

Áreas prioritárias para conservação de morcegos do Espírito Santo sob cenários atuais e futuros

Priority areas for bat conservation in the state of Espírito Santo, southeastern Brazil

Thiago Bernardi Vieira¹
thiagobernardi007@gmail.com

Poliana Mendes
polimendes@gmail.com

Monik Oprea
monik.bats@gmail.com

Resumo

O planejamento sistemático da conservação tem por objetivo definir áreas prioritárias para maximizar a conservação de elementos importantes da biodiversidade com o menor custo possível, podendo servir como direcionador de estratégias e decisões de conservação. O objetivo deste estudo foi identificar as áreas prioritárias para a conservação das espécies de morcegos no estado do Espírito Santo, utilizando uma abordagem de planejamento sistemático da conservação, considerando cenários climáticos atuais e futuros, considerados os dados de dois momentos; (i) presente; e (ii) projeção para 2080, a partir dos dados de distribuição das espécies por envelope climático. Para a seleção de unidades de planejamento, foram utilizados dois conjuntos de alvos: (i) representação de cada uma das espécies em 17% e 40% da área adequada para a espécie no estado e (ii) representação de cada uma das espécies em 17% e 40% da área do estado. Os padrões de riqueza de espécies preditos para os cenários presente e futuro são similares; no entanto, é possível observar um aumento do número de espécies preditas, no cenário futuro, para o norte do estado. Quando o alvo de representação foi mais ambicioso, de manter 40% da área adequada de cada espécie no estado, observamos que a adição de novas áreas para a rede de reservas já existente é necessária, e que estas adições deveriam ser feitas principalmente no entorno das reservas já existentes e nas áreas costeiras do estado, não deixando de considerar a conectividade entre elas.

Palavras-chave: Unidades de Conservação, Chiroptera, mudanças climáticas, distribuição potencial, planejamento sistemático da conservação.

Abstract

Systematic conservation planning aims at defining priority areas in order to maximize the conservation of key biodiversity elements with minimum cost, and it might serve to direct strategies and conservation decisions. The present study aimed at identifying priority conservation areas for bats in the state of Espírito Santo using a systematic conservation-planning framework, considering current climatic scenarios and projections of climate change to 2080. To define suitable areas within the state to each species in both scenarios (present and future), we used the climate envelope approach with the software Maxent. To select the planning units, we used two target sets: (i) species representation in 17% and 40% of the suitable area for the species within the state, and (ii) species representation in 17% and 40% within the state's area. Patterns of species richness predicted to the current and the future scenarios were similar, however, it was possible to observe a future increase in species richness for the north part of the state. When the representation target was more ambitious, to maintain 40% of the suitable area to the state, we observed the need to add new areas close to the current protected areas. These additions should be done mainly close to existing protected areas and in the coastal areas of the state, considering the connectivity between those areas.

Key words: Reserves, Chiroptera, Climate change, potential geographic distribution, systematic conservation planning.

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução. Instituto de Ciências Biológicas (Bloco ICB IV) da Universidade Federal de Goiás, Campus II/UFG, 74001-970, Goiânia, GO, Brasil.

(em menores altitudes) e de Floresta Montana (em maiores altitudes) (IPE-MA, 2005). A faixa de planície ao longo da costa contém Mangues e Restingas (IPEMA, 2005; Moraes, 2005).

Obtenção dos dados

A lista de morcegos ocorrentes no Espírito Santo, contendo 61 espécies, foi obtida de Mendes *et al.* (2010). Os pontos de ocorrência foram transcritos de artigos, monografias e dissertações (Mendes *et al.*, 2010). Adicionalmente, foram feitas visitas ao Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (MBML) (Santa Teresa, ES) e ao Laboratório de Estudos de Quirópteros (LBEQ) (Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES) para confirmação e, se necessário, correção da identificação das espécies. Para os espécimes cuja localização não incluía o local exato de amostragem, mas havia a indicação do município onde foi realizada a coleta, considerou-se a sede do município como sendo sua localidade de ocorrência. A atualização da nomenclatura seguiu Gardner (2007).

Modelagem de distribuição de espécies

Com os dados de ocorrência de morcegos encontrados na literatura, foram confeccionados os mapas de distri-

buição potencial, utilizando o programa Maxent v. 3.2.1 (Phillips e Dudik, 2008; Phillips *et al.*, 2006). O *software* usa o método de máxima entropia entre as variáveis climáticas e os pontos observados para as espécies, estimando assim distribuição potencial delas. Foram utilizadas oito variáveis climáticas (temperatura média anual, sazonalidade da temperatura, temperatura no trimestre mais quente, precipitação anual, sazonalidade da precipitação e precipitação no trimestre mais seco), a partir de informações disponíveis no WORLDCLIM (<http://www.worldclim.org>), sendo considerados os dados de dois momentos: (i) presente e (ii) projeção para 2080. Além dessas variáveis climáticas foram incluídas duas outras variáveis geográficas (altitude e inclinação) seguindo o modelo global Hydro-1K de elevação digital (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>).

