

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**CENÁRIOS DE CAÇA EM UM REMANESCENTE DE MATA
ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL**

CRISTINA JAQUES DA CUNHA

VILA VELHA
MARÇO / 2018

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**CENÁRIOS DE CAÇA EM UM REMANESCENTE DE MATA
ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas para a obtenção do título de Mestra em Ecologia.

CRISTINA JAQUES DA CUNHA

VILA VELHA
MARÇO / 2018

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

C972c Cunha, Cristina Jaques.
Cenários de caça em um remanescente de Mata Atlântica
no sudeste do Brasil / Cristina Jaques Cunha. – 2018
48 f.: il.

Orientadora: Ana Carolina Srbek-Araujo.
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) –
Universidade Vila Velha, 2018.
Inclui bibliografias.

1. Ecologia animal. 2. Animais silvestres. 3. Áreas
protegidas do Brasil. I. Srbek-Araujo, Ana Carolina.
II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 591.7

CRISTINA JAQUES DA CUNHA

**CENÁRIOS DE CAÇA EM UM REMANESCENTE DE MATA
ATLÂNTICA NO SUDESTE DO BRASIL**

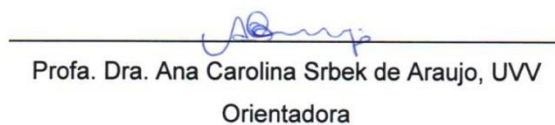
Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas para a obtenção do
título de Mestra em Ecologia

Aprovado em 22 de março de 2018,

Banca examinadora:


Prof. Dra. Maria Cecília Martins Kierulff – UFES


Prof. Dr. Mário Luís Garbin – UVV


Profa. Dra. Ana Carolina Srbek de Araujo, UVV
Orientadora

Aos meus pais, que batalharam e batalham incansavelmente, não medindo esforços para essa conquista se tornar realidade.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida durante o desenvolvimento do meu Mestrado.

À Profa. Dra. Ana Carolina Srbek de Araujo, pela orientação, ajuda fundamental em vários momentos, direcionamento e, principalmente, por acreditar que esse trabalho era possível.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas (PPGEE) da Universidade Vila Velha (UVV), pelos ensinamentos adquiridos nas disciplinas.

À Vale/Instituto Ambiental Vale (IAV), por permitir o acesso ao banco de dados utilizado no desenvolvimento do presente estudo.

A todos os colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação de Biodiversidade (LECBio), pelos diversos momentos que passamos juntos e todo apoio que sempre me ofertaram.

Ao Pró-Tapir (Programa de Monitoramento e Proteção das Antas da Mata Atlântica Capixaba), por me abrir várias portas e por tudo que aprendi com vocês. Serei eternamente grata.

Aos amigos Andressa Gatti, Danielle de O. Moreira, Paula M. Ferreira, Mariana Gobbi e Jardel B. Seibert por todo carinho, amizade, atenção e acolhida. Essa vitória é nossa.

Às amigas Mayara Morelato Lyrio e Mariana Loss Morelato, pela amizade, carinho, conversas, conselhos e apoio durante esse tempo. Amo vocês.

Ao amigo Marcelo Kister de Pietre, pela amizade, pela ajuda, pelos vinhos, pelo amor comigo e por todos os momentos vividos. Amo você!

Ao amigo André Zacché, pelo amor, pela amizade, pelas conversas e por todos os momentos que compartilhamos.

À Família Jaques e à Família Cunha, que me amam e torcem por mim.

A todos os companheiros de trabalho do La Dolina, pelo apoio e momentos vividos em todos esses meses. Gracias!

A todos os amigos que não foram citados e torceram por mim.

Em especial, aos meus pais, Devalmir da Cunha e Maria Rosa Jaques da Cunha, pelo amor, pelo carinho, pelo apoio e, principalmente, por acreditarem em mim e nos meus sonhos. Amo vocês!

Obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO.....	01
ABSTRACT.....	02
Introdução.....	03
A caça e o sistema de proteção ambiental no Bloco Linhares-Sooretama.....	06
Material e Métodos.....	07
Área de estudo.....	07
Registros de caça.....	10
Análise de dados.....	11
Caracterização ecológica dos táxons caçados.....	13
Resultados.....	14
Cenários de caça no BLS.....	20
Massa corporal e registros de caça.....	23
Grupos funcionais e categorias de ameaça.....	24
Discussão.....	24
Referências Bibliográficas.....	30

RESUMO

CUNHA, Cristina J. da, M.Sc., Universidade Vila Velha – ES, março de 2018.
Cenários de caça em um remanescente de Mata Atlântica no sudeste do Brasil.
Orientadora: Dra. Ana Carolina Srbek-Araujo.

A caça é a principal causa de extirpação da fauna nas florestas tropicais. Os vertebrados de médio e grande porte são os mais ameaçados, entretanto, todas as espécies com as quais eles interagem, direta ou indiretamente, também são afetadas. Isso ocorre porque os efeitos da caça vão além da perda da fauna, comprometendo as funções ecológicas desempenhadas pelas espécies. Atualmente, mesmo as áreas protegidas são alvo de caçadores, havendo evidências de redução populacional em seu interior. No Brasil, o Bloco Linhares-Sooretama (BLS) é uma das áreas protegidas que está sob pressão de caça e, embora exista um sistema de combate à caça na região, as atividades de proteção vêm sofrendo reduções desde 2009. O objetivo deste estudo foi avaliar se a redução das ações de fiscalização, ocorrida a partir de 2009, influenciou as atividades de caça realizadas no BLS. Foram analisados registros de caça obtidos durante as atividades de proteção ambiental realizadas entre 2000 e 2016. Análises de Coordenadas Principais foram empregadas para compreensão dos padrões de caça no conjunto de dados. Curvas de acumulação de espécies foram utilizadas para analisar os cenários de caça (antes e após a redução das atividades de proteção) e, paralelamente, foi usado Jackknife 1 para estimativa da riqueza de espécies afetadas em cada período. A relação entre massa corporal e número de registros foi avaliada por meio de Correlação de Spearman. As espécies caçadas foram classificadas em grupos funcionais para auxiliar na avaliação do impacto da caça sobre o ambiente. De forma semelhante, foi considerada também a categoria de ameaça das espécies. Foram obtidos 268 registros de caça de 23 táxons de vertebrados. Mammalia foi o grupo mais caçado ($n = 15$ táxons; 65,2% dos registros), seguido de Aves ($n = 6$; 26,1%) e Reptilia ($n = 2$; 8,7%). Os táxons mais caçados foram *Cuniculus paca* (paca) e Dasypodidae (tatus). O cenário que correspondeu ao período após redução das atividades de proteção foi o que possuiu o maior número de espécies caçadas, principalmente táxons de maior porte. A caça atinge todos os grupos funcionais de mamíferos no BLS, principalmente Herbívoros Terrícolas e Generalistas, e sete das espécies caçadas estão ameaçadas de extinção. Os dados sugerem que as atividades de caça sofreram modificações ao longo do tempo, com maior velocidade de incremento de táxons e maior probabilidade de inserção de novas espécies à lista de espécies caçadas após redução dos esforços de proteção. As aves e mamíferos, sobretudo grandes herbívoros e frugívoros, possuem um importante papel na manutenção e estruturação florestal, sendo a perda destes táxons extremamente danosa para o ambiente. A partir dos resultados obtidos, reitera-se a necessidade de um sistema de proteção efetivo associado às áreas protegidas para minimizar ou evitar os efeitos negativos da ação de caçadores e garantir a conservação das populações animais, bem como das interações ecológicas das quais participam.

Palavras-chave: Áreas protegidas, Caça predatória, Defaunação, Diversidade funcional, Vertebrados.

ABSTRACT

CUNHA, Cristina J. da, M.Sc., Vila Velha University – ES, March 2018. **Hunting scenarios in an Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil.** Advisor: PhD Ana Carolina Srbek-Araujo.

Hunting is the main cause of the extirpation of wildlife in tropical forests. Medium and large vertebrates are the most threatened, however, all species with which they interact, directly or indirectly, are also affected. It happens because the effects of hunting go beyond the loss of fauna, compromising the ecological functions performed by the species. Currently, even species in protected areas are hunted, and there is evidence of population reduction within them. The Linhares-Sooretama Block (BLS) is one of the protected areas that is under poaching pressure in Brazil. Although there is a system to combat hunting in the region, protection activities have been suffering reductions since 2009. The objective of this a study was to evaluate if the reduction of the protection activities, as of 2009, influenced the poaching activities carried out in the BLS. We analyzed hunting records obtained during the environmental protection activities carried out between 2000 and 2016. Principal Coordinate Analysis was used to understand hunting patterns in our data set. Species accumulation curve were used to analyze the hunting scenarios (before and after the reduction of protection activities). Additionally, Jackknife 1 was used to estimate the richness of affected species in each period. The relation between body mass and number of records was evaluated using Spearman Rank Correlation. The hunted species were classified according to functional groups to assist in assessing the impact of hunting on the environment. The conservation status of the species was also considered. We obtained 268 hunting records of 23 vertebrate taxa. Mammalia was the most hunted group (n = 15 taxa, 65.2% of the records), followed by Aves (n = 6; 26.1%) and Reptilia (n = 2; 8.7%). The most frequently hunted taxa were *Cuniculus paca* (Spotted paca) and Dasypodidae (armadillos). The scenario corresponding to the period after reduction of the protection activities was the one that had the greater number of species hunted, mainly taxa of larger size. Hunting affect all functional groups of mammals in the BLS, mainly Terrestrial Herbivores and Generalists. Seven of the hunted species are threatened with extinction. Our data suggest that hunting activities have undergone modifications over time, with a higher rate of increase of taxa, and a greater probability of insertion of new species to the hunting list after the reduction of protection efforts. Birds and mammals, mainly large herbivores and frugivores, play an important role in forest maintenance and structuring, and the loss of these taxa is extremely damaging to the environment. According our results, we reiterated the need for an effective protection system for protected areas to minimize or avoid the negative effects of hunt and ensure the conservation of animal populations, as well as of the ecological interactions in which they participate.

Keywords: Defaunation, Functional diversity, Poaching, Protected areas, Vertebrates.

Cenários de caça em um remanescente de Mata Atlântica no sudeste do Brasil

Cristina Jaques da Cunha^{a,*}, Ana Carolina Srbek-Araujo^{a,b}

^aUniversidade Vila Velha, Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas,
Laboratório de Ecologia e Conservação de Biodiversidade, Rua Comissário José Dantas de
Melo, nº 21, Boa Vista, CEP 29102-920, Vila Velha, Espírito Santo, Brasil

^bInstituto Serra DiCal de Pesquisa e Conservação, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil

* Autor para correspondência: cristinajaques.bio@gmail.com

Introdução

As principais ameaças às florestas tropicais são as mudanças na estrutura florestal (Michalski e Peres, 2007), provocadas principalmente pelo desmatamento e pela fragmentação, além das ameaças não estruturais e mais difíceis de serem detectadas, como a invasão e a proliferação de espécies exóticas (Haines-Young e Potschin, 2010) e a caça (Peres e Palacios, 2007; Peres et al., 2006). A caça é uma das principais causas de extirpação da fauna nas florestas tropicais (Redford, 1992; Rosser e Mainka, 2002; Harrison, 2011) e, devido à prática excessiva em algumas regiões, pode levar esses ecossistemas a um cenário de “floresta vazia” (Redford, 1992) caracterizado pela perda das espécies de vertebrados (Redford, 1992; Milner-Gulland e Bennett 2003; Ripple et al., 2014).

