

**DEGRADAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE
RESTINGA LITORÂNEA: IMPLICAÇÕES
PARA A COMUNIDADE DE SCARABAEINAE
(COLEOPTERA: SCARABAEIDAE)
E CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE
AMEAÇADA *Dichotomius schiffleri***

LETÍCIA MARIA VIEIRA

2008

LETÍCIA MARIA VIEIRA

**DEGRADAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE
RESTINGA LITORÂNEA: IMPLICAÇÕES PARA A
COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) E CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE
AMEAÇADA *Dichotomius schiffleri***

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Entomologia, para a obtenção do título de “Doutor”.

Orientador

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL
2008

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Vieira, Letícia Maria.

Degradação da vegetação de restinga litorânea: implicações para a comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) e conservação da espécie ameaçada *Dichotomius schiffleri* / Letícia Maria Vieira . – Lavras : UFLA, 2008.

101 p. : il.

Tese(Doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2008.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1.Conservação de insetos. 2. Distribuição potencial de espécies. 3. Floresta Atlântica. 4. Plano de ação. 5. Scarabaeidae. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 638.579

LETÍCIA MARIA VIEIRA

**DEGRADAÇÃO DA VEGETAÇÃO DE
RESTINGA LITORÂNEA: IMPLICAÇÕES PARA A
COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:
SCARABAEIDAE) E CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE
AMEAÇADA *Dichotomius schiffleri***

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Programa de Pós-
Graduação em Agronomia, área de concentração em
Entomologia, para a obtenção do título de “Doutor”.

APROVADA EM 24 de julho de 2008

Prof. Dr. Toby A. Gardner

UFLA

Prof. Dr. Fernando Zagury Vaz de Mello

UFLA

Prof. Dr. Federico Escobar

Instituto de Ecologia A.C., México

Prof. Dra. Carla Rodrigues Ribas

CEFET RIO POMBA

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

UFLA

(Orientador)

LAVRAS

MINAS GERAIS – BRASIL

DEDICATÓRIA

*Dedico este estudo a Deus,
Aos meus guias protetores,
Aos meus pais, Accácio e Maria Luiza,
À minha irmã Cássia e
Aos besouros escarabeídeos!*

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a CAPES, pelo auxílio financeiro disponibilizado através das bolsas dos programas DS e PDEE.

Aos funcionários e docentes do Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia/UFLA.

Aos funcionários e docentes do Setor de Ecologia - Departamento de Biologia/UFLA pelo apoio logístico durante a fase de execução da tese.

Ao meu orientador Júlio Louzada, pelo apoio irrestrito em todas as fases deste trabalho e o qual foi, indiscutivelmente, uma pessoa dedicada em minha formação, por seu amor ao trabalho e à pesquisa dos Scarabaeinae.

Ao coordenador do Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Entomologia/ UFLA, Alcides Moino Júnior e ao Pró-reitor de Pesquisa e Pós-graduação Joel Muniz, pelo empenho para a aprovação de minha bolsa sanduíche.

Ao meu orientador estrangeiro Sacha Spector, pela colaboração na redação do primeiro artigo desta tese e pela recepção em seu laboratório.

Aos funcionários do CBC/ American Museum of Natural History pelo apoio logístico e calorosa recepção durante minha estada em NYC.

Kevin Koy e Petter Ersts (AMNH/CBC/Remote Sensing Laboratory) pelo auxílio constante na fase de “GIS” do “modelling”.

A Lynn e Barry Weinberg por me abrigarem tão gentilmente em seu lar.

A Liz Nichols por me ajudar inúmeras vezes com procedimentos culturais do cotidiano americano, pelas discussões a respeito do mundo dos Scarabaeinae.

A Meghan McGinty pela amizade, carinho e muitas discussões sobre ecologia tropical.

Às minhas amigas Iranianas (my sweet Persian friends!): Saba, Shadi e Arezu! Sem vocês NYC seria incolor.

A Toby Gardner, Jos Barlow e Liz Nichols pelas sugestões nos manuscritos do primeiro e segundo capítulos.

A Richard Pearson e Gleyce Dutra pelas discussões e informações para a execução da modelagem.

Ao Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello pela confirmação na identificação dos exemplares de *D. schiffleri*.

À Dr^a. Priscila P. Lopes, Dr. Malva Medina e Dr. Gustavo Schiffler por cederam gentilmente dados referentes a coletas de Scarabaeidae em restingas.

Aos amigos do laboratório de ecologia por me abrigarem tão gentilmente durante quatro anos e meio!

Aos amigos do Departamento de Entomologia, Melissa, Alexa, Lia, Rosane, Paulo Henrique e Claudinho, Lucas e Vanessa pelo constante apoio.

Às minhas amigas Fabrícia e Danila pela valiosa convivência durante meus primeiros anos em Lavras.

Às meninas da República “Pira-Saia” – “Se cobrir, vira circo; se cercar, vira hospício!!!” (Bebel, Malu, Paulinha, Karka, Cris, Pâmela, Rosângela, Dona Cleuza) e aos bichos (Juju, Pequena, Lulu, tatuzinhos e meu neto, Zorrá) – pela experiência inigualável ao compartilhar momentos únicos com pessoas tão excêntricas!

Ao trio Bebel, Andréa e Aninha pelos dias inesquecíveis de trabalho e muito divertimento no prédio da Ecologia durante a fase final de redação da tese.