Para a confecção dos modelos, foram utilizadas as configurações padrão do Maxent, com 1000 iterações e valores de adequabilidade variando de 0 a 1, onde 1 representa a adequabilidade máxima. Além disso, 20% do total de pontos, de cada espécie, foram reservados como teste dos modelos de distribuição. Esse procedimento foi adotado para todas as espécies que possuem mais que cinco pontos de ocorrência (Carvalho *et al.*, 2010).

Seleção de locais prioritários para a conservação

Para as análises, o estado do Espírito Santo foi dividido em 2522 células (unidades de planejamento) de quatro por quatro quilômetros. A seleção de rede de unidades de planejamento foi realizada com dados “mistos”, consistindo na utilização da distribuição potencial das espécies, realizado por envelope climático, e a posterior retirada das espécies que não ocupam mais de 5% da área de estudo, diminuindo assim a chances de erros de comissão (falsas presenças) (Carvalho *et al.*, 2010). Essa modificação é considerada a melhor para conjuntos de dados formados apenas por amostragens pontuais e que não representam fielmente a realidade de distribuição das espécies. Dessa forma, apenas 38 das 61 espécies foram consideradas para as análises das redes de reservas (Tabela 1).

A partir dos dados de distribuição das espécies por envelope climático, foram confeccionadas matrizes de presença das espécies para cada uma das unidades de planejamento, gerando assim duas matrizes, uma com dados de adequabilidade para o presente e outra com os dados de adequabilidade para futuro. Essas duas matrizes de adequabilidade foram utilizadas para gerar as matrizes de presença e

Tabela 1. Lista de espécies de morcegos presentes no estado do Espírito Santo juntamente com o *threshold* utilizado na modelagem, o número de células, e a porcentagem da área do estado ocupada pela distribuição, no momento presente e futuro. T=threshold, CO=Número de Células Ocupadas, PCO=Porcentagem de células ocupadas pela distribuição da espécie.

Table 1. Bat species present in the state of Espírito Santo, along with the threshold used in model scenarios, number of cells, and percentage of area occupied by the species distribution within the state in the present and in the future. T=threshold, CO=number of occupied cells, PCO=percentage of occupied cell by the species distribution.

Espécie	Presente			Futuro			Presente na Análise
	T	CO	PCO	T	CO	PCO	
<i>Anoura caudifer</i>	84,53	1329	61,87	93,91	1159	53,93	X
<i>Anoura geoffroyi</i>	85,66	1584	73,74	74,09	1234	57,42	X
<i>Artibeus cinereus</i>	63,44	1521	70,81	87,03	1749	81,39	X
<i>Artibeus fimbriatus</i>	90,36	1369	63,73	88,4	1855	86,32	X
<i>Artibeus gnomus</i>	91	58	2,7	89	64	2,98	
<i>Artibeus lituratus</i>	60,13	2147	99,95	61,46	2138	99,49	X
<i>Artibeus obscurus</i>	70,47	1539	71,65	66,76	1528	75,65	X
<i>Artibeus planirostris</i>	89	69	3,21	95	64	2,98	