A crescente oferta de equipamentos (armamentos) mais eficientes e a expansão das áreas urbanas facilitam o acesso dos caçadores às florestas (Redford, 1992; Corlett, 2007; Peres e Palacios, 2007; Fa e Brown, 2009; Galetti et al., 2009; Harrison, 2011; Jenkins et al., 2011; Wilkie et al., 2011), resultando no declínio da abundância de vertebrados nas áreas próximas às ocupações humanas (Souza-Mazurek et al., 2000). Mesmo a caça de subsistência, principalmente em áreas fragmentadas e isoladas, tem efeito negativo sobre a fauna (Peres, 2000, 2001), visto que em regiões tropicais a carne de animais silvestres faz parte da dieta de comunidades rurais e tradicionais (Peres, 2000).

As espécies animais mais atingidas pelos efeitos negativos da caça são aquelas, em geral, de maior porte, que ocorrem em baixas densidades populacionais e que apresentam taxas reprodutivas lentas (Benyman, 1992; Bennett e Robinson, 1999). Neste contexto, aves e mamíferos estão entre as espécies de vertebrados mais afetadas (e.g. Peres, 2000). Estes táxons desempenham um importante papel na manutenção e regeneração das florestas tropicais, ressaltando que a caça excessiva acarreta a perda de integridade ecológica das florestas e o comprometimento de cascatas tróficas (Estes et al., 2011). Neste sentido, a caça pode afetar a disponibilidade de presas (devido à remoção de indivíduos) para grandes predadores (O'Brien et al., 2003), alterar a taxa de remoção, predação e dispersão de sementes (Dirzo et al., 2007; Almeida-Neto et al., 2008; Holbrook e Loiselle, 2009; Sethi e Howe, 2009; Galetti e Dirzo, 2013; Kurten et al., 2015) e de predação de plântulas (Roldán e Simonetti, 2001; Wright, 2003; Nunez-Iturri et al., 2008), resultando até mesmo em alterações no sequestro e estoque de carbono, uma vez que a regeneração natural de espécies florestais de grande porte é ameaçada pela perda de seus dispersores (Bello et al., 2015). Desta forma, a perda de vertebrados de médio e grande porte afeta diretamente o funcionamento do ecossistema, uma vez que os efeitos da caça vão além da extinção de espécies, estando relacionados, principalmente, com a perda da diversidade funcional.

A diversidade funcional corresponde ao conjunto de funções ecológicas desempenhadas pelas espécies (Tilman, 2001; Naeem e Wright, 2003; Hooper et al., 2005; Petchey et al., 2009). Espécies que desempenham funções ecológicas semelhantes pertencem a um mesmo grupo funcional, sendo consideradas redundantes quando ocorrem em uma mesma área (Díaz e Cabido, 2001; Petchey et al., 2009). Neste contexto, grupos funcionais com maior redundância sofreriam menos com a redução populacional ou com a perda de espécies, já que haveria dentro desses grupos outras espécies capazes de compensar funcionalmente essas perdas (Tilman, 2001; Petchey et al., 2009). Entretanto, isso não é observado quando espécies com papéis funcionais únicos, ou seja, sem redundância, são afetadas ou extirpadas, pois não existem outras espécies dentro da comunidade para compensar essa ausência (Petchey et al., 2009). Na prática, as comunidades geralmente apresentam redundância limitada e a extinção aleatória de determinadas espécies pode resultar em perda significativa de diversidade funcional (Petchey e Gaston, 2002; Petchey et al., 2009; Srbek-Araujo e Kierulff, 2016).

Em grandes áreas de floresta contínua, os efeitos da caça tendem a ser minimizados, primeiro porque à medida que a distância em relação ao ponto de acesso dos caçadores aumenta, as ameaças sobre as espécies são reduzidas (Benítez-López et al., 2017), e segundo devido ao fato de grandes fragmentos florestais poderem manter populações viáveis das espécies caçadas (Peres, 2001). Entretanto, os efeitos negativos da fragmentação agravam os efeitos da caça sobre as espécies de vertebrados (Peres, 2001; Haddad et al., 2015), considerando a redução e o isolamento de populações (Bennett e Rao, 2002; Peres e Palacios, 2007; Haines-Young e Potschin, 2010; Benítez-López et al., 2017), a redução da capacidade de reposição de indivíduos a partir das áreas adjacentes (Robinson, 1996) e maiores áreas de borda que prejudicam as espécies que são florestais e evitam essas áreas (Laurance et al., 2012), entre outros efeitos.

Embora as áreas protegidas sejam sinônimo de conservação da biodiversidade, elas estão cada vez mais suscetíveis à caça ilegal e diferentes estudos mostram que há redução populacional e extinção de espécies animais dentro de áreas sob proteção na América Latina (Cullen et al., 2000; Galetti et al., 2009), na Ásia (Corlett, 2007; Loucks et al., 2009; Rao et al., 2010) e na África (Dunham et al., 2008; Golden, 2009). No Brasil, uma das áreas sob proteção e que se encontra sobre pressão de caça é o Bloco Linhares-Sooretama (BLS; Chiarello, 2000a, 2000b; Kierulff et al., 2014; Sousa e Srbek-Araujo, 2017). Nesta região, a pressão de caça é intensa e impacta fortemente as populações de aves e mamíferos (Chiarello, 2000a), tendo havido um aumento expressivo no número de registros de caça nos últimos anos, em comparação com dados históricos disponíveis para a área (Sousa e Srbek-Araujo, 2017).

A caça e o sistema de proteção ambiental no Bloco Linhares-Sooretama

Junto com o desenvolvimento econômico da região norte do Espírito Santo, veio também o desmatamento, a atividade madeireira, a ocupação urbana e a caça (Aguirre, 1951). Esta última é praticada em toda a região (Chiarello, 2000a; Kierulff et al., 2014), principalmente por diversão (entretenimento) ou de maneira profissional (caça comercial; Sousa e Srbek-Araujo, 2017). Entre as espécies caçadas, aves de grande porte e mamíferos, principalmente as pacas e os tatus, são as mais visadas pelos caçadores (Kierulff et al., 2014; Sousa e Srbek-Araujo, 2017), sendo a extinção local uma realidade, como no caso da jacutinga (*Pipile jacutinga*; Collar et al., 1992).

As ações para prevenção e combate às atividades de caça e apanha de fauna, coleta de material vegetal e incêndios florestas tiveram início na Reserva Natural Vale (RNV) na década de 1970 (Kierulff et al., 2014). Estas atividades, desenvolvidas pela Vale (então Companhia Vale do Rio Doce – CVRD), foram estendidas para a Reserva Biológica de

Sooretama (RBS) em 1998 (Kierulff et al., 2014), complementando as ações de proteção realizadas pelo Governo Federal nesta área protegida. Desde então, o trabalho de vigilância e fiscalização da área é realizado diariamente pela equipe do Instituto Ambiental Vale (IAV - Vale) e agentes do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), com apoio do Batalhão da Polícia Militar Ambiental (BPMA).

O BLS apresenta um sistema de proteção que já foi considerado um dos mais eficientes em comparação a outras áreas na Mata Atlântica (Chiarello, 2000b), entretanto, as atividades de proteção e fiscalização desenvolvidas na região vêm sofrendo modificações desde 2009. A partir desse período, ocorreram reduções no número de agentes e no esforço das equipes em campo, além do fato das atividades realizadas pelo IAV (Instituto Ambiental Vale) terem sido terceirizadas (Sousa e Srbek-Araujo, 2017). Paralelamente, a equipe do ICMBio, atuante na RBS, também tem enfrentado reduções de investimento por parte do Governo Federal.

Diante da alteração das atividades de proteção e considerando que a caça é intensa e pode impactar negativamente as populações das espécies caçadas no BLS, este estudo teve como objetivo: avaliar se a redução das ações de fiscalização, ocorrida a partir de 2009, influenciou as atividades de caça realizadas no BLS, considerando (1) cenários de caça anteriores e posteriores à redução das atividades de fiscalização e (2) a caracterização ecológica dos táxons caçados em cada período (massa corporal, diversidade funcional e categoria de ameaça).

Material e Métodos

Área de estudo

A área de abrangência do estudo foi o BLS, localizado na porção norte do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Fig. 1). Este abrange mais de 50.000 mil ha de vegetação nativa,

estando a maior parte da área ocupada por florestas de tabuleiro, denominada Floresta Estacional Perenifólia (Jesus e Rolim, 2005), além de abranger outras formações vegetais, como a floresta de muçununga, os campos nativos e as áreas alagáveis (Peixoto et al., 2008). O BLS é composto por quatro áreas protegidas e uma série de fragmentos florestais de propriedade privada adjacentes às reservas (Sousa e Srbek-Araujo, 2017; Fig. 1). As áreas protegidas em questão são: a Reserva Biológica de Sooretama (RBS; 24.250 ha; 18° 59' 16" S, 40° 06' 28" W), uma unidade de conservação federal administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio); a Reserva Natural Vale (RNV; 22.711 ha; 19° 06' 54" S, 39° 56' 20" W), uma área privada protegida sob gestão da Vale S.A.; e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) Recanto das Antas (2.212 ha; 19°05'S, 39°58'W) e Mutum-Preto (379 ha; 19°07'S, 39°57'W), ambas de propriedade da Fibria Celulose S.A.

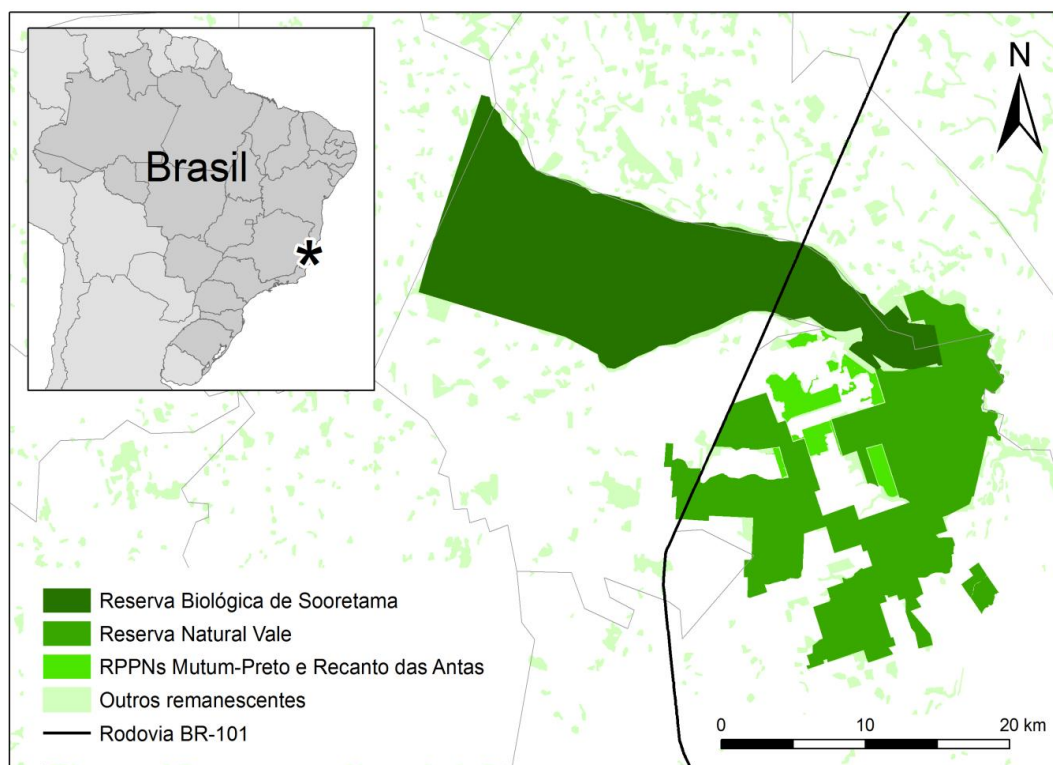


Fig. 1. Bloco Linhares-Sooretama, localizado na porção norte do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil, com destaque para as áreas protegidas que compõem este grande remanescente florestal. Outros remanescentes presentes no entorno e a Rodovia BR-101 também são mostrados.