Aos meus amigos e irmãos Iacy, Violeta, Claudinha, Ivone, Delminda, Zé e Neném pelo carinho e amizade.

A Vinícius Alves pelo companheirismo, compreensão e respeito imprescindíveis durante este ano.

Ao meu amigo Marcos Alfredo Schinke (Xink), pela amizade, apoio constante e por me fazer gostar da língua Inglesa.

Aos amigos da UFMS, Frederico Santos Lopes e Josué Raizer, pela amizade desde meus tempos de caloura e por “me parirem cientificamente”.

E aos meus pais e irmã pelo amor e respeito a mim e a minha profissão.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO GERAL.....	i
THESIS ABSTRACT.....	ii
CAPÍTULO 1.....	01
1 Introdução Geral.....	01
2 Referencial Teórico.....	04
2.1 Conservação de Coleoptera.....	04
2.2 Serviços ecológicos prestados pelos Scarabaeinae.....	06
2.3 Principais ameaças à diversidade de Scarabaeinae.....	07
2.4 O uso da modelagem de distribuição de espécies.....	09
2.5 Planos de conservação.....	11
3 Referências Bibliográficas.....	12
CAPÍTULO 2: Effects of Degradation and Replacement of Southern Brazilian Coastal Sandy Vegetation on Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae).....	19
1 Resumo	19
2 Abstract	20
3 Introduction	21
4 Methods.....	23
5 Results	27
6 Discussion	31
7 Literature Cited.....	38
CAPÍTULO 3: Distribuição potencial da espécie de besouro ameaçada da Floresta Atlântica <i>Dichotomius schiffleri</i> (Scarabaeinae)	46
1 Resumo	46
2 Abstract	47
3 Introdução	48
4 Materiais e Métodos	50

4.1 Dados de ocorrência de <i>D. schiffleri</i> e variáveis ambientais	50
4.2 Modelagem da distribuição potencial	52
5 Resultados.....	55
6 Discussão.....	62
7 Referências Bibliográficas	67
CAPÍTULO 4: Plano de ação para a conservação de <i>Dichotomius schiffleri</i> Vaz- de-Mello, Louzada & Gavino, 2001	74
1 Resumo	74
2 Abstract	75
3 Introdução	76
4 Objetivos do Plano de ação	77
5 Plano de ação para <i>D. schiffleri</i>	79
5.1 Nome popular.....	79
5.2 Áreas de ocorrência.....	79
5.3 Visão geral do estado de conservação da espécie.....	80
5.4 Principais ameaças para a espécie	80
5.5 Ecologia e História Natural	84
5.6 Estado de conservação da espécie	89
6 Ações	89
6.1 Plano de ação e legislação	89
6.2 Proteção local	92
6.3 Proteção e manejo da espécie	92
6.4 Aconselhamento	93
6.5 Internacional	93
6.6 Pesquisas posteriores e monitoramento	94
6.7 Comunicação e publicidade	94
7 Recomendações gerais	94
8 Referências Bibliográficas	95

CONCLUSÕES GERAIS.....	98
Referências Bibliográficas	101

RESUMO GERAL

VIEIRA, Letícia Maria. **Degradação da vegetação de restinga litorânea: implicações para a comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) e conservação da espécie ameaçada *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello.** 2008. 101 p. Tese (Doutorado em Agronomia. Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

A costa brasileira tem sido explorada e degradada intensivamente desde a colonização européia. Como resultado, áreas de alta relevância ambiental, como a Mata Atlântica e seus ecossistemas associados, têm sido convertidas em áreas urbanas. O uso de escarabeíneos como bioindicadores tem sido aceito como uma forma de avaliar o grau de distúrbio causado pela ação antrópica em ecossistemas naturais. Parte deste estudo refere-se aos efeitos da degradação e substituição da vegetação de restinga sobre a comunidade de escarabeídeos, como forma de identificar as espécies mais vulneráveis à ação antrópica. Ao longo do gradiente, mata de restinga preservada até pastagens introduzidas, a composição de espécies de escarabeídeos foi completamente substituída, de especialistas de restinga para espécies invasoras e generalistas. Isso significa a perda local de espécies adaptadas às florestas em áreas de restinga degradadas ou convertidas em agrossistemas. Entre as espécies encontradas em áreas de restinga preservada, *Dichotomius schiffleri* é considerada ameaçada de extinção. Em função disso é apresentada a distribuição atual e potencial de *D. schiffleri* como forma de identificar áreas potenciais para a conservação da espécie. A ocorrência de *D. schiffleri* está associada a fatores climatológicos e à baixa elevação do terreno que caracterizam uma pequena porção de vegetação de restinga, ao longo da estreita faixa próxima ao mar, que compreende os Corredores Central da Mata Atlântica e da Serra do Mar. Acredita-se, entretanto, que o Rio Doce seja uma barreira geográfica que limita a dispersão da espécie para áreas potencialmente favoráveis a sua ocorrência. Por fim, foi elaborado um plano de ação para a conservação de *D. schiffleri* com os detalhamentos de ameaças, vulnerabilidades e medidas conservacionistas indicadas para a proteção da espécie.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

THESIS ABSTRACT

VIEIRA, Letícia Maria. **Degradation of coastal sandy vegetation: consequences for dung beetles (Scarabaeinae) community and the conservation of the endangered species *Dichotomius schiffleri***. 2008. 101 p. Thesis (PhD. Program in Entomology) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