<i>Carollia brevicauda</i>	48,36	1180	54,93	50,71	1180	54,91	X
<i>Carollia perspicillata</i>	85	13	0,61	92	80	3,72	
<i>Chiroderma doriae</i>	88	68	3,17	93	43	2	
<i>Chiroderma villosum</i>	71,93	2147	99,95	68,9	2101	97,77	X
<i>Choeroniscus minor</i>	91	19	0,88	83	16	0,74	
<i>Chrotopterus auritus</i>	70,98	1434	66,76	95,23	1444	67,19	X
<i>Desmodus rotundus</i>	77,97	1901	88,5	82,78	1902	88,51	X
<i>Diphylla ecaudata</i>	75,38	1603	74,63	85,53	1608	74,83	X
<i>Epitesicus brasiliensis</i>	82	32	1,49	90	61	2,84	
<i>Epitesicus diminutus</i>	84,8	697	32,45	96,5	705	32,81	X
<i>Epitesicus furinalis</i>	83	29	1,35	97	98	4,56	
<i>Eumops auripendulus</i>	88	73	3,4	87	97	4,51	
<i>Eumops glaucinus</i>	87	49	2,28	98	79	3,68	
<i>Glossophaga soricina</i>	74,67	1833	85,34	82,22	1840	85,62	X
<i>Lamproncyteris brachyotis</i>	98	51	2,37	98	98	4,56	
<i>Lasiurus blossevillii</i>	92,57	951	44,27	96,52	958	44,58	X
<i>Lasiurus ega</i>	82	31	1,44	92	65	3,02	
<i>Lonchophylla mordax</i>	75,27	466	21,69	82,4	471	21,92	X
<i>Lonchorrhina aurita</i>	70,44	1114	51,86	82,95	1116	51,93	X
<i>Lophostoma brasiliense</i>	76,69	1292	60,15	89,03	1296	60,31	X
<i>Micronycteris hirsuta</i>	77,97	1620	75,42	95,23	1423	66,22	X
<i>Micronycteris megalotis</i>	93,39	972	45,25	76,93	793	36,9	X
<i>Micronycteris minuta</i>	68,27	1101	51,26	72,77	1623	75,52	X
<i>Mimon bennettii</i>	79,59	1303	60,66	89,53	1323	61,56	X
<i>Mimon crenulatum</i>	93	75	3,49	95	63	2,93	
<i>Molossus molossus</i>	52,26	1901	88,5	58,55	1930	89,81	X
<i>Molossus rufus</i>	78,15	1424	66,29	84,87	1828	85,06	X
<i>Myotis albescens</i>	89,31	1563	72,77	76,54	1528	71,1	X
<i>Myotis levis</i>	88	35	1,63	97	64	2,98	
<i>Myotis nigricans</i>	90	25	1,16	86	94	4,37	
<i>Myotis riparius</i>	87	30	1,4	93	47	2,19	
<i>Myotis ruber</i>	92	6	0,28	94	84	3,91	
<i>Natalus stramineus</i>	86	62	2,89	87	54	2,51	
<i>Noctilio leporinus</i>	78,18	967	45,02	90,7	946	44,02	X
<i>Nyctinomops laticaudatus</i>	93,61	1820	84,73	96,98	1799	83,71	X
<i>Peropteryx kappleri</i>	83	64	2,98	97	87	4,05	
<i>Peropteryx macrotis</i>	76,79	1899	88,41	79,94	1776	82,64	X
<i>Phyllostomus discolor</i>	64,84	1310	60,99	68,34	1416	65,89	X
<i>Phyllostomus hastatus</i>	69,3	1545	71,93	83,82	1310	60,96	X
<i>Platyrrhinus lineatus</i>	85,36	1618	75,33	80,74	1861	86,6	X
<i>Platyrrhinus recifinus</i>	69,98	1868	86,96	84,54	1439	66,96	X
<i>Promops nasutus</i>	81	63	2,93	83	70	3,26	
<i>Pygoderma bilabiatum</i>	61,48	1401	65,22	76,27	1232	57,33	X
<i>Rhinophylla pumilio</i>	61,4	872	40,6	74,2	709	32,99	X
<i>Rhynchonycteris naso</i>	71,85	1738	80,91	87,51	1460	67,94	X
<i>Saccopteryx leptura</i>	71,51	924	43,02	92,34	703	32,71	X
<i>Sturnira lilium</i>	93,52	1470	68,44	79,37	1798	83,67	X
<i>Sturnira tildae</i>	96	10	0,47	94	90	4,19	
<i>Tonatia bidens</i>	88,92	1425	66,34	83,79	608	28,29	X
<i>Tonatia saurophilla</i>	81	94	4,38	94	78	3,63	
<i>Trachops cirrhosus</i>	82	60	2,79	80	16	0,74	
<i>Trinycteris nicefori</i>	83	83	3,86	84	28	1,3	
<i>Uroderma magnirostrum</i>	73,45	1727	80,4	78,52	1808	84,13	X

ausência (0/1) para elaboração das redes de reserva. O ponto de corte utilizado foi o valor entre comissão e omissão de cada espécie, que é o ponto onde a especificidade e a sensibilidade estão maximizadas (Liu *et al.*, 2005). Após a transformação das tabelas de adequabilidade em presença e ausência, foi calculada a riqueza de espécies de morcegos (S) para cada uma das células, sendo esse valor o número de presenças (1) que se sobrepõem em cada célula. Esse cálculo foi feito para o momento presente e futuro. Posteriormente, o “turnover” de espécies (T) foi calculado pela fórmula $T = (G+L)/(S+G)$, sendo G o número de espécies ganhas e L o número de espécies perdidas no momento futuro para cada uma das células (Thuiller, 2004). Os modelos de redes de reserva foram construídos usando o *software* Sites (Andelman *et al.*, 1999). O algoritmo “simulated annealing” foi usado para resolver o problema de conservação, com o qual buscamos obter o conjunto com o menor número de unidades de planejamento que atingisse os alvos de representação pré-estabelecidos, seguindo o conceito de complementaridade (Cabeza e Moilanen, 2001; Margules e Pressey, 2000; Williams *et al.*, 2000). A seleção de áreas prioritárias depende do alvo de representatividade estabelecido no início da análise. Para a seleção de unidades de planejamento, foram utilizados dois conjuntos de alvos de representatividade: (i) representação de cada uma das espécies em 17% e 40% da área adequada para a espécie no estado e (ii) representação de cada uma das espécies em 17% e 40 % da área do estado. O valor de 17% foi escolhido por ter sido proposto na *Convention on Biological Diversity*, realizado em Nagoya, no ano de 2010, como sendo a extensão mínima necessária para a manutenção da biodiversidade conhecida. Ao fim das análises, foram gerados oito modelos diferentes, atuais e futuros com alvo de 17% e 40% de área adequada de cada espécie, atual e futuro com alvo de 17% e 40% de representação das espécies na área total do estado.