O BLS consiste em uma área prioritária para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (Mittermeier et al., 2004) e é a maior área protegida ao norte do Rio de Janeiro (Jesus e Rolim, 2005; Pellens et al., 2010), além de ser uma das últimas áreas no Espírito Santo onde ainda ocorrem importantes espécies da fauna, como a anta (*Tapirus terrestris*), a onça-pintada (*Panthera onca*) e o tatu-canastra (*Priodontes maximus*; Srbek-Araujo et al., 2014). É também considerado um dos remanescentes florestais insubstituíveis para a conservação de espécies de vertebrados terrestres ameaçados de extinção ou endêmicos da Mata Atlântica (Paese et al., 2010).

O clima da região é do tipo tropical úmido com inverno seco (Aw), de acordo com a classificação de Köppen (Alvares et al., 2014). A temperatura média anual é de 23,3°C com

média das mínimas de 18,7°C e média das máximas de 29,9°C (Kierulff et al., 2014). A precipitação anual média é de 1.214,6 mm e os índices variaram entre médias de 338,8 mm no período mais seco, que vai de abril a setembro, até 875,8 mm no período mais chuvoso, correspondente aos meses de outubro a março (Kierulff et al., 2014).

O entorno do BLS corresponde a áreas rurais dos municípios de Jaguaré, Vila Valério, Linhares e Sooretama, onde se inserem os remanescentes de mata nativa, pastagens, cultivos agrícolas, silvicultura e áreas urbanas (Kierulff et al., 2014). Adicionalmente, a rodovia BR-101 intercepta o BLS no sentido norte-sul, separando-o em porção leste, onde se insere a maior parte da RNV, a RPPN Recanto das Antas, a RPPN Mutun Preto e uma menor parte da RBS, e porção oeste, que está representada principalmente pela RBS.

Registros de caça

Foram analisados os registros de caça obtidos durante as atividades de proteção ambiental realizadas na RBS e na RNV no período de 2000 a 2016, totalizando 17 anos de monitoramento. Os registros em questão estão organizados em um banco de dados associado ao Sistema de Gestão Integrada (SGI) da RNV, o qual armazena todos os dados de caça gerados durante as atividades desenvolvidas pela equipe da Vale e pela equipe do ICMBio. Nesse banco de dados, cada evento de caça é considerado como um registro independente (data, reserva onde o evento foi registrado, localização/região do evento, coordenadas geográficas e tipo de evidência coletada). Foram considerados apenas os eventos de caça associados ao registro de espécime abatido ou animal apreendido vivo com caçadores (evidência direta) destinado ao consumo de carne ou uso de partes (Sousa e Srbek-Araujo, 2017). Registros característicos de apanha (animal destinado à domesticação; Sousa e Srbek-Araujo, 2017) não foram considerados no presente estudo. Os táxons cuja identificação em

nível específico não pode ser realizada com segurança foram classificados considerando a menor categoria taxonômica possível.

Análise de dados

Inicialmente, foram realizadas análises preliminares para comparar os registros de caça obtidos na RBS e na RNV e avaliar se estas duas reservas representam unidades distintas de caça ou se devem ser analisadas de forma integrada. Desta forma, para verificar se houve diferença significativa no número de registros de caça obtidos em cada reserva e no número de espécies registradas em cada área, foi adotado o Teste do Qui-quadrado para proporções esperadas iguais com Correção de Yates. Posteriormente, para avaliar se o número de registros de cada espécie foi diferente entre reservas, aplicou-se o Teste de Wilcoxon considerando dados pareados. Ambas as análises foram realizadas no programa Statistica (versão 7.0) e adotado nível de significância de 5% ($p < 0,05$; Zar, 2010).

As análises que se seguiram foram realizadas considerando os registros obtidos no BLS como um todo, sem distinção de reservas. Além de atender ao critério apresentado anteriormente, esta estratégia favoreceu a obtenção de resultados mais robustos, uma vez que os registros não foram divididos entre as áreas, ressaltando que os registros obtidos em cada reserva não diferiram significativamente (para detalhes, ver Resultados).

Para visualizar se a redução das ações de proteção influenciou nas atividades de caça realizadas no BLS, foi feita uma análise de ordenação por coordenadas principais (PCoA; Manly, 1994) considerando os registros de caça obtidos para cada espécie ao longo dos anos de amostragem. Devido ao fato de muitas espécies apresentarem poucos registros, foram selecionadas apenas as espécies com registros acima de 3% dos registros totais. Nessa análise, as variáveis são os anos de registros de caça e os objetos são as espécies caçadas, com base nisso, os autovalores são extraídos de uma matriz de dissimilaridade (Manly, 1994; Jongman

et al., 1995), obtida através da distância Euclidiana e, a partir disso, reescrevem-se as variáveis e objetos originais em coordenadas principais por meio de uma transformação de dados com o objetivo de simplificar as variações existentes, preservando ao mesmo tempo o máximo de informação (Ferreira, 2002). Na PCoA, os elementos próximos ao eixo 1 são os que explicam a maior parcela de variação dos dados, sendo o eixo 2 o que explica a segunda maior parte da variação e assim por diante (Manly, 1994; Jongman et al., 1995). Desta forma, como resultado da PCoA, obteve-se um gráfico coordenado de dispersão bidimensional de pontos (scores) que facilita a visualização das informações dos dados observados nos dois eixos principais. A PCoA foi executada no programa R 3.4.2, em modo R (descritores ordenados), com utilização do pacote *vegan*, para dados ecológicos.

Posteriormente, os registros de caça foram organizados considerando quatro cenários temporais. O primeiro cenário (cenário modelo) correspondeu a todos os registros de caça obtidos entre 2000 e 2016. O segundo cenário referiu-se ao período de 2000 a 2009, sendo este o cenário anterior à alteração das atividades de proteção. O terceiro cenário considerou apenas os sete anos anteriores à redução das atividades de proteção, ou seja, de 2003 a 2009, o que foi adotado para manter semelhanças em termos de esforço amostral com o período analisado no último cenário. O quarto e último cenário correspondeu aos sete anos após o início do processo de alteração das atividades de proteção, que foi de 2010 a 2016.

Para avaliar se a alteração dos esforços de proteção influenciou nas atividades de caça realizadas no BLS, foram utilizadas curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras, tendo como base o registro das espécies observadas em cada um dos quatro cenários de caça. Para geração das curvas de acumulação de espécies, as matrizes de dados foram elaboradas considerando cada mês como uma unidade de esforço amostral e empregando-se dados binários de presença e ausência (0 indica que a espécie não foi registrada em determinado mês e 1 indica que a espécie foi registrada em atividade de caça naquele mês). Para randomização

das curvas de acumulação de espécies, foi utilizado o estimador Mao Tau. Os limites inferior e superior do intervalo de confiança (IC) de 95% também foram calculados. Paralelamente, foi calculada a estimativa de riqueza de espécies registradas/caçadas em cada cenário utilizando-se o estimador Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). Este consiste em um estimador de riqueza não-paramétrico que se baseia no número de espécies únicas contidas em cada amostra, utilizando dados de presença e ausência (Smith e Pontius, 2006). Também foi calculado o desvio padrão das estimativas de riqueza. Para randomizações, foram consideradas 1.000 aleatorizações. Foi utilizado o programa EstimateS (versão 7.5.2) para preparação das curvas de acumulação de espécies e cálculo da estimativa de riqueza.

Caracterização ecológica dos táxons caçados

Para caracterização ecológica dos táxons caçados em cada cenário, foi avaliada a relação entre o número de registros de caça e a massa corporal das espécies. Para tal, foi aplicada a Correlação de Spearman, considerando, em uma primeira abordagem, todas as espécies caçadas no BLS em cada cenário e, em seguida, outra abordagem incluindo apenas os mamíferos (grupo com maior número de espécies de médio e grande porte). Estas análises foram realizadas no programa Statistica (versão 7.0). Para informações sobre massa corporal, foram utilizados os valores médios disponíveis em Presche (1973) e Verdade (1995), para répteis; Sick (1997) e IBAMA (2014), para aves; Paglia et al. (2012) e Gonçalves et al. (2018), para mamíferos.

As espécies de mamíferos foram classificadas de acordo com os grupos funcionais aos quais pertencem, conforme descrito por Srbek-Araujo e Kierulff (2016). Esta classificação considera dados de dieta, peso, locomoção e período de atividade, tendo sido propostos cinco grandes grupos funcionais (de acordo com Srbek-Araujo e Kierulff (2016): Carnívoros (incluindo táxons com dieta Mirmecófaga, Carnívora e Piscívora), Generalistas (dieta

Insetívora/Onívora e Frugívora/Onívora), Herbívoros Arborícolas (dieta Folívora, Folívora/Frugívora e Frugívora/Insetívora/Gomívora), Herbívoros terrícolas (dieta Frugívora/Herbívora e Herbívora Pastadora) e Granívoros (dieta Frugívora/Granívora).

Adicionalmente, para auxiliar na avaliação do impacto da caça sobre a fauna do BLS, as espécies registradas foram classificadas de acordo com sua categoria de ameaça no Espírito Santo (Passamani e Mendes, 2007), no Brasil (ICMBio, 2014) e em nível global (IUCN, 2017).