The Brazilian coastal zone has suffered intense degradation since at least the time of European colonization. As a result, areas with high environmental importance, such as the Atlantic rainforest and its associated ecosystems, have been gradually replaced by agricultural and urban areas. Dung beetles are often considered a sensitive bioindicator species group, capable illustrating gradients of anthropogenic disturbance to natural ecosystems. The first part of this thesis refers focuses on the effects of degradation and urbanization in the Southern Brazilian coastal sandy vegetation (*restingas*) on dung beetles, with the goal of identifying those species that are most sensitive anthropogenic disturbance. Across a gradient from preserved restinga to introduced pastures sampled dung beetle communities demonstrated a complete turnover in species composition, from communities dominated by restinga-specialists to those dominated by invasive and generalist species. This complete turnover signals the local extirpation of restinga-adapted species in disturbed and converted areas. Only a single dung beetle species that is confined to preserved restingas is currently considered critically endangered (*Dichotomius schiffleri*). To identify areas of potential importance for the conservation of *D. schiffleri*, actual and a potential distribution models were evaluated in sequence. The range distribution of *D. schiffleri* is associated with climatic factors and a low topographic elevation – delimitating a small portion of the restinga biome as a narrow strip close to the Atlantic Ocean. These priority areas comprise the two main Ecological Corridors of the Atlantic rainforest domain (Central da Mata Atlântica and Serra do Mar). Although, we believe that Doce River could be a barrier to its dispersal. To conclude, an action plan for the conservation of *D. schiffleri* is presented, including all known information about the ecology and distribution of the species as well as its principle threats.

Advisor: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL

As regiões costeiras abrigam mais da metade da população mundial, com uma tendência em se manter a alta concentração de pessoas nessas áreas, em razão de seus atrativos econômicos e sociais. A costa brasileira tem sido explorada e degradada mais intensivamente desde a colonização européia no início do século XVI. Com mais de 8.000 km lineares, a região da costa brasileira abriga, aproximadamente, 22% da população do país, nos quase 400 municípios litorâneos, alcançando no ano de 2002, uma densidade média de 87 hab/km², uma média cinco vezes superior à média nacional que é de 17 hab/km² (Brasil, 1998). Como resultado, áreas de alta relevância ambiental como a Mata Atlântica e seus ecossistemas associados, tais como manguezais, restingas, dunas e lagoas costeiras têm sido submetidas a um impacto humano intenso em toda a extensão da costa brasileira (Lacerda et al., 1984). Esses ecossistemas desempenham serviços ambientais importantes como a depuração do ar e da água, o controle das cheias e da erosão do solo, o tamponamento climático e a oferta de recursos naturais (Groot, 1992). São encontrados, no entanto, comumente em estado degradado por práticas antrópicas inadequadas associadas ao uso ilegal das terras nesses locais (Perovano & Lima, 2003).

Uma porção considerável de área de restinga tem sido convertida anualmente em áreas urbanas (SOS Mata Atlântica/INPE, 2001), sendo as de preservação ambiental estabelecidas, muitas vezes, após a ocupação humana ter modificado intensamente as características originais do ecossistema, seja pela exploração madeireira ou pela ação das queimadas (Louzada et al., 1996).

Apesar de estar localizada nas áreas de maior concentração populacional no país e ser diretamente afetada pela ocupação humana, a restinga permanece como um dos ecossistemas menos conhecidos do Brasil, não só em biodiversidade, mas também no que diz respeito ao estado atual de conservação de seus remanescentes (Rocha et al., 2005).

O uso de insetos bioindicadores tem sido amplamente aceito como uma forma em de avaliar o grau de distúrbio causado pela ação antrópica em ecossistemas naturais (Samways, 1994). Dentre os grupos mais conhecidos, os besouros escarabeídeos, popularmente conhecidos como “rola-bostas”, têm ganhado a atenção dos conservacionistas como uma ferramenta para a avaliação do grau de conservação, planejamento de reservas e estudos sobre o aquecimento global (Barbero et al., 1999; Rensburg et al., 1999; Davis, 2002).

Esse grupo, relativamente bem estudado taxonomicamente, se comparado a outros grupos de insetos (Hafter & Favila, 1993), além de contribuir com diversos serviços ambientais (Louzada, 2008; Nichols et al., 2008), apresenta uma comunidade bem definida funcionalmente e responde sensivelmente a alterações ambientais através de modificações na estrutura e/ou composição de sua comunidade (Halfter & Favila, 1993; Gardner et al., 2008). A especificidade de algumas espécies a habitats restritos reforça a utilização desses besouros para estratégias conservacionistas.

Dichotomius schiffleri é uma espécie ameaçada de extinção de escarabeíneo, apresentada neste estudo como organismo-alvo para a conservação de coleópteros, assim como das áreas ainda preservadas de restinga com ou sem amparo legal. A escolha desta espécie como um indicador de qualidade de áreas de restinga surgiu com a observação de que a mesma só ocorre em grande abundância nesse ecossistema (fase arbórea e arbustiva - formação *Clusia*) em bom estado de conservação e em Matas de Tabuleiro próximas ao litoral e igualmente preservadas. Não só sua especificidade ao habitat, mas sua

distribuição extremamente restrita a poucas manchas de habitat a torna um organismo interessante para avaliar o grau de conservação destes ecossistemas costeiros.