Para cada cenário, foram geradas 150 soluções com um milhão de iterações cada. Todas as unidades de conservação existentes no estado (Figura 1) foram fixadas para a análise, ou seja, os resultados gerados em cada um dos cenários contêm esta rede pré-existente incorporada a eles. Esses resultados foram sobrepostos. Posteriormente, foi calculada a frequência de seleção de cada unidade de planejamento nas 150 soluções, uma estimativa da insubstituibilidade dessas unidades (Ferrier *et al.*, 2000; Meir *et al.*, 2004)

Resultados

Os maiores valores de riqueza de espécies de morcegos, preditos para o Espírito Santo, se localizam na costa leste, na porção sudeste e na re-

gião interiorana central (Figura 2a). Os padrões de riqueza de espécies preditos para os cenários presente e futuro são similares. No entanto, é possível observar um aumento do número de espécies preditas, no cenário futuro, para o norte do estado (Figuras 2a e 2b). Os locais com maior troca de espécies (“turnover”) foram também os de maior riqueza (tanto presente, quanto futura) para o estado. Contudo, a taxa de “turnover” não pode ser explicada pela riqueza, uma vez que a métrica é obtida utilizando a riqueza de espécies como denominador, o que evita esse viés (Figura 2c).

Aqui, estabelecemos quatro tipos de alvos (cenários) para serem atingidos pela rede de áreas prioritárias. No primeiro cenário, foi considerado que o alvo seria a representação nas

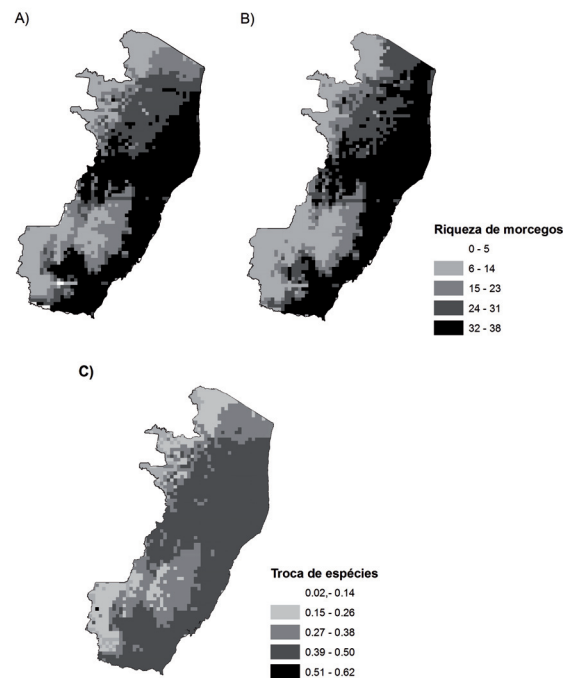


Figura 2. Padrão de riqueza de espécies de quirópteros, preditos para o Espírito Santo pelo modelo de envelope climático, para o presente (a) e para o futuro (2080) (b) e o Padrão de troca de espécies de quirópteros (*turnover*) do presente para o futuro (2080) (c), baseado na adequabilidade ambiental predita das espécies.

Figure 2. Richness pattern of bat species for the state of Espírito Santo, predicted by a climate envelope model for present (a) and future (2080) (b), and turnover patterns of bat species from present to future (2080) (c) based on the predicted environmental suitability of the species.

áreas prioritárias de no mínimo 17% das áreas adequadas para cada espécie no Espírito Santo. Nesse cenário, observamos que, tanto no presente quanto no futuro, as Unidades de conservação já existentes são suficientes para atingir o alvo de representação de 17% das áreas adequadas de cada espécie no Espírito Santo (Figura 3a e 3c). Neste caso, nenhuma quadrícula perdeu ou ganhou insubstituíbilidade do presente para o futuro.

Quando o alvo de representação foi mais ambicioso, de manter 40% da área adequada de cada espécie no estado, observamos que a adição de novas quadrículas na rede de reservas já existente seria necessária, e que essas adições deveriam ser feitas principalmente no entorno dessas reservas e nas áreas costeiras do estado, tanto

no presente quanto no futuro. Para o cenário futuro, houve um aumento da insubstituíbilidade de algumas células localizadas mais ao norte do estado (entorno do parque Nacional Pontões Capixaba) e perda de insubstituíbilidade de algumas células localizadas mais ao sul do estado (entorno do Parque Nacional do Caparaó) (Figuras 3b e 3d).