Resultados

Foram obtidos 268 registros diretos de caça no BLS no período de 2000 a 2016 (média = 15,8 espécimes apreendidos/ano) e 23 táxons de vertebrados foram identificados (Tabela 1). Do total de registros de caça obtidos, 54,5% (n = 146; 8,6 espécimes apreendidos/ano) ocorreram na RBS e 45,5% (n = 122; 7,2 espécimes apreendidos/ano) ocorreram na RNV (Tabela 1). Dos táxons registrados, 19 (82,6%) foram identificados nos registros obtidos na RBS e 16 (69,6%) na RNV (Tabela 1). As análises estatísticas mostram que não houve diferença significativa no número de registros totais ($\chi^2_{\text{Yates}} = 1,974$; df = 1; p = 0,160) e no número de espécies registradas ($\chi^2_{\text{Yates}} = 0,923$; df = 1; p = 0,337) entre a RBS e a RNV. Quando analisado o número de registros de cada espécie pareado entre as reservas, ambas também se mostraram semelhantes (T = 73,500; Z = 1,176; p = 0,239). Foram observadas diferenças entre as reservas apenas quando analisadas as espécies registradas exclusivamente em uma das áreas, como Columbidae, *Crypturellus* spp., *Eira barbara*, *Penelope superciliaris*, *Potos flavus*, *Sapajus robustus* e *Tapirus terrestris*, cujos registros de caça ocorreram apenas nos relatos atribuídos à RBS (30,4% dos táxons), enquanto os registros de Anatidae, *Bradypus variegatus*, *Crax blumenbachii* e *Pecari tajacu* foram atribuídos apenas à RNV (17,4%; Tabela 1).

Quando considerada a distribuição temporal dos registros de caça, 2003 foi o ano com mais registros ($n = 35$), enquanto 2014 foi o ano com menos registros de caça ($n = 4$; Fig. 2). Observa-se uma tendência de aumento do número de registros até 2009, que posteriormente apresenta redução até 2014, sendo então sucedido por uma nova tendência de aumento a partir de 2015 (Fig. 2).

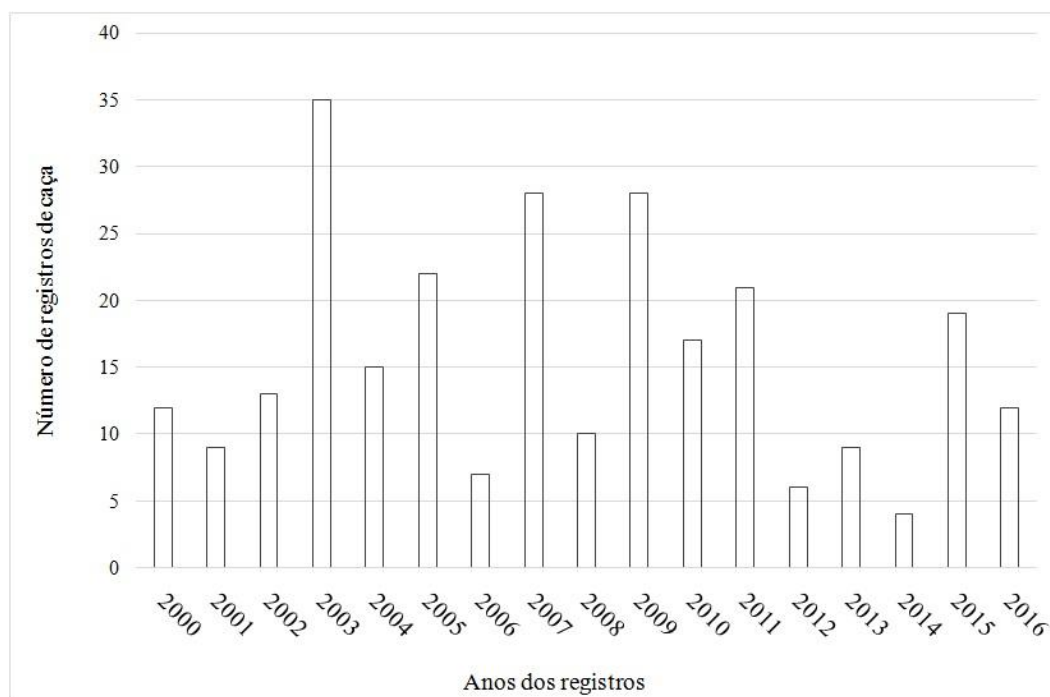


Fig. 2. Distribuição anual dos registros de caça obtidos no Bloco Linhares-Sooretama durante as ações de proteção e fiscalização ambiental realizadas entre 2000 e 2016.

A Classe Mammalia está representada por 65,2% ($n = 15$) dos táxons registrados, apresentando também o maior número de registros de caça obtidos no período ($n = 205$, 76,5%). A Classe Aves somou 26,1% ($n = 6$) dos táxons afetados, apresentando 44 registros de caça (16,4%), enquanto os répteis estiveram representados por 8,7% ($n = 2$) dos táxons, com 19 registros de caça (7,1%). Os táxons mais frequentemente caçados no BLS foram *Cuniculus paca* e *Dasypodidae*, somando 52,2% dos registros analisados (30,2% e 22,0%,

respectivamente), sugerindo que essas espécies sejam os alvos preferenciais de caçadores no BLS (Fig. 3).

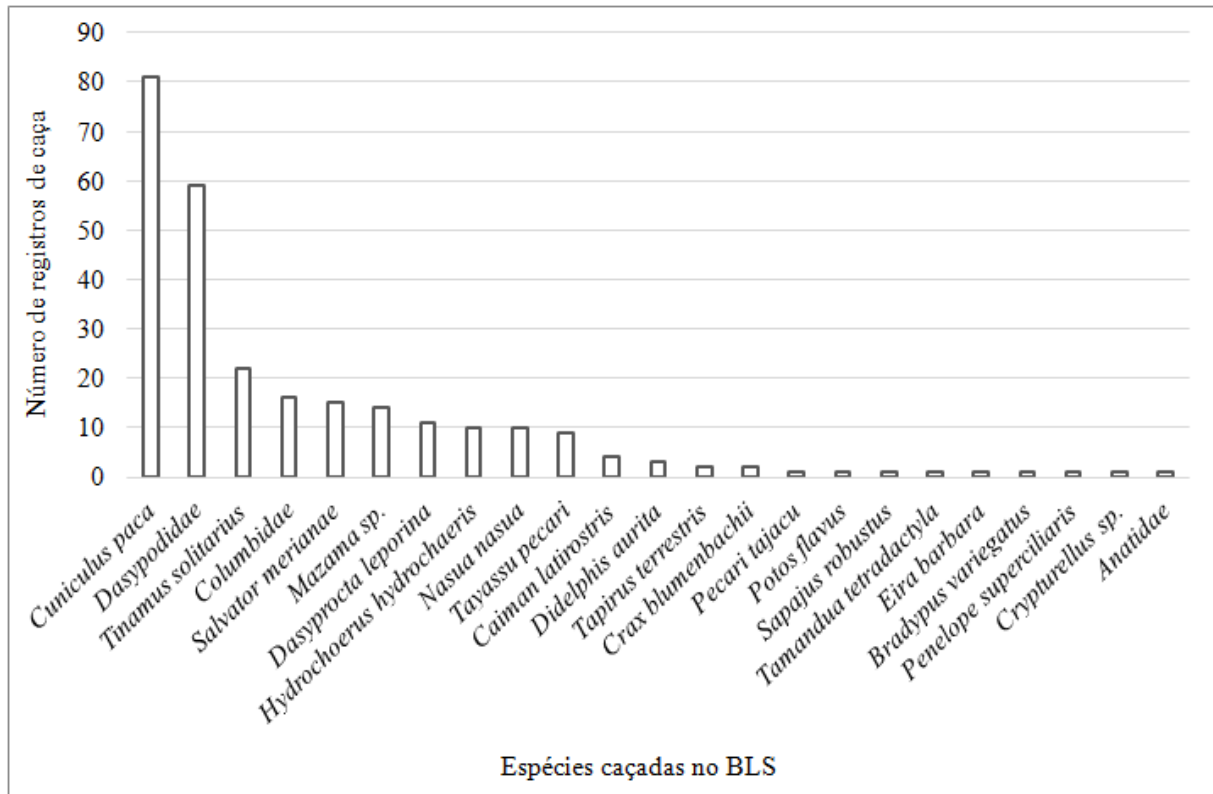


Fig. 3. Distribuição taxonômica dos registros de caça obtidos no Bloco Linhares-Sooretama durante as ações de proteção e fiscalização ambiental realizadas entre 2000 e 2016. Destacam-se *Cuniculus paca* e Dasypodidae como os táxons mais caçados no período analisado.

Tabela 1

Registros de caça obtidos para cada espécie no Bloco Linhares-Sooretama (BLS) entre 2000 e 2016, considerando separadamente a Reserva Biológica de Sooretama (RBS) e a Reserva Natural Vale (RNV), incluindo respectivos grupos funcionais, massa corporal média (kg), categorias de ameaça e cenários de caça (para detalhes, ver Material e Métodos).

Espécies	Nome Popular	Grupo Funcional ^a	Massa Média ^b	RBS	RNV	BLS	Categorias de Ameaça ^c	Cenários de Caça
Mamíferos								
Rodentia								
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Herbívoros Terrícolas	6,198	44	37	81	VU ^{ES}	1,2,3,4
<i>Dasyprocta leporina</i>	Cutia	Granívoros	5,500	7	4	11		1,2,3,4
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	Herbívoros Terrícolas	17,450	8	2	10		1,2,3,4
Didelphimorphia								
<i>Didelphis aurita</i>	Gambá		0,746	1	2	3		1,2,3
Carnivora								
<i>Eira barbara</i>	Irara	Generalistas	3,570	1	0	1		1,4
<i>Nasua nasua</i>	Quati	Generalistas	3,618	5	5	10		1,2,3,4
<i>Potos flavus</i>	Jupará	Generalistas	2,500	1	0	1		1,2,3
Primates								
<i>Sapajus robustus</i>	Macaco-prego	Generalistas	3,000	1	0	1	EN ^{IUCN} , EN ^{BR}	1,4
Pilosa								
<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça	Herbívoros Arborícolas	3,360	0	1	1		1,4
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Carnívoros	4,488	1	0	1		1,4
Cingulata								
Dasypodidae	Tatu	Generalistas	2,631	33	26	59		1,2,3,4
Artiodactyla								
<i>Mazama spp.</i>	Veado	Herbívoros Terrícolas	22,094	6	8	14		1,2,3,4
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	Herbívoros Terrícolas	14,202	0	1	1	VU ^{ES}	1,2,3
<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	Herbívoros Terrícolas	27,587	4	5	9	VU ^{IUCN} , VU ^{BR} , EN ^{ES}	1,2,3,4
Perissodactyla								
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	Herbívoros Terrícolas	220,000	2	0	2	VU ^{IUCN} , VU ^{BR} , EN ^{ES}	1,4

Tabela 1 Continuação

Espécies	Nome Popular	Grupo Funcional ^a	Massa Média ^b	RBS	RNV	Total	Categorias de Ameaça ^c	Cenários de Caça
Aves								
Anseriformes								
Anatidae	Pato-selvagem	-	5,000	0	1	1		1,4
Galliformes								
<i>Crax blumenbachii</i>	Mutum-do-sudeste	-	3,250	0	2	2	EN ^{IUCN} , CR ^{BR} , CR ^{ES}	1,4
<i>Penelope superciliaris</i>	Jacupemba	-	0,850	1	0	1		1,2,3
Columbiformes								
Columbidae	Pombinha/Juriti	-	0,230	17	0	17		1,2,3,4
Tinamiformes								
<i>Crypturellus</i> spp.	Chororão/Jaó	-	0,300	1	1	2		1,2,3,4
<i>Tinamus solitarius</i>	Macuco	-	1,450	3	18	21	NT ^{IUCN} , CR ^{ES}	1,2,3,4
Répteis								
Squamata								
<i>Salvator merianae</i>	Teiú	-	3,000	9	6	15		1,2,3,4
Crocodylia								
<i>Caiman latirostris</i>	Jacaré-do-papo-amarelo	-	33,755	1	3	4		1,2,3,4
Total				146	122	268		

^a Grupos funcionais de acordo com Srbek-Araujo e Kierulff (2016).