Para se prever a área de ocorrência potencial de uma espécie são utilizados modelos baseados nos dados observados de distribuição da espécie relacionados às informações ambientais mapeadas (Guisan & Zimmermann, 2000), também denominados “niche modelling” (Pearson, 2007). Diversos métodos são utilizados para se prever a distribuição de espécies. Desde modelos baseados na máxima entropia (Maxent) (Phillips et al., 2006) até modelos baseados em algoritmos genéticos (GARP) (Stockwell & Peters, 1999).

Sob o ponto de vista conservacionista, a modelagem da distribuição potencial de uma espécie ameaçada pode contribuir para a identificação de locais adequados para programas de re-introdução e monitoramento de populações, assim como a criação de corredores ecológicos e unidades de conservação (Chefaoui et al., 2005). Neste estudo, o conjunto de dados e informações concernentes à espécie ameaçada *D. schiffleri* e da comunidade de escarabeídeos de restinga resultaram na elaboração de um plano de ação para a conservação de *D. schiffleri*. Dados sobre sua distribuição potencial e atual, requerimentos de habitat, hábitos comportamentais, ameaças e *status* de conservação foram compilados em um conjunto de propostas para sua conservação e, conseqüentemente, de seu habitat.

Esta tese está organizada em quatro capítulos complementares. No primeiro, são apresentadas informações, na forma de revisão bibliográfica, a respeito da conservação dos besouros, ameaças aos Scarabaeinae, uso da modelagem de distribuição de espécies e sobre a elaboração de planos de conservação. No segundo, são apresentados os efeitos da degradação e substituição da vegetação de restinga sobre a comunidade de escarabeídeos, como forma de identificar as espécies mais vulneráveis à ação antrópica

negativa. No terceiro, é apresentada a distribuição conhecida e potencial de *D. schiffleri* como forma de identificar áreas potenciais para a conservação da espécie. No quarto, é apresentado um plano de conservação para *D. schiffleri*, com os detalhamentos de ameaças, vulnerabilidades e medidas conservacionistas indicadas para a proteção da espécie.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Conservação de Coleoptera

A preocupação com o declínio das populações de insetos tem sido documentada desde o século XIX (Sammays, 1994). Somente quando a União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) reconheceu oficialmente os insetos como parte da Lista Vermelha de espécies ameaçadas, a conservação de insetos começou a receber mais atenção (Sammays, 1994).

No Brasil, a biologia da conservação aplicada aos insetos começou a ser mais efetiva a partir da inclusão de vários *taxa* na lista da fauna ameaçada brasileira (Brandão & Cancelo, 1999; Brasil, 1993). A atual lista de espécies ameaçadas do IBAMA inclui 130 espécies de invertebrados (Lewinsohn et al., 2005a), as quais são categorizadas, muitas vezes, em função do habitat em que ocorrem, que também estão ameaçados. Dentre os insetos ameaçados do Brasil estão 16 espécies de besouros (Lewinsohn et al., 2005b). Proporcionalmente, o número de besouros ameaçados, se comparado com outros grupos como os lepidópteros (57), é relativamente pequeno (Brasil, 2003; Lewinsohn et al., 2005b).

De cerca de 1.500.000 espécies de seres vivos descritas atualmente, mais da metade são pertencentes à Classe Insecta (Stork, 2007). As explicações, contudo, para a distribuição da biodiversidade terrestre ainda são amplamente baseadas nas aves, grandes mamíferos e plantas (Stork, 2007). Os insetos são os organismos mais bem sucedidos em termos de riqueza e abundância (Samways, 2005). Estima-se, ainda, que somente 10% das espécies de insetos foram descritas e muitas revisões taxonômicas ainda são requeridas (Samways, 2007).

A Ordem Coleoptera é rica em espécies e amplamente distribuída em vários ambientes terrestres e aquáticos em todo o mundo (New, 2007a). Não somente o estudo de sua diversidade biológica os torna valiosos, mas também suas funções ecológicas dentro dos ecossistemas os fazem importantes como ferramentas para a avaliação de impactos ambientais (Louzada 2008; Nichols et al., 2008). Além disso, estudos acerca das respostas de besouros à fragmentação do habitat em várias partes do mundo têm contribuído com muitas informações relevantes para a prática conservacionista (Didham, 1998; Lövei & Cartellieri, 2000; Nichols et al., 2007).

Algumas espécies de besouros são popularmente carismáticas, e alguns grupos têm sido amplamente promovidos para a conservação. Como exemplo, os besouros-tigre (Carabidae: Cicindelinae), têm-se tornado um grupo bandeira para a conservação de besouros, sendo contemplados com vários estudos recentes para o manejo de espécies, particularmente na Europa e América do Norte (Pearson & Cassola, 1992).

Os besouros carabídeos (Coleoptera: Carabidae) têm sido ampla e satisfatoriamente utilizados como indicadores de qualidade ambiental (Rainio & Niemelä, 2003). Além disso, esses besouros apresentam grande variabilidade morfológica, taxonômica, comportamental e ecológica, além de ser um grupo bem estudado tanto taxonômica- quanto ecologicamente (Lövei & Suderland, 1996), o que os torna bastante visados para fins conservacionistas. Essa

afirmação, entretanto, diz respeito à fauna da região temperada, pois a fauna do hemisfério Sul continua pouco compreendida.

Muitos besouros recebem a atenção por serem pragas de culturas ou produtos estocados, e outros, inversamente, como predadores potenciais de artrópodes-praga. Há um grande esforço, portanto, em manejar adequadamente culturas e habitats adjacentes para a permanência de carabídeos (Carabidae) e outros predadores, como os besouros da família Coccinellidae, para seu uso no controle biológico de pragas (Landis et al., 2000).