Nos cenários em que o alvo foi manter na rede de reservas, cada espécie no equivalente a 17% e 40% da área do Espírito Santo, observamos que, no momento atual, as áreas mais importantes estão espalhadas na região costeira e central do estado. Entretanto, algumas particularidades foram observadas. Para o alvo de 17% da área, observamos um aumento da insubstituíbilidade do presente para

o futuro nas regiões costeiras entre a Reserva Biológica de Sooretama e o Parque Estadual de Itaúnas, assim como diminuição da insubstituíbilidade na região serrana do estado (Figuras 4a e 4c).

Considerando como alvo a manutenção de 40% da área do estado para cada espécie, objetivo mais conservador, observamos que a maior parte do estado tem altos valores de insubstituíbilidade, exceto as regiões noroeste e sudoeste (Figura 4b). No entanto, para o cenário futuro existe um aumento da insubstituíbilidade para as áreas mais ao norte do estado (Figura 4d). Observamos uma congruência dos nossos resultados com os mostrados por IPEMA (2011) para toda a fauna (Figura 1).

Discussão

As áreas protegidas provêm um grande serviço para a conservação da biodiversidade, protegendo-a do desmatamento e diminuindo caça e fogo antrópico nessas áreas (Bruner *et al.*, 2011). Porém, as unidades de conservação ainda estão longe de serem eficientes em conservar a biodiversidade mundial (Rodrigues *et al.*, 2004). Em 2010, na *Convention on Biological Diversity*, em Nagoya, foi proposto que 17% das áreas continentais deveriam ser preservadas para que a biodiversidade conhecida fosse conservada. No presente trabalho, assumimos que essa porcentagem é a mínima necessária para que as espécies mantenham uma população viável. Além disso, considerando que as espécies não se distribuem por todo o estado, preferimos utilizar no cenário menos conservador o alvo de 17% da área adequada para a espécie no Espírito Santo. Nessa abordagem, mostramos que se o alvo é conservar todas as espécies de morcegos ocorrentes nas unidades de conservação, assim como 17% das áreas adequadas existentes para cada espécie, as unidades do estado do Espírito Santo podem ser consideradas eficientes no presente e futuro. No entanto, é necessário considerar

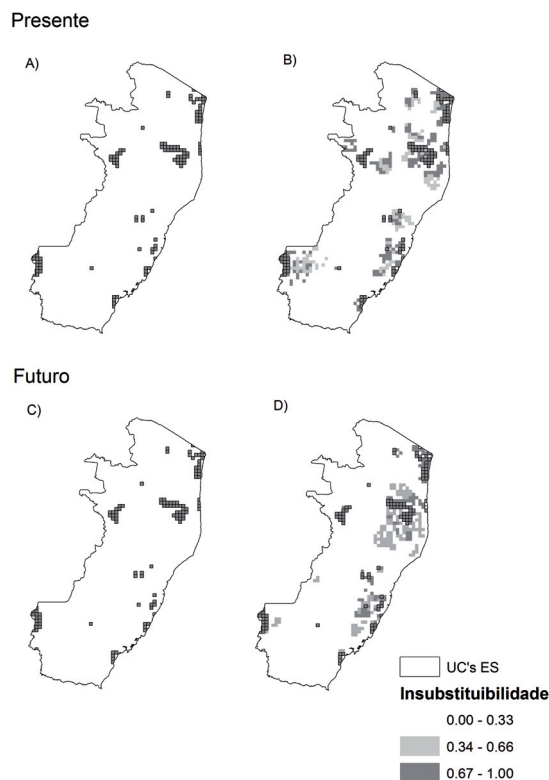


Figura 3. Insubstituíbilidade das unidades de planejamento considerando como alvo a ocorrência da espécie em 17% (a e c) e 40% (b e d) da área de distribuição, predita para o estado do Espírito Santo.

Figure 3. Irreplaceability of planning units considering that the target species is present in 17% (a and c) and 40% (b and d) of the distribution area predicted for the state of Espírito Santo.