^b Peso médio dos mamíferos conforme Paglia et al. (2012) e Gonçalves et al. (2018); aves de acordo com Sick (1997) e IBAMA (2014); répteis conforme Presche (1973) e Verdade (1995).

^c Categorias de ameaça: quase ameaçado = NT; vulnerável = VU; em perigo = EN; criticamente ameaçado = CR. Âmbito da classificação: Internacional = IUCN (International Union for Conservation of Nature; IUCN, 2017), Brasil = BR (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; ICMBio, 2014) e Espírito Santo = ES (Passamani e Mendes, 2007).

O resultado da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) indica que o primeiro eixo dessa ordenação sintetizou 33% dos dados, enquanto o segundo eixo explicou 15% dos dados analisados (Fig. 4). A distribuição dispersa dos objetos (espécies) e variáveis (anos) no gráfico indica que, próximo ao eixo 1, estão associados os registros de Dasypodidae (Dasy), *Cuniculus paca* (Cu.p) e *Mazama* spp. (M.sp), táxons regularmente registrados em atividades de caça neste estudo. O ano de 2009 associado ao registro de Dasypodidae deve-se ao fato deste ter sido o ano com mais registros de caça de tatus. Os anos de 2004, 2009, 2011, 2013 e 2016, também próximos ao eixo 1, representam juntos os anos com mais de 30% dos registros de caça. Associado ao eixo 2, mais uma vez, estão Dasypodidae (Dasy), *Cuniculus paca*, reforçando o quanto essas espécies foram altamente registradas em atividades de caça neste estudo. Sobre o eixo 2, destaca-se ainda o ano de 2003, que, nos cenários 2 e 3, é o ano que apresenta mais registros de caça, além do ano de 2009, que marca o início da redução das atividades de fiscalização no BLS.

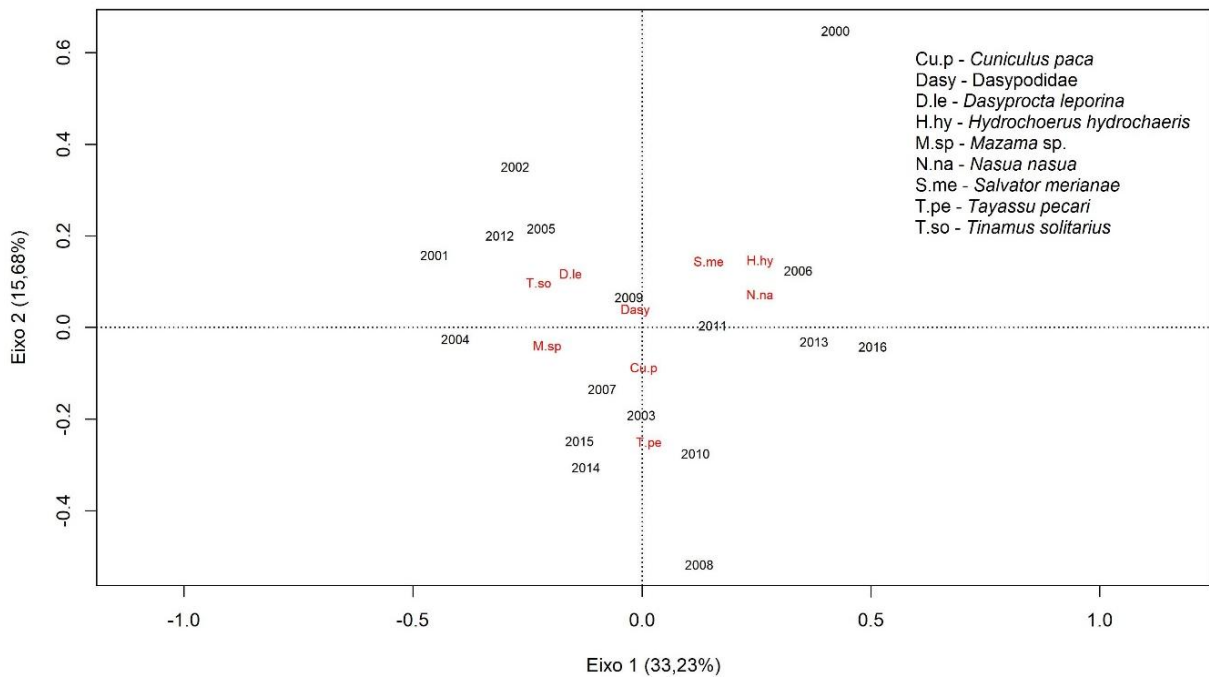


Fig. 4. Diagrama de ordenação da Análise de Coordenadas Principais gerado a partir da distância Euclidiana dos registros de caça obtidos no Bloco Linhares-Sooretama durante as ações de proteção e fiscalização ambiental realizadas entre 2000 a 2016.

Cenários de caça no BLS

Até 2009, haviam sido registrados 179 registros de caça de 16 táxons que correspondem aos registros do cenário 2. No cenário 3, embora a quantidade de registros de caça tenha sido menor (145 registros), 16 táxons também foram afetados pela caça. A partir de 2010, ocorreram 89 registros de caça de 18 espécies, correspondendo ao cenário 4. Apesar de a quantidade de registros ter sido relativamente menor após a redução das atividades de proteção, mais espécies passaram a ser alvo de caça neste período. *Crypturellus spp.*, *Didelphis aurita*, *Pecari tajacu*, *Penelope superciliaris* e *Potos flavus*, que foram registrados nos cenários 2 e 3, deixaram de ser registrados no cenário 4. Por outro lado, outros sete táxons passaram a ser registrados no cenário 4, sendo eles: Anatidae, *Bradypus variegatus*, *Crax*

blumenbachii, *Eira barbara*, *Sapajus robustus*, *Tamandua tetradactyla* e *Tapirus terrestris* (Tabela 1).

Quando analisadas as curvas de acumulação de espécies, o esforço amostral foi de 204 meses e 23 espécies no cenário 1; 120 meses e 16 espécies no cenário 2; 84 meses e 16 espécies no cenário 3; e também 84 meses no cenário 4, mas com 18 espécies. Apenas a curva do cenário 3 se aproxima da curva do cenário 1 (cenário modelo; Fig. 5). Ressalta-se que a diferença entre as curvas dos cenários 2 e 3 demonstra que há um incremento mais rápido de táxons no cenário 3, embora o número de vertebrados caçados tenha sido o mesmo ($n = 16$) e o esforço amostral tenha sido menor no terceiro cenário (Fig. 5). A curva relacionada ao cenário 4, que corresponde ao período após início do processo de redução dos esforços de proteção, apresentou maior inclinação, em comparação com os outros cenários, embora o esforço amostral tenha sido semelhante ao considerado no cenário 3 (Fig. 5). Isso demonstra uma maior velocidade de incremento de táxons e maior probabilidade de inserção de novas espécies à lista de vertebrados afetados pela caça no BLS no cenário 4.

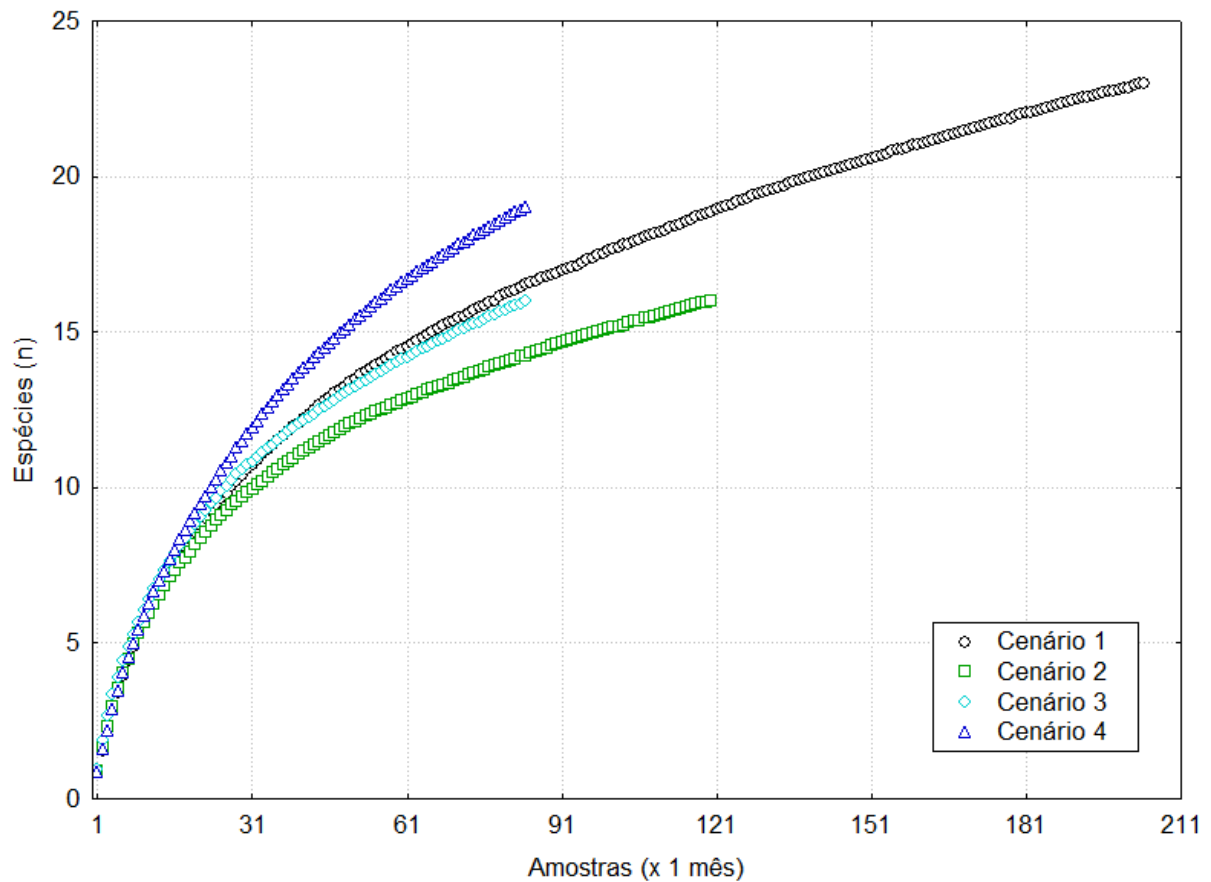


Fig. 5. Curvas de acumulação de espécies geradas para cada cenário de caça proposto a partir dos registros obtidos no Bloco Linhares-Sooretama durante as ações de proteção e fiscalização ambiental realizadas entre 2000 e 2016: Cenário 1 = 2000 a 2016 - 23 espécies e 204 amostras; Cenário 2 = 2000 a 2009 - 16 espécies e 120 amostras; Cenário 3 = 2003 a 2009 - 16 espécies e 84 amostras; Cenário 4 (2010 a 2016 - 18 espécies e 84 amostras). Os cenários 2 e 3 diferem quanto ao rápido incremento de espécies no terceiro cenário. No cenário 4, a inclinação acentuada da curva sugere que a velocidade de incremento de táxons é maior, assim como é maior a probabilidade de inserção de novas espécies à lista.