Outra importante função dos besouros são os serviços ecológicos prestados por esses organismos (Losey & Vaughan, 2006; Louzada, 2008; Nichols et al., 2008), nos quais os besouros rola-bosta estão bem representados ao exercerem o papel de dispersores secundários de sementes, ao contribuírem para a redução de populações de insetos disseminadores de patógenos, ao servirem como polinizadores, contribuírem para a ciclagem de nutrientes, entre outros (Nichols et al., 2008). Além disso, também utilizados como indicadores de biodiversidade nos trópicos (Halfter & Favila, 1993).

2.2 Serviços ecológicos prestados pelos Scarabaeinae

Os ecossistemas naturais contribuem à regulação e manutenção de processos ecológicos na biosfera (Myers, 1996; Groot, 2002). Dentre as várias funções exercidas pelos ecossistemas, as contribuições fornecidas pelos insetos através dos serviços ecológicos têm provido aos Estados Unidos um montante de USD\$ 57 bilhões anualmente (Losey & Vaughan, 2006). Entre esses serviços, os prestados pelos besouros escarabeíneos, como a incorporação de excrementos no solo e controle de vetores de doenças, estão listados como os de maior importância econômica (Losey & Vaughan, 2006).

Os escarabeíneos são insetos predominantemente coprófagos que desempenham um importante papel nos ecossistemas, contribuindo com a

ciclagem de nitrogênio e outros nutrientes ao incorporarem excremento ao solo (Rougon & Rougon, 1991), alterando sua qualidade nutricional e, assim, condicionando o crescimento de plantas (Bang et al., 2005).

Antes da introdução de espécies africanas de escarabeíneos coprófagos na Austrália, não existiam insetos especializados para o processamento de fezes de bovinos, o que também contribuía para a disseminação de doenças (Losey & Vaughan, 2006). Com a incorporação de matéria orgânica em decomposição do solo, os escarabeíneos contribuem para o controle de vetores de patógenos, principalmente, moscas hematófagas (Doube, 1991). Esses besouros atuam no controle de moscas e parasitas por removerem as fezes da superfície do solo, ao reduzirem o substrato para a oviposição das moscas, aumentando a superfície de dissecação do substrato e destruindo ovos e larvas desses vetores devido à manipulação da massa fecal (Louzada, 2008).

A dispersão secundária de sementes, também, é considerada um dos benefícios associados ao hábito comportamental de enterrio dos escarabeíneos (Estrada et al., 1999). Uma das formas de dispersão primária de sementes ocorre quando mamíferos e aves frugívoras ingerem sementes e as eliminam junto às fezes (Andersen, 2003). A dispersão secundária pelos escarabeíneos ocorre quando eles utilizam as fezes desses animais e com isso promovem o enterrio dessas sementes, diminuindo a predação por roedores (Andersen, 2002) e insetos brocadores e a competição entre plântulas (Andersen, 1999).

2.3 Principais ameaças à diversidade de Scarabaeinae

Atualmente há um maior interesse acerca da conservação dos escarabaeídeos (Barbero et al., 1999). Diferentemente das causas gerais de declínio consideradas para todas as ordens de insetos (Samways, 1994), tanto as populações quanto as comunidades de escarabaeídeos são ameaçadas por vários fatores peculiares em escala global (Barbero et al., 1999).

O uso de medicamentos veterinários para o tratamento de endoparasitas do gado, como as ivermectinas, aparentemente, afeta as comunidades de Scarabaeidae, causando a redução da diversidade e aumentando a dominância de poucas espécies (Wall & Strong, 1987). As ivermectinas deixam resíduos tóxicos nas fezes utilizadas pelos escarabeídeos (Anderson et al., 1984). Outro fator de declínio é a introdução de espécies exóticas visando à incorporação dos excrementos. Aparentemente, as espécies exóticas podem trazer benefícios ao retirar as fezes do solo, principalmente, se considerada a redução de moscas e larvas que causam doenças aos animais. Pouco se sabe, entretanto, sobre o impacto das espécies exóticas nas comunidades nativas (Montes de Oca & Halffter, 1995).

Entre esses fatores, o mais preocupante é a fragmentação e a conversão de habitats para diversos fins (Klein, 1989). Globalmente, a redução das florestas tropicais, assim como a sua modificação e fragmentação estão causando altas taxas de extinção local entre as comunidades restritas a áreas de cobertura florestal (Nichols et al., 2007). Os efeitos da modificação de campos de gramíneas em pastagens também alteram a composição das comunidades de escarabeíneos, favorecendo umas espécies e desfavorecendo outras (Davis et al., 2004). As florestas secundárias e plantações de eucalipto, na porção nordeste da Amazônia brasileira, abrigam comunidades de escarabeídeos que apresentam redução tanto na abundância quanto na média da massa corpórea, quando comparadas a áreas controle de floresta primária (Gardner et al., 2008). Em florestas nativas em Veracruz, no México, a degradação do habitat causa a redução de espécies localmente e a substituição de especialistas por generalistas de habitat (Halffter & Arellano, 2002). São, ainda, registrados os efeitos da urbanização sobre as comunidades da costa do Mediterrâneo (Lobo et al., 2001) e a possível perda de espécies endêmicas em Madagascar (Hanski et al., 2007).

