcón dry forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0220	Lesser Antillean dry forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0221	Magdalena Valley dry forests	7	0	0	0	0	0	0
NT0222	Maracaibo dry forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0223	Marañón dry forests	12	0	0	0	0	0	0
NT0224	Panamanian dry forests	3	0	0	0	0	0	0
NT0225	Patôa Valley dry forests	5	0	0	0	0	0	0
NT0226	Puerto Rican dry forests	2	0	0	1	0	0	0
NT0227	Sierra de la Laguna dry forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0228	Sinaloa dry forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0229	Sin- Valley dry forests	7	0	0	0	0	0	0
NT0230	Southern Pacific dry forests	10	1	1	1	1	1	1
NT0232	Tumbes-Piura dry forests	8	0	0	0	0	0	0
NT0233	Veracruz dry forests	3	0	0	0	0	0	0
NT0301	Bahamian pine mosaic	1	0	0	0	0	0	0
NT0302	Belizian pine forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0303	Central American pine-oak forests	11	1	1	1	1	1	1
NT0304	Cuban pine forests	4	0	0	0	0	0	0
NT0305	Hispaniolan pine forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0306	Miskito pine forests	2	0	0	0	0	0	0
NT0307	Sierra de la Laguna pine-oak forests	2	0	0	1	2	2	2
NT0308	Sierra Madre de Oaxaca pine-oak forests	6	0	0	0	0	0	0
NT0309	Sierra Madre del Sur pine-oak forests	9	0	0	0	0	0	0
NT0310	Trans-Mexican Volcanic Belt pine-oak forests	14	1	1	1	1	1	1
NT0402	Magellanic subpolar forests	4	1	0	0	2	2	2
NT0404	Valdivian temperate forests	4	0	0	0	2	2	2
NT0702	Beni savanna	15	0	0	0	0	0	0
NT0703	Campos Rupestres montane savanna	17	0	0	0	0	0	0
NT0704	Cerrado	26	1	1	1	1	1	1
NT0707	Guianan savanna	10	0	0	0	0	0	0
NT0708	Humid Chaco	7	0	1	0	0	0	0
NT0709	Llanos	9	0	0	0	0	0	0
NT0710	Uruguayan savanna	7	0	0	0	0	0	0
NT0801	Espinal	2	0	0	0	0	0	0
NT0802	Low Monte	4	1	0	0	1	0	0
NT0803	Humid Pampas	2	0	0	0	0	0	0
NT0805	Patagonian steppe	6	0	1	1	0	0	0
NT0902	Cuban wetlands	4	0	0	0	2	2	2
NT0903	Enriquillo wetlands	2	0	0	0	2	2	2
NT0904	Everglades	1	1	0	0	2	2	2
NT0905	Guayaquil flooded grasslands	7	0	0	0	0	0	0
NT0906	Orinoco wetlands	6	0	0	0	0	0	0
NT0907	Pantanal	8	0	0	0	0	0	0
NT0908	Paraná flooded savanna	5	0	0	0	0	0	0
NT0909	Southern Cone Mesopotamian savanna	6	0	0	0	0	0	0

ANEXO

ECORREGIÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS NEOTROPICAIS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO, INCLUÍDAS (INDICADAS POR "1" E "2") EM CONJUNTOS ÓTIMOS OBTIDOS POR DIFERENTES CENÁRIOS DE PRIORIZAÇÃO QUE REVELAM MENOR CONFLITO DE CONSERVAÇÃO, MÁXIMA VULNERABILIDADE E MAIOR PERSISTÊNCIA DE ESPÉCIES

Conclusão

Código	Nome	Riqueza	Cenários de priorização					
			Desconsiderada a rede de reservas			Considerada a rede de reservas		
			Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies	Menor conflito	Máxima vulnerabilidade	Persistência de espécies
NT1001	Central Andean dry puna	4	0	0	0	0	0	0
NT1002	Central Andean puna	6	0	0	0	0	0	0
NT1003	Central Andean wet puna	8	0	0	0	0	0	0
NT1004	Cordillera Central páramo	5	0	0	0	0	0	0
NT1005	Cordillera de Merida páramo	3	1	0	0	2	2	2
NT1006	Northern Andean páramo	7	0	0	0	2	2	2
NT1008	Southern Andean steppe	4	0	0	0	0	0	0
NT1010	High Monte	4	0	0	0	0	0	0
NT1201	Chilean matorral	3	0	0	0	0	0	0
NT1301	Araya and Paria xeric scrub	3	0	0	0	0	0	0
NT1303	Atacama desert	3	0	0	0	0	0	0
NT1304	Caatinga	10	0	0	0	0	0	0
NT1305	Caribbean shrublands	5	0	0	0	0	0	0
NT1306	Cuban cactus scrub	3	0	0	0	0	0	0
NT1307	Galápagos Islands scrubland mosaic	3	1	1	1	2	2	2
NT1308	Guajira-Barranquilla xeric scrub	9	0	0	0	0	0	0
NT1309	La Costa xeric shrublands	6	0	1	0	0	1	0
NT1312	Motagua Valley thornscrub	1	0	0	0	0	0	0
NT1313	Paraguana xeric scrub	5	0	0	0	0	0	0
NT1314	San Lucan xeric scrub	3	1	1	0	0	0	0
NT1315	Sechura desert	9	1	0	0	1	0	0
NT1316	Tehuacán Valley matorral	8	0	0	0	0	0	0
NT1401	Amazon-Orinoco-Southern Caribbean mangroves	16	0	0	0	0	0	0
NT1402	Bahamian-Antillean mangroves	11	1	1	1	1	0	0
NT1403	Mesoamerican Gulf-Caribbean mangroves	5	0	0	0	0	0	0
NT1404	Northern Mesoamerican Pacific mangroves	4	0	0	0	0	0	0
NT1405	South American Pacific mangroves	11	0	0	0	0	0	0
NT1406	Southern Atlantic mangroves	20	0	0	0	0	0	0
NT1407	Southern Mesoamerican Pacific mangroves	7	1	0	0	1	0	0

Nota: Ecorregiões prioritárias são assinaladas em conjuntos que não consideraram a rede atual de reservas, assim como naqueles que a consideraram. Ecorregiões identificadas por "2" são aquelas consideradas relativamente bem protegidas, neste estudo.

Obs.: os nomes originais das ecorregiões, conforme definido por Olson *et al.* (2001) foram preservados, porque estão escritos em inglês.