Quando analisadas as estimativas de riqueza de espécies caçadas em cada cenário, observa-se que para o primeiro cenário a estimativa de riqueza foi de $30,96 \pm 2,77$ espécies, representando a maior estimativa obtida. No segundo cenário, a estimativa de riqueza foi de $20,96 \pm 2,18$ espécies, próximo ao estimado para o terceiro cenário, que foi de $21,93 \pm 2,35$ espécies. No quarto cenário, a estimativa de riqueza foi de $25,92 \pm 2,52$ espécies. Em todos os

casos, a estimativa de riqueza foi maior do que o número observado de espécies caçadas em cada cenário.

Massa corporal e registros de caça

Dos 23 táxons de vertebrados, apenas quatro correspondem a espécies de pequeno porte. Os outros táxons registrados (n = 19) são espécies de médio e grande porte, caracterizados por apresentarem peso médio superior a 1kg (Tabela 1). Quando analisados os registros obtidos para todos os táxons, o cenário 4 apresenta tendência ao aumento do registro de espécies de maior porte, ressaltando que a relação entre massa corporal e número de registros foi fraca e positiva no cenário 1, mas fraca e negativa (relação inversa) nos cenários 2 e 3 (Tabela 2). Considerando apenas os registros de mamíferos caçados no BLS, mantém-se a tendência à obtenção de um maior número de registros de espécies de maior porte no cenário 4 (Tabela 2), o que também foi observado nos demais cenários, embora com relações mais fracas. No cenário 4 destacam-se os registros de *Tapirus terrestris*, o maior mamífero terrestre brasileiro, e *Crax blumenbachii*, uma das espécies de maior porte entre as aves registradas.

Tabela 2

Coeficiente de Correlação de Spearman (rs) para os valores médios de massa corporal e o número de registros de caça obtidos em cada cenário, considerando os registros de mamíferos e todas as espécies registradas no Bloco Linhares-Sooretama durante as ações de proteção e fiscalização ambiental realizadas entre 2000 e 2016.

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Mamíferos	0,271	0,180	0,188	0,387
Vertebrados em geral	0,064	-0,089	-0,071	0,406

Grupos funcionais e categorias de ameaça

Dos mamíferos registrados, seis (42,9%) são Herbívoros Terrícolas, sendo as espécies Generalistas o segundo grupo funcional mais representativo entre os mamíferos registrados (n = 5; 35,7%). Os outros grupos (Granívoros, Herbívoros Arborícolas e Carnívoros) foram representados por apenas uma espécie (7,1% cada). Nos cenários 2 e 3 eram registradas apenas espécies pertencentes ao grupo dos Herbívoros Terrícolas, Generalistas e Granívoros. Somente no cenário 4 foi inserido o registro de espécies de Carnívoros e Herbívoros Arborícolas.

Das espécies registradas em atividades de caça, sete (30,4%) estão classificadas em pelo menos uma categoria de ameaça de extinção, sendo cinco mamíferos (71,4%) e duas aves (28,6%; Tabela 1). Dos táxons ameaçados, seis estão ameaçados no Espírito Santo, quatro no Brasil e três em nível global. Nos cenários 2 e 3, eram registradas apenas quatro espécies ameaçadas, sendo elas: *Crypturellus* spp., *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari* e *Tinamus solitarius*. As duas últimas espécies continuaram sendo registradas após a redução das atividades de fiscalização, ressaltando que outras três espécies ameaçadas também passaram a ser registradas no Cenário 4 (cinco espécies ao todo), a saber: *Crax blumenbachii*, *Sapajus robustus* e *Tapirus terrestris*.

Discussão

Houve aumento do número de espécies de vertebrados caçadas no BLS após 2009, quando se iniciou a redução das atividades de proteção realizadas no BLS, apesar da quantidade de registros de caça ter sido relativamente menor a partir deste período. Embora aves e répteis de maior porte também sejam atrativos para os caçadores nessa região, os mamíferos, sobretudo grandes frugívoros e herbívoros, são os principais alvos da caça. Os registros de espécies caçadas apontam que *Cuniculus paca* e os Dasypodidae em geral são as

espécies mais caçadas no BLS, assim como em outras regiões (Altrichter, 2005; Rocha-Mendes et al., 2005; Cuesta-Ríos et al., 2007; Bodmer e Lozano, 2009; Pereira e Schiavetti, 2010; Kierulff et al., 2014). Logo em seguida, destacan-se os cervídeos, representados aqui pelo gênero *Mazama*, que também estão entre as espécies cinegéticas mais suscetíveis à caça no BLS, seguindo o padrão observado em diferentes partes do mundo (Weber e Gonzalez, 2003; Duarte e Reis, 2012).

Ressalta-se que, mesmo unidades de conservação tão próximas e semelhantes na composição de sua fauna, como a RBS e a RNV, apresentaram peculiaridades quanto às espécies mais caçadas em cada uma delas. Essas áreas estão cada vez mais vulneráveis à caça e se, junto a isso, o acesso a elas for facilitado devido à expansão das áreas urbanas, a perda de espécies será uma consequência da ação de caçadores, como ocorreu em locais da Amazônia (Peres, 2001), da África (Wilkie et al., 2011) e da Ásia (Harrison, 2011; Wilkie et al., 2011). O longo período de registros de caça obtidos no BLS permitiu analisar o impacto da caça sob a perspectiva de diferentes cenários. Era esperado que, caso a redução das ações de proteção não tivessem influenciado as atividades dos caçadores, os cenários apresentados deveriam se comportar de maneira semelhante, ou seja, apresentar registros parecidos ao longo do tempo, com curvas de acumulação com comportamento similar ao observado no cenário modelo. Entretanto, os resultados obtidos no cenário 4 evidenciaram que, ao reduzir as atividades de proteção ambiental, aumentou-se o número de espécies cinegéticas afetadas pela caça no BLS, com uma taxa de incremento mais rápida destes táxons. Esses resultados reforçam a compreensão de que as áreas estudadas devem estar associadas a um sistema de proteção efetivo para garantir a conservação das populações animais presentes em seu interior, de forma semelhante ao apontado em outros estudos (Harrison, 2011; Laurance et al., 2012; Kurten et al., 2015; Benítez-López et al., 2017).

Os vertebrados de médio e grande porte (peso médio acima de 1kg) foram os mais caçados neste estudo, assim como são nas demais florestas tropicais (e.g. Cardillo et al., 2005; Olesen et al., 2008; Ripple et al., 2015). Como resultado, tem-se observado que esses vertebrados, que integram diferentes grupos funcionais, estão desaparecendo das áreas florestais próximas às áreas urbanas e estradas (Benítez-López et al., 2017) e, conseqüentemente, as funções ecológicas exercidas por essas espécies estão sendo comprometidas (Laurance et al., 2012).

Desde a redução das atividades de proteção do BLS, observou-se o aumento das atividades de caça desenvolvidas na região (Sousa e Srбек-Araujo, 2017), o que resultou em maior pressão de caça sobre as espécies de médio e grande porte, principalmente frugívoros e herbívoros, segundo os dados apresentados no presente estudo. Até 2009, apenas os anos de 2003 e 2007 haviam apresentado altos índices de registros de caça. Entretanto, logo após esse período, os anos de 2011, 2013 e 2016 se destacaram não somente pela quantidade de registros, mas também pela vulnerabilidade de novas espécies às atividades de caça no BLS. Além disso, novos grupos funcionais passaram a ser afetados pela caça. Se nos cenários 2 e 3 a caça impactava membros de três grupos funcionais (Herbívoros Terrícolas, Granívoros e Generalistas), os últimos anos de registros mostraram que espécies pertencentes ao grupo dos Herbívoros Arborícolas e Carnívoros também passaram a ser caçadas (cenário 4) e, dessa forma, o impacto da caça ultrapassa a riqueza de espécies e atinge de forma mais ampla a diversidade funcional do BLS.

As espécies Generalistas e Herbívoros Terrestres foram as mais suscetíveis à caça neste estudo e esse mesmo padrão foi observado em regiões da África e Ásia (Ripple et al. 2015). Entretanto, mesmo grupos funcionais com redundância, ou seja, compostos por mais de uma espécie, possuem espécies com características únicas, não havendo similaridade total entre elas (Petchey e Gaston, 2002; Srбек-Araujo e Kierulff, 2016). Neste sentido, caso uma ou outra

espécie seja extinta localmente, a dinâmica e a estrutura dos ecossistemas podem estar ameaçadas. Por exemplo, entre os Herbívoros Terrestres, *Tapirus terrestris* é responsável por dispersar principalmente sementes grandes à longas distâncias, podendo interferir na manutenção de espécies vegetais de grande porte nas florestas (Dirzo e Miranda, 1990; Fragoso, 1997; Galetti et al., 2015). Por outro lado, *Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*, além da dispersão e predação de sementes (Keuroghlian e Eaton, 2009; Lazure et al., 2010), criam, através do pisoteio, depressões no solo que armazenam água e são utilizados por anuros na fase reprodutiva (Gascon, 1991; Beck et al., 2010). Adicionalmente, ressalta-se que a perda de espécies dispersoras e predadoras de sementes, dentro de unidades de conservação na América Central, tem influenciado negativamente a abundância, a densidade e a diversidade de plantas (Kurten et al., 2015). Sugere-se que *Nasua nasua*, *Eira barbara* e *Potos flavus*, classificados como Generalistas (Kierulff e Srbek-Araujo, 2016), tenham sido caçados de forma oportunística no BLS, o que pode ser atribuído à facilidade de visualização e captura e/ou em decorrência de encontros acidentais durante as atividades de caça. Adicionalmente, os primatas parecem não interessar os caçadores na região estudada, tendo sido registrado apenas um indivíduo caçado de macaco-prego, embora outras espécies semelhantes sejam muito caçadas no Brasil, principalmente na Amazônia (Peres, 2001; Peres e Lake, 2003; Peres e Nascimento, 2006).

Granívoros, Herbívoros Arborícolas e Carnívoros foram menos suscetíveis à caça no BLS, sugerindo que sejam menos atrativos aos caçadores nessa região, estando estes grupos representados por mais de uma espécie no BLS (Kierulff e Srbek-Araujo, 2016). Os Granívoros, por exemplo, representados aqui *Dasyprocta leporina*, estocam muitas das sementes que removem para serem ingeridas a posteriori (Vander Wall, 1990), realizando a dispersão secundária das sementes (Guimarães et al., 2008). Além disso, estudos apontam que as cutias também são capazes de dispersar sementes grandes (Hallwachs, 1986; Guimaraes et

al., 2008), principalmente em áreas perturbadas e fragmentadas (Pimentel e Tabarelli, 2004), sendo as principais responsáveis pela dispersão de sementes de palmeiras na Mata Atlântica (Galetti et al., 2006).