2.4 O uso da modelagem de distribuição de espécies

A modelagem baseada em variáveis ambientais para a predição da distribuição de espécies tem sido denominada: “nicho ecológico”, “sensibilidade ambiental”, “envelopes bioclimáticos” (Pearson, 2007) e, ainda, “modelos de distribuição de espécies” (*species distribution models* ou SDM) (Guisan & Thuiller, 2005). Esses modelos comumente utilizam associações entre variáveis ambientais e a distribuição conhecida da espécie para identificar as condições abióticas dentro das quais as populações podem se manter.

Uma ampla variedade de técnicas de modelagem vem sendo desenvolvida para a predição da distribuição de espécies e esses modelos têm se tornado um importante componente dos planos de conservação nos últimos anos (Wilson et al., 2005). Alguns métodos são estatísticos, como os modelos lineares generalizados (GLMs) e os modelos aditivos generalizados (GAMs) (Guisan & Zimmermann, 2000), enquanto outros são métodos que utilizam a técnica de machine-learning, como os métodos de máxima entropia (Maxent) (Phillips et al., 2006) e *artificial neural networks* (ANNs). Ainda entre os métodos mais comuns estão os baseados em algoritmos genéticos (*e.g. Genetic Algorithm for Ruleset Production*, GARP) (Stockwell & Peters, 1999).

Existem algumas diferenças importantes para a escolha do algoritmo a ser utilizado. Uma delas é se o algoritmo requer dados de ausência observada da espécie (*e.g. GLMs, GAMs, ANNs*) ou apenas dados de presença (*presence only*), que são distinguíveis em três tipos de métodos: aqueles que dependem apenas dos dados de presença da espécie (*e.g. BIOCLIM, DOMAIN*); aqueles que usam uma base de dados ambientais para a toda a extensão da área de estudo (*e.g. Maxent, ENFA*) e aqueles que utilizam a ‘pseudo-ausência’ da espécie. A ‘pseudo-ausência’ é gerada a partir de interações(?) não randômicas que correlacionam os dados de presença e ausência reais da espécie na área de

estudo com os parâmetros ambientais, em vez dos dados reais de ausência (*e.g.* GARP).

De forma geral, os métodos classificados como os melhores modelos de predição de espécies são aqueles capazes de identificar relações complexas existentes nos dados, incluindo interações entre as variáveis ambientais (Elith et al., 2006). Apesar da classificação do melhor método de modelagem, a seleção do mesmo deverá ser influenciada por alguns fatores, incluindo: se os dados observados de ausência estão disponíveis, se algumas variáveis ambientais são constituídas de dados categóricos, e se é importante decifrar o impacto de diferentes variáveis na predição do modelo (Pearson, 2007).

Comumente os dados biológicos para a modelagem são obtidos através de coleções particulares, pesquisas com grande esforço amostral (Araújo et al., 2005), coleções de museus e fontes *on-line* de dados (*e.g.* Global Biodiversity Facility, <http://www.gbif.org>; NaturaServe, <http://www.naturaserve.org>). Já os dados referentes às variáveis ambientais mais utilizados são aqueles relacionados com o clima (*e.g.* temperatura, precipitação), topografia (*e.g.* elevação) e tipo e cobertura de solo. As variáveis climáticas podem ser adquiridas gratuitamente em bases como WorldClim (<http://www.worldclim.org>). Bases de dados de elevação digital podem ser adquiridas na página do Shuttle Radar Topographic Mission – SRTM (<http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/dataprelimdescriptions.html>) e de cobertura de solo na página do Global Landcover Facility (<http://wwwglcf.umiacs.umd.edu/data/>).

A informação útil resultante da aplicação de técnicas de modelagem é dependente, invariavelmente, da qualidade dos dados ambientais e biológicos incluídos no algoritmo (Pearson, 2007). Quanto melhor a resolução das imagens e mais precisos os pontos de registros da espécie, mais confiáveis serão os resultados da modelagem. Para a interpretação do modelo, no entanto, é

importante que haja um bom entendimento do observador sobre os fatores que realmente são importantes para a distribuição da espécie e das barreiras ecológicas e geográficas que limitariam a sua ocorrência em áreas com condições abióticas favoráveis. O modelo resultante é apenas uma seleção de variáveis semelhantes à distribuição da espécie (Soberón & Peterson, 2005).

2.5 Planos de conservação

Planos de conservação, também, denominados de planos de ação ou planos de manejo, são os principais documentos disponibilizados aos tomadores de decisão e servem como guia para o manejo e reabilitação de espécies ameaçadas e em perigo (Boersma et al., 2001). Coletivamente eles cobrem um número substancial de diferentes *taxa* de várias partes do mundo e são aplicáveis em escala global até a um cenário local ou municipal (New, 2007b).

Essencialmente, os planos de conservação possuem três grandes propósitos, com prioridades que diferem no contexto: (a) podem ser documentos que fornecem uma lista para os órgãos legais de uma maneira formal; (b) podem, também, cumprir a função de “relações públicas” ao aumentar a divulgação do *status* de ameaça da espécie, estimular o compromisso com a sua conservação e (c) servem como um resumo crítico dos requerimentos para a conservação da espécie e dos passos necessários para sua conservação (New, 2007b).

A formulação de um plano de conservação pode ser baseada nas informações biológicas disponíveis das espécies (Barratt, 2007; Mawdsley, 2007), mas não há informação disponível sobre o tamanho populacional e viabilidade para a maioria das espécies ameaçadas de insetos (Schultz & Hammond, 2003). Informações sobre a natureza e intensidade das ameaças, no entanto, são dados fundamentais para a formulação de um bom plano de conservação.