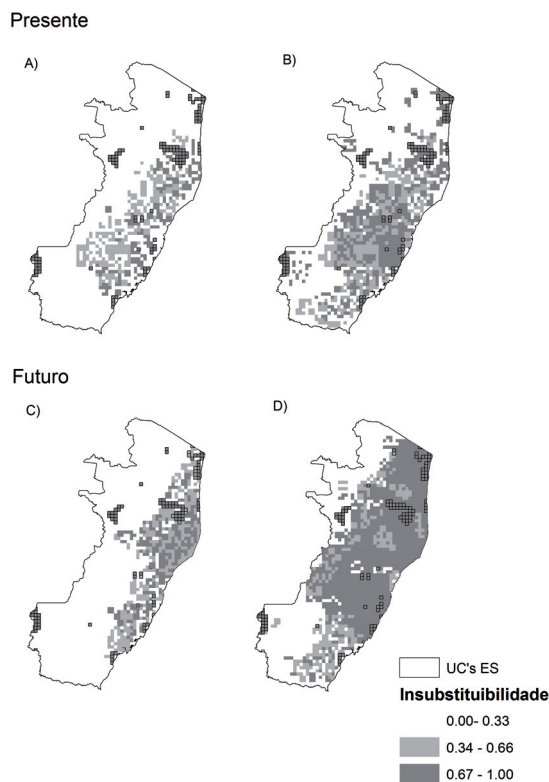


Figura 4. Insustituibilidade das unidades de planejamento considerando como alvo a ocorrência da espécie em 17% (a e c) e 40 % (b e d) da área total do estado do Espírito Santo.
Figure 4. Irreplaceability of planning units considering that the target species is present in 17% (a and c) and 40% (b and d) of the total area in the state of Espírito Santo.

que as unidades de conservação atuais podem não ser eficientes para manter populações viáveis dessas espécies e o fluxo gênico entre populações. Populações pequenas, assim como populações isoladas, estão mais sujeitas a processos que podem levar à sua extinção. Para todos os cenários mais conservadores, com relação a manter populações maiores, a rede de unidades de conservação não foi suficiente. No geral, a maioria das células com altos valores de insustituibilidade, para todos os cenários mais conservadores, se localiza na região costeira do estado e no entorno das unidades de conservação já existentes.

As áreas identificadas como sendo de grande insustituibilidade (>66% das 150 soluções) são em parte congruentes com algumas das áreas descritas pelo IPEMA (2011) como prioritárias

para a conservação faunística no estado. Quatro dessas áreas prioritárias (Sooretama, Foz do Rio Doce, Suruaça e Restinga de Comboios) estiveram representadas nos quatro modelos realizados com alvo, sendo a ocorrência das espécies em 17% da extensão total do Espírito Santo. Além dessas, as áreas prioritárias de Santa Tereza, Duas Bocas, Forno Grande, Setiba e Foz do Rio Piraquê-Açu estiveram presentes em três dos quatro modelos apresentados, reforçando assim a importância dessas áreas para conservação da fauna, em especial da quiropteroфаuna.

É preciso levar em consideração que, segundo a Fundação SOS Mata Atlântica, apenas 11% do Espírito Santo possui cobertura vegetal natural. Se o mínimo necessário para a manutenção da fauna é 17% das áreas naturais, existe um déficit de 6% de área

natural no estado, que necessitaria ser restaurada para atingir os 17%. Levando em conta que a distribuição das espécies no espaço é heterogênea para a formação de uma rede de reservas que possua 17% da área do estado povoada por todas as 38 espécies, seria necessário uma área de preservação maior que 17% da área do estado, sugerindo que esta área seria aumentada, aumentando ainda mais o déficit de áreas florestadas (Figuras 4a e 4c). Mudanças climáticas podem agir de diferentes formas sobre as espécies, podendo ocasionar a extinção, mudança dos locais de ocorrência ou até mesmo adaptação às novas condições climáticas (Calosi *et al.*, 2008; Sinervo *et al.*, 2010; Thomas, 2010). Neste estudo, partimos do pressuposto de que há conservação de nicho e que as espécies vão se deslocar para locais mais adequados no futuro (Wiens *et al.*, 2010). Esta mudança dos locais de ocorrência das espécies pode fazer com que uma rede de unidades de conservação eficiente no presente possa não ser mais no futuro. Nos casos em que as espécies alterem seus locais de ocorrência devido às mudanças climáticas, os indivíduos precisam se deslocar para atingir as áreas mais adequadas. Nos modelos apresentados, o litoral norte apresentou maiores valores de insustituibilidade no futuro que no presente, sendo, também, os locais onde ocorreriam as maiores taxas de troca de espécies. A localização dessas áreas na região litorânea é um fator preocupante, uma vez que estas também são as áreas onde a maior parte da população humana do estado se encontra, sendo, portanto, mais difíceis de serem manejadas e/ou recuperadas, devido à intensa degradação e ao alto valor econômico da terra (Moraes, 2005).

Dois fatores devem ser considerados ainda: (i) somente as espécies com ocorrência em mais de 5% da área do estado foram utilizadas na análise, ou seja, muitas espécies raras podem não estar representadas nessas unidades de conservação; (ii) 17% dos ambientes

com adequabilidade para ocorrência das espécies pode não ser suficiente para manter populações viáveis das espécies. Dessa forma, observamos a necessidade de estudos de viabilidade populacional para espécies de morcegos com ocorrência para o Espírito Santo, visando à determinação da área mínima real que cada espécie necessita. Posteriormente, a análise de áreas prioritárias para conservação no estado precisaria ser refeita, com base na área mínima necessária para cada espécie e determinando qual a rede de reservas necessária para manutenção da biodiversidade de morcegos do estado.