Embora as espécies de aves e répteis não tenham sido classificadas em grupos funcionais, ambos são tão importantes quanto os mamíferos no desempenho de suas funções ecológicas. Os cracídeos, por exemplo, possuem importante papel na regeneração e manutenção das florestas onde ocorrem devido à capacidade dessas aves em dispersar as sementes dos frutos que consomem (Brooks et al., 2006). Estas figuram entre as espécies de aves mais apreciadas por caçadores em toda região Neotropical (Sick, 1997; Brooks et al., 2006), estando representados aqui por *Penelope superciliaris* e *Crax blumenbachii*. Ambos foram registrados apenas uma vez durante este estudo, mas é importante ressaltar que, devido à caça intensa e perda de habitat, uma das espécies dessa família, a *Crax mitu*, popularmente conhecida como o mutum-do-nordeste, já se encontra extinta na natureza (Bianchi, 2006). *Crax blumenbachii* está sob um processo de drástica redução de sua população natural (Collar et al., 1992), sendo considerada Criticamente em Perigo no Brasil (ICMBio, 2014) e Em Perigo internacionalmente (IUCN, 2017). Na Mata Atlântica, a RNV, que compõe o BLS, é um dos últimos refúgios dessa espécie (IBAMA, 2004) e onde se obteve o registro de caça neste estudo.

Das duas espécies de répteis registradas neste estudo, *Salvator merianae* está entre as espécies mais caçadas no BLS, corroborando com estudos que afirmam que essa é uma das espécies de lagartos mais apreciadas por caçadores, tanto no Brasil (Alves et al., 2012a, 2012b, 2012c; Fernandes-Ferreira, 2014; Fernandes-Ferreira et al., 2014) como em outros países da América do Sul (Fitzgerald, 1994), seja para uso de sua pele, consumo da carne ou para domesticação (Mieres e Fitzgerald, 2006). Por ter uma dieta que inclui o consumo de frutos, pode ser considerado dispersor de sementes (Castro e Galetti, 2004). *Caiman*

latirostris, o jacaré-do-papo-amarelo, por sua vez, é comumente caçado para consumo de sua carne e uso de sua pele no Brasil (Verdade, 2001; Filogonio et al., 2010).

Embora os felinos, como *Panthera onca*, *Puma concolor* e *Leopardus pardalis*, não sejam alvos de caça no BLS, conforme sugerido pelos registros obtidos neste estudo, a caça também é uma ameaça para esses predadores na região (Srbek-Araujo et al. 2014), assim como nas demais florestas tropicais. Neste sentido, ressalta-se que as espécies de predadores podem ser extintas localmente devido às pressões de caça sobre suas presas naturais (Karanth e Stith, 1999; Ripple et al., 2014a). Na Mata Atlântica, por exemplo, já é possível relacionar a densidade extremamente baixa da população de *Panthera onca* no Corredor Verde da Argentina e Paraná à baixa disponibilidade de presas nessa região (Paviolo et al., 2008).

Conforme apontado por Sousa e Srbek-Araujo (2017), os dados obtidos pelas equipes de proteção devem ser interpretados como sendo uma pequena parcela do número total de espécimes caçados na região, podendo o impacto da caça no BLS estar subdimensionando. Entretanto, considera-se que os dados analisados são uma amostra real da fauna removida por caçadores na região, sendo os táxons registrados em proporção à pressão de caça que sofrem.

Ao discorrer sobre a diversidade funcional das espécies atingidas pela caça num grande remanescente de floresta tropical, este estudo exemplifica como a perda de espécies pode afetar o ecossistema, sendo a remoção de espécimes por ação de caçadores uma realidade na região de estudo e que tem se agravado nos últimos anos. Dessa forma, reitera-se a necessidade de desenvolver e implementar políticas de conservação para áreas protegidas, reforçando a importância de se manter atividades de fiscalização ambiental eficazes para minimizar ou evitar os efeitos negativos da ação de caçadores, o que se aplica não apenas ao BLS, mas também a outras áreas protegidas na Mata Atlântica e em outros biomas. Adicionalmente, é preciso monitorar as populações das espécies apontadas como as mais suscetíveis à caça (histórica e atualmente) no BLS e, de forma concomitante, avaliar os

impactos diretos e indiretos destas atividades sobre as espécies animais, a comunidade vegetal e os processos ecológicos das quais elas participam.

Referências Bibliográficas

- Aguirre, A., 1951. Sooretama: Estudo sobre o parque da reserva, refúgio e criação de animais silvestres, “Sooretama”, no município de Linhares, Estado do Espírito Santo. Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro.
- Almeida-neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira-filho, A., 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic Forest: Broad-scale patterns and macroecological correlates. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 503–513.
- Altrichter, M., 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biol. Conserv.* 126, 351–362.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2014. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22, 711–728.
- Alves, R.R.N., Gonçalves, M.B.R., Vieira, W.L.S., 2012a. Caça, uso e conservação de vertebrados no semiárido Brasileiro. *Trop. Conserv. Sci.* 5, 394–416.
- Alves, R.R.N., Pereira Filho, G.A., Vieira, K.S., Souto, V.L.E., Mendonça, T., Montenegro, P.F.G.P., Almeida, W.O., Vieira, W.L.S., 2012b. A zoological catalogue of hunted reptiles in the semiarid region of Brazil. *J. Ethnobiol. Ethnomed.* 8, 27. <https://doi:10.1186/1746-4269-8-27>.
- Alves, R.R.N., Rosa, I.L., Léo Neto, N.A., Voeks, R., 2012c. Animals for the gods: Magical and religious faunal use and trade in Brazil. *Hum. Ecol.* 40, 751–780.
- Beck, H., Thebpanya, P., Filiaggi, M., 2010. Do Neotropical peccary species (Tayassuidae) function as ecosystem engineers for anurans? *J. Trop. Ecol.* 26, 407–414.

- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M.A., Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Lima, R.A.F., Peres, C.A., Ovaskainen, O., Jordano, P., 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Sci. Adv.* 1, 1–11.
- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P. A., Eikelboom, J.A.J., Huijbregts, M.A.J., 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356, 180–183.
- Bennett, E. L., Rao, M. 2002. Wild meat consumption in Asian tropical forest countries: is this a glimpse of the future for Africa? in: Mainka, S., Trivedi, M. (Eds.), *Links between Biodiversity, Conservation, Livelihoods and Food Security: The sustainable use of wild species for meat*. IUCN (SSC), pp. 39-44.
- Benyman, S., Bailey, T., 1992. *The double helix of education & the economy*. The Institute on Education and the Economy, New York.
- Bianchi, C.A., 2006. Alagoas Curassow (*Mitu mitu*), in: Brooks, D.M., Cancino, L., Pereira, S. L. (Eds.), *Conserving cracids: the most threatened family of birds in the Americas*. Miscellaneous Publications of the Houston Museum of Natural Science, Houston, pp. 27-29.
- Bodmer, R., Lozano, E.P., 2009. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. *Conserv. Biol.* 15, 1163–1170.
- Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R.P., Sechrest, W., Orme, C.D.L., Purvis, A., 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309, 1239-1241.
- Castro, E.R., Galetti, M., 2004. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto teiú *Tupinambis marianae* (Reptilia: Teiidae). *Pap. Avul. Zool.* 44, 91–97.

- Chiarello, A.G., 2000a. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 11/12, 229–247.
- Chiarello, A.G., 2000b. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conserv. Biol.* 14, 1649–1657.
- Collar, N., Gonzaga, L.P., Krabbe, N., Madroño Nieto, A., Naranjo, L.G., Parker, T.A., Wege., D.C., 1992. *Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN red data book*. International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- Corlett, R.T., 2007. The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian Forests. *Biotropica* 39, 292–303.
- Cuesta-Ríos, E., Valencia-Mazo, J., Jiménez-Ortega., A., 2007. Aprovechamiento de los vertebrados terrestres por una comunidad humana en bosques tropicales (Tutunendo, Chocó, Colombia). *Rev. Inst. Univ. Tec. Chocó* 26, 37–43.
- Cullen, L., Bodmer, R.E., Pádua., C.V., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. *Biol. Conserv.* 95, 49–56.
- De Souza-Mazurek, R.R., Pedrinho, T., Feliciano, X., Hilário, W., Gerônimo, S., Marcelo, E., 2000. Subsistence hunting among the Waimiri Atoari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 9, 579–596.
- Díaz, S., Cabido., M., 2001. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends. Ecol. Evol.* 16, 646–655.
- Dirzo, R., Mendoza, E., Ortíz, P., 2007. Size-related differential seed predation in a heavilydefaunated neotropical rain forest. *Biotropica* 39, 355–362.
- Dirzo, R., Miranda, A., 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity-A sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol.* 4, 444–447.

- Duarte, J.M.B., Reis, M.L., 2012. Plano de ação nacional para a conservação dos cervídeos ameaçados de extinção. Embrapa Pantanal-Livros Científicos (ALICE), Brasília.
- Dunham, A.E., Erhart, E.M., Overdorff, D.J., Wright, P.C., 2008. Evaluating effects of deforestation, hunting, and El Niño events on a threatened lemur. *Biol. Conserv.* 141, 287–297.
- Fa, J.E., Brown, D., 2009. Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: A review and synthesis. *Mammal Rev.* 39, 231–264.
- Fernandes-Ferreira, H., 2014. A caça no Brasil: panorama histórico e atual. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.
- Fernandes-Ferreira, H., Nóbrega Alves, R.R. 2014. Legislação e mídia envolvendo a caça de animais silvestres no Brasil: uma perspectiva histórica e socioambiental. *Gaia Sci.* 8, 1-7.
- Ferreira, M.M.C., 2002. Multivariate QSAR. *J. Brazil Chem. Soc.* 13, 742–753.
- Filogonio, R., Assis, V.B., Passos, L.F., Coutinho, M.E., 2010. Distribution of populations of broad-snouted caiman in the São Francisco River basin, Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 70, 961–968.
- Fitzgerald, L.A., 1994. The interplay between life history and environmental stochasticity: implications for the management of exploited lizard populations. *Americ. Zool.* 34, 371–381.
- Fragoso, J.M.V., 1997. Tapir-Generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rainforest. *J. Ecol.* 85, 519-529.
- Galetti, M., Giacomini, H.C., Bueno, R.S., Bernardo, C.S.S., Marques, R.M.R., Bovendorp, S., Steffler, C.E., Rubim, P., Gobbo, S.K., Donatti, C.I., Begotti, R.A., Meirelles, F., Nobre, R.A., Chiarello, A.G., Peres, C.A., 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biol. Conserv.* 142, 1229–1241.

- Galetti, M., Brocardo, C.R., Begotti, R.A., Hortenci, L., Bernardo, C.S.S., 2015. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic Forest remnant. *Anim. Conserv.* 20, 270-281.
- Galetti, M., Dirzo, R., 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biol. Conserv.* 163, 1–6.
- Galetti, M., Donatti, C.I., Pires, A.S., Guimarães, P.R., Jordano, P., 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic Forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Bot. J. Linn. Soc.* 151, 141–149.
- Gascon, C., 1991. Population and community level analyses of species occurrences of Central Amazonian Rainforest Tadpoles. *Ecology* 72, 1731–1746.
- Golden, C.D., 2009. Bushmeat hunting and use in the Makira Forest, north-eastern Madagascar: A conservation and livelihoods issue. *Oryx* 43, 386–392.
- Gonçalves, F. et al., 2018. Atlantic mammal traits: A dataset of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. *Ecology* 99, 1-26.
- Guimarães, A., Dias, M.S., Fernandes, D.C., Loureiro, M.E., 2008. Hidratação de sementes. *Rev. Tróp.: Ciênc. Agrár. Biol.* 2, 1-31.
- IBAMA, 2004. Plano de ação para conservação do mutum-do-sudeste *Crax blumenbachii*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- ICMBio, 2014. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- IUCN, 2017. The IUCN red list of threatened species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules,

- C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1, 1-9.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Raffaelli, D., Frid, C., (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis (Ecological Reviews)*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139.
- Hallwachs, W., 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): the inheritors of guapinol (*Hymenaea courbaril*: Leguminosae), in: Levey, D.J., Estrada, A., Fleming, T.H., (Eds.), *Frugivores and seed dispersal*. Springer, Netherlands, pp. 285-304
- Harrison, R.D., 2011. Emptying the Forest: Hunting and the extirpation of wildlife from tropical nature reserves. *BioScience* 61, 919–924.
- Holbrook, K.M., Loiselle, B.A., 2009. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology* 90, 1449-1455.
- Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecol. Monograph*. 75, 3–35.
- Jenkins, R.K.B., Keane, A., Rakotoarivelo, A.R., Rakotomboavonjy, V., Randrianandrianina, F.H., Razafimanahaka, H.J., Ralaiarimalala, S.R., Jones, J.P.G., 2011. Analysis of patterns of bushmeat consumption reveals extensive exploitation of protected species in eastern Madagascar. *PLoS ONE* 6, 1-12.
- Jesus, R.M., Rolim, S.G., 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Bol. Téc. Soc. Invest. Flor.* 19, 1-149.

- Jongman, R.H.G., Terbraak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.
- Karanth, K.U., Stith, B.M., 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability, in: Siedensticker, J., Christie, S., Jackson, P., (Eds.), *Riding the tiger: tiger conservation in human-dominated landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 100-113
- Keuroghlian, A., Eaton, D.P., 2009. Removal of palm fruits and ecosystem engineering in palm stands by white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) and other frugivores in an isolated Atlantic Forest fragment. *Biodiv. Conserv.* 18, 733–1750.
- Kierulff, M.C.M., Avelar, L.H.S., Ferreira, M.E.S., Povoá, K.F., Bérnils, R.S., 2014. Reserva Natural Vale. *Ciênc. Amb.* 49, 7-40.
- Kurten, E.L., Wright, S.J., Carson, W.P., Palmer, T.M., 2015. Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. *Ecology* 96, 1923–1932.
- Laurance, W.F. et al. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–293.
- Lazure, L., Bachand, M., Ansseau, C., Almeida-Cortez, J.S., 2010. Fate of native and introduced seeds consumed by captive white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari*, Link 1795 and *Pecari tajacu*, Linnaeus 1758) in the Atlantic rainforest, Brazil. *Braz. J. Biol.* 70, 47–53.
- Loucks, C., Mascia, M.B., Maxwell, A., Huy, K., Duong, K., Chea, N., Long, B., Cox, N., Seng, T., 2009. Wildlife decline in Cambodia, 1953-2005: exploring the legacy of armed conflict. *Conserv. Letters* 2, 82–92.
- Manly, B.F.J., 1994. *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman & Hall, London.
- Michalski, F., Peres, C.A., 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conserv. Biol.* 21, 1626–1640.

- Mieres, M.M., Fitzgerald, L.A., 2006. Monitoring and managing the harvest of tegu lizards in Paraguay. *J. Wild. Manag.* 70, 347–357.
- Milner-Gulland, E.J., Bennett, E. L., 2003. Wild meat: The bigger picture. *Trends Ecol. Evol.* 18, 351–357.
- Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. University of Chicago Press, Chicago.
- Naeem, S., Wright, J.P., 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: Deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecol. Letters* 6, 567–579.
- Nunez-Iturri, G., Olsson, O., Howe, H.F., 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biol. Conserv.* 141, 1536–1546.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., Wibisono, H.T., 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 6, 131–139.
- Paese, A., Paglia, A., Pinto, L.P., Foster, M.N., Fonseca, M., Sposito, R., 2010. Fine-scale sites of global conservation importance in the Atlantic Forest of Brazil. *Biodiv. Conserv.* 19, 3445–3458.
- Paglia, A.P., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes, S.L., Tavares, V.C., Mittermeier, R.A., Patton, J.L., 2012. Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional papers in Conserv. Biol.* 6, 1-76.
- Passamani, M., Mendes, S.L., 2007. Espécies da fauna ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, Vitória.

- Paviolo, A., De Angelo, C.D., Blanco, Y.E., Bitetti, M.S., 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the upper Paraná Atlantic forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42, 554-561.
- Peixoto, A.L., Silva, I.M., José, O., Simonelli, M., Jesus, R.M., 2008. Tabuleiro forests North of the rio Doce: their representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. *Mem. N. Y. Bot. Gard.* 100, 319-350.
- Pellens, R., Garay, I., Grandcolas, P., 2010. Biodiversity conservation and management in the Brazilian Atlantic Forest: Every fragment must be considered. *Biodiversity Hotspots*, Nova Science Publishers Inc., New York.
- Pereira, J.P.R., Schiavetti, A., 2010. Conhecimentos e usos da fauna cinegética pelos caçadores indígenas “Tupinambá de Olivença” (Bahia). *Biota Neotrop.* 10, 175–183.
- Peres, C.A., 2000. Effects of subsistence structure in hunting on vertebrate forests community. *Conserv. Biol.* 14, 240–253.
- Peres, C.A., 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conserv. Biol.* 15, 1490–1505.
- Peres, C.A., Lake, I.R., 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conserv. Biol.* 17, 521–535.
- Peres, C.A., Palacios, E., 2007. Basin wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal mediated seed dispersal. *Biotropica* 39, 304–315.
- Peres, C.A., Nascimento, H.S., 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: Implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiv. Conserv.* 15, 2627–2653.

- Peres, C.A., Barlow, J., Laurance, W.F., 2016. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 21, 227-229.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2002. Extinction and the loss of functional diversity. *Proc. Biol. Sci.* 269, 1721–1727.
- Petchey, O.L., Gorman, E.J.O., Flynn, D.F.B., 2009. A functional guide to functional diversity measures, in: Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C., (Eds.), *Biodiversity, Ecosystem Functioning & Human Wellbeing*. Oxford University Press, Oxford, pp. 49-59.
- Pimentel, D.S., Tabarelli, M., 2004. Seed Dispersal of the Palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36, 74–84.
- Presch, W., 1973. A review of the tegu lizards genus *Tupinambis* (Sauria: Teiidae) from South America. *Copeia* 4, 740-746.
- Rao, M., S. Htun, T. Zaw, and T. Myint. 2010. Hunting, livelihoods and declining wildlife in the Hponkanrazi wildlife sanctuary, North Myanmar. *Environ. Manage.* 46, 143–153.
- Redford, K.H., 1992. The empty forest. *Science* 42, 412–422.
- Ripple, W.J., Newsome, T.M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K.T., Galetti, M., Hayward, M.W., Kerley, G.I.H., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Malhi, Y., Painter, L.E., Sandom, C.J., Terborgh, J., Valkenburgh, B. Van, 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Sci. Adv.* 4, 1–12.
- Ripple, W.J., Beschta, R.L., Fortin, J.K., Robbins, C.T., 2014a. Trophic cascades from wolves to grizzly bears in Yellowstone. *J. Anim. Ecol.* 83, 223–233.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Beschta, R.L., Wilmers, C.C., Ritchie, E.G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M.P., Schmitz, O.J., Smith, D.W., Wallach, A.D., Wirsing, A.J., 2014b. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343, DOI: 10.1126/science.1241484.

- Robinson, J.G., Bennett, E.L., 1999. Hunting for sustainability: the start of a synthesis, in: Robinson, J.G., Bennett, E.L., (Eds.), *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York, pp. 499-520.
- Robinson, J.G., 1996. *Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource*. Forest patches in tropical landscapes. Island Press, Washington.
- Rocha-Mendes F., Mikich, S.B., Bianconi, G.V., Pedro, W.A., 2005. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. *Rev. Bras. Zool.* 22, 991–1002.
- Roldán, A.I., Simonetti, J.A., 2001. Plant-mammal interactions in tropical bolivian forests with different hunting pressures. *Conserv. Biol.* 15, 617-623.
- Rosser, A.M., Mainka, S.A., 2002. Overexploitation and species extinctions. *Conserv. Biol.* 16, 584-586.
- Sethi, P., Howe, H.F., 2009. Recruitment of hornbill-dispersed trees in hunted and logged forests of the Indian Eastern Himalaya. *Conserv. Biol.* 23, 710–718.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Smith, C.D., Pontius, J.S., 2006. Jackknife estimator of species richness with S-PLUS. *J. Statist. Software* 15, 1-12.
- Sousa, J.A.C., Srbek-Araujo, A.C., 2017. Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 189, 1–13.
- Srbek-Araujo, A.C., Kierulff, M.C., 2016. Mamíferos de médio e grande porte das Florestas de Tabuleiro do norte do Espírito Santo: grupos funcionais e principais ameaças, in: Rolim, S.G., Menezes, L.F.T., Srbek-Araujo, A.C., (Eds.), *Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale*. Rona, Belo Horizonte, pp. 469-479.

- Srbek-Araujo, A.C., Rocha, M.F., Peracchi, A.L., 2014. A mastofauna da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Ciênc. Amb.* 49, 153-167.
- Olesen, J.M., Bascompte, J., Elberling, H., Jordano, P., 2008. Temporal dynamics in a pollination network. *Ecology* 89, 1573-1582.
- Tilman, D., 2001. Functional diversity. *Encyclop. Biodiv.* 3, 109-120.
- Vander Wall, S.B., 1990. Food hoarding in animals. University of Chicago Press, Chicago. *J. Wildl. Manage.* 5, 1-71.
- Verdade, L.M., 2001. Allometry of reproduction in broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*). *Braz. J. Biol.* 61, 431-5.
- Verdade, L.M., 1995. Biologia reprodutiva do jacaré-de-papo-amarelo (*Caiman latirostris*) em São Paulo, Brasil. *Conservación y manejo de los Crocodylia de America Latina* 1, 57-79.
- Weber, M., Gonzalez, S., 2003. Latin American deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience* 10, 443-454.
- Wilkie, D.S., Bennett, E.L., Peres, C.A., Cunningham, A.A., 2011. The empty forest revisited. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1223, 120-128.
- Wright, S.J., 2003. The myriad effects of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspect. Plant. Ecol. Syst.* 6, 73-86.
- Zar, J.H., 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, EUA.