Com os resultados obtidos nesse estudo podemos sugerir que, para conservar a fauna de morcegos do Espírito Santo, é prioritária a conservação do entorno das unidades de conservação já existentes, sendo necessária a criação e manutenção de corredores, principalmente nas áreas com maior troca predita de espécies, facilitando assim o deslocamento das espécies para áreas mais adequadas. Além disso, o litoral norte, devido às suas características peculiares, necessita de ações específicas para conservação da quiropterofauna. Mesmo que os morcegos sejam animais com alta capacidade de locomoção (Dickinson, 2008), até mesmo uma rodovia pode se tornar uma barreira para a mobilidade de algumas espécies (Kerth e Melber, 2009). Apesar disso, ainda não se conhece realmente a dependência de diferentes espécies de morcegos por determinadas condições ambientais e de relevo. Dessa forma, seria importante incorporar dados sobre a capacidade de deslocamento das diferentes espécies de morcegos incluídas nos modelos, aumentando assim a precisão dos locais onde deveriam ser criadas novas unidades de conservação.

A congruência entre as áreas estabelecidas como prioritárias na presente abordagem com aquela para a fauna do Espírito Santo em geral (IPEMA, 2011) indica que se as medidas sugeridas pelo IPEMA forem implementadas, a fauna de morcegos será de fato

beneficiada. Existe uma necessidade da manutenção das unidades de conservação e complementação dessa rede com novas unidades localizadas em áreas prioritárias e sem deixar de levar em consideração a conectividade entre elas. Para uma definição mais exata das áreas prioritárias para a fauna de morcegos, seriam necessários estudos considerando a viabilidade populacional das espécies e capacidade de locomoção. Porém, como esses dados não são facilmente obtidos, a distribuição potencial, considerando envelope climático e conservação de nicho, é uma ferramenta eficaz para auxiliar a identificação, mesmo que talvez com pouca precisão, das áreas mais adequadas para as diferentes espécies (Chefaoui *et al.*, 2005).

Referências

- ANDELMAN, S.; BALL, I.; DAVIS, F.; STOMS, D. 1999. SITES v. 1.0: An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. The Nature Conservancy Technical. Disponível em: <http://www.biogeog.ucsb.edu/projects/tnc/toolbox.html>. Acesso em: 01/07/2010.
- BALMFORD, A.; GASTON, K.J.; BLYTH, S.; JAMES, A.; KAPO, A. 2003. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Population*, **100**:1046-1050.
- BALMFORD, A.; WHITTEN, T. 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? *Oryx*, **37**:238-250. <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605303000413>
- BRUNER, A.G.; GULLISON, R.E.; RICE, R.E.; FONSECA, G.A.B. 2011. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, **125**:125-128.
- CABEZA, M.; MOILANEN, A. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, **16**:242-248. [http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02125-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02125-5)
- CALOSI, P.; BILTON, D.T.; SPICER, J.I. 2008. Thermal tolerance, acclimatory capacity and vulnerability to global climate change. *Biological Letters*, **4**:99-102. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2007.0408>
- CARVALHO, S.B.; BRITO, J.C.; PRESSEY, R.L.; CRESPO, E.; POSSINGHAM, H.P. 2010. Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biological Conservation*, **143**:426-438. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.11.010>
- CHEFAOUI, R.M.; HORTAL, J.; LOBO, J.M. 2005. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation*, **122**:327-338. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.08.005>
- DICKINSON, M. 2008. Animal Locomotion: A New Spin on Bat Flight. *Current biology*, **18**:466-468. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2008.03.048>
- EMMONS, L.H.; FEER, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Chicago, The University of Chicago Press, 235 p.
- FERRIER, S.; PRESSEY, R.L.; BARRETT, T.W. 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. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00149-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00149-4)
- FLEMING, T.H. 1988. The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions. Chicago, The University of Chicago Press, 365 p.
- FLEMING, T.H.; HEITHAUS, E.R. 1981. Frugivorous bats, seed shadows, and the structure of tropical forests. *Biotropica*, **13**:45-53. <http://dx.doi.org/10.2307/2388069>
- GARDNER, R.H. 2007. *Mammals of South America, Volume 1 Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. Chicago, The University of Chicago Press, 680 p.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**:147-186. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- HANNAH, L.E.E. 2011. Climate Change, Connectivity, and Conservation. *Conservation Biology*, **25**:1139-1142. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01788.x>
- HANNAH, L.; MIDGLEY, G.; HUGHES, G. BOMHARD, B. 2005. The View from the Cape: Extinction Risk, Protected Areas, and Climate Change. *BioScience*, **55**:231-242. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0231:TVFTCE\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0231:TVFTCE]2.0.CO;2)
- HOLT, R.D., 2003. On the evolutionary ecology of species' ranges. *Evolutionary Ecology*, **5**:159-178.
- HUTCHINSON, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist*, **93**:145-159. <http://dx.doi.org/10.1086/282070>
- IPEMA, 2005. *Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura Florestal e unidades de Conservação*. Vitória, Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 98 p.
- IPEMA, 2011. *Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica no estado do Espírito Santo*. Vitória, Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, 91 p.
- KERTH, G.; MELBER, M. 2009. Species-specific barrier effects of a motorway on the habitat use of two threatened forest-living bat species. *Biological Conservation*, **142**:270-279. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.022>

- LIU, C.; BERRY, P.M.; DAWSON, T.P.; PEARSON, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, **38**:385-393.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2005.03957.x>
- MENDES, P.; VIEIRA, T.B.; OPREA, M.; LOPES, S.R.; DITCHFIELD, A.D.; ZORTÉA, M. 2010. O Conhecimento sobre morcegos (Chiroptera: Mammalia) do Espírito Santo, sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, **50**:363-374.
- MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, **405**:243-253. <http://dx.doi.org/10.1038/35012251>
- MEIR, E.; ANDELMAN, S.; POSSINGHAM, H.P. 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters*, **7**:615-622.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00624.x>
- MEYER, C.F.J.; FRUND, J.; LIZANO, W.P.; KALKO, E.K.V. 2008. Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology*, **45**:381-391.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01389.x>
- MICKLEBURGH, S.P.; HUTSON, A.M.; RACEY, P.A.; 2002. A review of the global conservation status of bats. *Oryx*, **36**:18-34.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0030605302000054>
- MORAES, C., 2005. *Geografia do Espírito Santo*. Vitória, Instituto Histórico e Geográfico do Espírito Santo, 104 p.
- OLSON, D.M.; DINERSTEIN, E.; POWELL, E.D.; WIKRAMANAYAKE, G.V.N. 2002. Conservation biology for the biodiversity crisis. *Conservation Biology*, **16**:1-3.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01612.x>
- PATTERSON, B.D.; WILLIG, M.R.; STEVENS, R.D. 2003. Trophic strategies, niche partitioning and patterns of ecological organization. In: T. H. KUNZ; M. B. FENTON (ed.), *Bat ecology*. Chicago, University of Chicago Press, p. 536-579.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**:231-259.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- PHILLIPS, S.J.; DUDIK, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, **31**:161-175.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- PULLIAM, H.R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, **3**:349-361.
- RODRIGUES, A.S.L.; ANDELMAN, S.J.; BAKARR, M.I.; BOITANI, L.; BROOKS, T.M.; COWLING, R.M.; FISHPOOL, L.D.C.; DA FONSECA, G.A.B.; GASTON, K.J.; HOFFMANN, M.; LONG, J.S.; MARQUET, P.A.; PILGRIM, J.D.; PRESSEY, R.L.; SCHIPPER, J.; SECHREST, W.; STUART, S.N.; UNDERHILL, L.G.; WALLER, R.W.; WATTS, M.E.J.; YAN, X. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, **428**:640-643.
<http://dx.doi.org/10.1038/nature02422>
- SIMMONS, N.B., 2005. Order Chiroptera. In: D.E. WILSON; D.M. REEDER (ed.) *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*. Baltimore, Johns Hopkins University Press, p. 312-529.
- SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D.B.; HEULIN, B.; BASTIAANS, E.; VILLAGRÁN-SANTA CRUZ, M.; LARA-RESENDIZ, R.; MARTÍNEZ-MÉNDEZ, N.; CALDERÓN-ESPINOSA, M.L.; MEZA-LÁZARO, R.N.; GADSDEN, H.; AVILA, L.J.; MORANDO, M.; DE LA RIVA, I. J.; SEPULVEDA, P.V.; ROCHA, C.F.D.; IBARGÜENGOYTÍA, N.; PUNTRIANO, C.A.; MASSOT, M.; LEPETZ, V.; OKSANEN, T.A.; CHAPPLE, D.G.; BAUER, A.M.; BRANCH, W.R.; CLOBERT, J.; SITES JR., J.W. 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, **328**:894-899.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1184695>
- SMITH, R.J.; GOODMAN, P.S.; MATTHEWS, W.S. 2006. Systematic conservation planning: a review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland, South Africa. *Oryx*, **40**:400-410.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0030605306001232>
- THOMAS, C.D. 2010. Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions*, **16**:488-495.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00642.x>
- THUILLER, W., 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, **10**:2020-2027.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00859.x>
- WIENS, J.J.; ACKERLY, D.D.; ALLEN, A.P.; ANACKER, B.L.; BUCKLEY, L.B.; CORNELL, H.V.; DAMSCHEN, E.I.; JONATHAN DAVIE, T.; GRYTNES, J.A.; HARRISON, S.P.; HAWKINS, B.A.; HOLT, R.D.; MCCAIN, C.M.; STEPHENS, P.R. 2010. Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology letters*, **13**:1310-24.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01515.x>
- 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**:249-260.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2000.tb00110.x>

Submitted on November 25, 2011

Accepted on August 1, 2012