Existem dois passos iniciais necessários para o início de um plano de conservação para espécies. O primeiro é o conhecimento da distribuição geográfica da espécie, o segundo é o entendimento das preferências de habitat da mesma. Usando esses dois passos, é possível saber se a espécie ocorre em um ponto geográfico estratégico e se um habitat é adequado para a espécie (Finch et al., 2006).

A partir da identificação das vulnerabilidades da espécie e de sua distribuição conhecida e potencial é possível estabelecer metas para a efetiva conservação da espécie e influenciar os setores da sociedade para que essas medidas recebam apoio financeiro e técnico. A mera concepção de um plano de conservação para uma espécie ameaçada de extinção não apresenta valor em si se não acompanhada de medidas efetivas para sua implantação.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, E. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a peruvian rainforest. **Biotropica**, Washington, v. 31, p. 145-158, 1999.

ANDERSEN, E. Dung beetles in a central amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, Amsterdam, v. 27, p. 257-270, 2002.

ANDERSEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v. 26, p. 87-97, 2003.

ANDERSON, J. R.; MERRITT, R. W.; LOOMIS, E. C. The insect-free cattle dropping and its relationship to increased dung fouling of rangeland pastures. **Journal of Economic Entomology**, Amsterdam, v. 77, p. 133-141, 1984.

ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G.; THUILLER, W.; ERHARD, M. Validation of species-climate envelope models under climate change. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1504-1513, 2005.

BANG, H. S.; LEE, J. H.; KNOW, O. S.; NA, Y. E.; JANG, Y. S.; KIM, W. H. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, v. 29, p. 165-171, 2005.

BARBERO, E.; PALESTRINI, C.; ROLANDO, A. Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Journal of Insect Conservation**, v. 3, p. 75-84, 1999.

BARRATT, B. I. P. Conservation status of *Prodonotia* (Coleoptera: Scarabaeidae) species in New Zealand. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 19-27, 2007.

BOERSMA, P. D.; KAREIVA, P.; FAGAN, W. F.; CLARK, J. A.; HOEKSTRA, J. M. How good are endangered species recovery plans? **Bioscience**, v. 51, p. 643-649, 2001.

BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M. Invertebrados terrestres. In: JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. M. (Org.). **Biodiversidade do estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: Fapesp, 1999. v. 5.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa nacional do meio ambiente II**: componente: desenvolvimento institucional: sub-componente: gerenciamento costeiro: versão de trabalho. Brasília, DF, 1998.

CHEFAOUI, R. M.; HORTAL, J.; LOBO, J. M. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian *Copris* species. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 327-338, 2005.

DAVIS, A. L. V. Dung beetle diversity in South Africa: influential factors, conservation status, data inadequacies and survey design. **African Entomology**, Pretoria, v. 10, p. 53-65, 2002.

DAVIS, A. L.; SCHOLTZ, C. H.; DOOLEY, P.; BHAM, N.; KRYGER, U. Scarabaeinae dung beetles as indicators of biodiversity, habitat transformation and pest control chemicals in agro-ecosystems. **South African Journal of Science**, Pretoria, v. 100, p. 1-10, 2004.

DOUBE, B. M. Dung beetles of southern Africa. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University, 1991. p. 133-155.

ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, M.; DUDÍK, S.; FERRIER, A.; GUISAN, R. J.; HIJMANS, F.; HUETTMANN, J. R.; LEATHWICK, A.; LEHMANN, J.; LI, L. G.; LOHMANN, B. A.; LOISELLE, G.; MANION, C.; MORITZ, M.; NAKAMURA, Y.; NAKAZAWA, J. M.; OVERTON, A. T.; PETERSON, S. J.; PHILLIPS, K.; RICHARDSON, R.; SCACHETTI-PEREIRA, R. E.; SCHAPIRE, J.; SOBERÓN, S.; WILLIAMS, M. S.; WISZ, N.; ZIMMERMANN, E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

GROOT, R. S. de. **Functions of nature**: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. The Netherlands: Wolters-Noordhoff, 1992. 315 p.

GROOT, R. S. de; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystems functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

DIDHAM, R. K.; HAMMOND, P. M.; LAWTON, J. H.; EGGLETON, P.; STORK, N. E. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. **Ecological Monographs**, v. 68, p. 295-323, 1998.

ESTRADA, A.; ANZURES, D. A.; COATES-ESTRADA, R. Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal of Primatology**, v. 48, p. 253-262, 1999.

FINCH, J. M.; SAMMAYS, M. J.; HILL, T. R.; PIPER, S. E.; TAYLOR, S. Application of predictive distribution modeling to invertebrates: Odonata in South Africa. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 4239-4251, 2006.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PEREZ, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01454, 2008.

GUISAN, A.; THRUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecological Letters**, v. 8, p. 993-1009, 2005.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 147-186, 2000.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a Tropical landscape. **Biotropica**, v. 34, p. 144-154, 2002.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, v. 27, p. 15-21, 1993.

HANSKI, I.; KOLVEULEHTO, H.; CAMERON, A.; RAHAGALALA, P. Deforestation and apparent extinctions of endemic forest beetles in Madagascar. **Biological Letters**, v. 3, p. 334-337, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br>>. Acesso em: 15 set. 2007.

KLEIN, B. C. Effect of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 70, p. 1715-1725, 1989.

LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. **Restingas: origem e estrutura no Brasil**. Niterói: EDUFF, 1984. 474 p.

LANDIS, D. A.; WRATTEN, S. D.; GURR, G. M. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 45, p. 175-201, 2000.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservation of terrestrial invertebrates and their habitats in Brazil. **Conservation Biology**, Essex, v. 19, p. 640-645, 2005a.

LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 62-69, 2005b.

LOBO, J. M.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue (France). **Diversity and Distributions**, v. 7, p. 257-270, 2001.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The economic value of ecological services provided by insects. **Bioscience**, v. 56, p. 311-323, 2006.

LOUZADA, J. N. C. Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: biodiversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 299-322.

LOUZADA, J. N. C.; SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Efeitos do fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri – ES. In: SIMPÓSIO DE IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: UnB, 1996. p. 161-169.

LÖVEI, G. L.; CARTELLIERI, M. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in forest fragments of the Manawatu, New Zealand: collased assemblages? **Journal of Insect Conservation**, v. 4, p. 239-244, 2000.

LÖVEI, G. L.; SUNDERLAND, K. D. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 41, p. 231-256, 1996.

MAWDSLEY, J. R. Ecology, distribution, and conservation biology of the tiger beetle *Cicindela patruela consentanea* Dejean (Coleoptera: Carabidae: Cicindelinae). **Proceedings of the Entomological Society of Washington**, Washington, v. 109, p. 17-28, 2007.

MONTES DE OCA, E.; HALFFTER, G. Daily and seasonal activities of a guild of the coprophagous, burrowing beetle (Coleoptera Scarabaeidae Scarabeinae) in tropical grassland. **Tropical Zoology**, v. 8, p. 159-180, 1995.

MYERS, N. Environmental services of biodiversity. **Proceedings National Academy Science**, Washington, v. 93, p. 2764-2769, 1996.

NEW, T. R. Recovery plans for insects: what should they contain, and what should they achieve? **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 321-324, 2007a.

NEW, T. R. Beetles and Conservation. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 1-4, 2007b.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1461-1474, 2008.

PEARSON, D.; CASSOLA, F. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. **Conservation Biology**, Essex, v. 6, p. 376-391, 1992.

PEARSON, R. G. **Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners**: synthesis: American museum of natural history. 2007. Disponível em: <<http://ncep.amnh.org>>. Acesso em: 14 jul. 2008.

PEROVANO, T. L.; LIMA, R. N. Dinâmica de ocupação do solo na faixa de Reserva Ecológica de Vila Velha (ES). **Natureza Online**, v. 1, p. 17-23, 2003.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

RAINIO, J.; NIMIËLA, J. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 487-506, 2003.

RENSBURG, B. J. van; MCGEOCH, M. A.; CHOWN, S. L.; JAARVELD, A. S. van. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland centre of endemism, South Africa. **Biological Conservation**, Essex, v. 88, p. 145-153, 1999.

ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. van; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 65, p. 159-168, 2005.

ROUGON, D.; ROUGON, C. Dung beetles of the Sahel region. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University, 1991. p. 230-241.

SAMWAYS, M. J. **Insect conservation biology**. London: Chapman & Hall, 1994. 358 p.

SAMWAYS, M. J. **Insect diversity conservation**. Cambridge: Cambridge University, 2005. 342 p.

SAMWAYS, M. J. Insect conservation: a synthetic management approach. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 52, p. 465-487, 2007.

SCHULTZ, C. B.; HAMMOND, P. C. Using population viability analysis to develop recovery criteria for endangered insects: case study of the Fender's blue butterfly. **Conservation Biology**, Essex, v. 17, p. 1372-1385, 2003.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 1995-2000**. São Paulo, 2001.

STOCKWELL, D. R. B.; PETERS, D. P. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Systems**, v. 13, p. 143-158, 1999.

STORK, N. E. Biodiversity: world of insects. **Nature**, London, v. 448, p. 657-658, 2007.

WALL, R.; STRONG, L. Environmental consequences of treating cattle with the antiparasitic drug ivermectin. **Nature**, London, v. 327, p. 418-421, 1987.

WILSON, K. A.; WESTPHAN, M. I.; POSSINGHAN, H. P.; ELITH, J. Sensitivity of conservation planning to different approaches to using predicted species distribution data. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 99-112, 2005.

CAPÍTULO 2

Efeitos da degradação e substituição da vegetação de restinga do sudeste brasileiro sobre a comunidade de Scarabaeidae (Coleoptera)

1 RESUMO

Este artigo refere-se aos efeitos do distúrbio antropogênico e substituição da vegetação de restinga na comunidade de besouros escarabeídeos (Scarabaeidae). Os besouros foram coletados nas quatro principais fisionomias da Ilha de Guriri, município de São Mateus – ES: mata de restinga, formação *Clusia*, restinga degradada e pastagem. Foram instaladas quatro duplas de armadilhas tipo *pitfall*, iscadas com fezes de cavalo e humanas em quatro áreas independentes de cada tipo de vegetação. Foram coletados 14.534 indivíduos pertencentes a 13 espécies de Scarabaeidae. Tanto o \log_{10} dos indivíduos quanto o \log_{10} da riqueza de espécies não foram bons indicadores de distúrbio da vegetação de restinga. Grande parte da variação na abundância e riqueza de besouros, contudo, puderam ser explicadas pelo tipo de isca. As amostras ordenadas pelo método HMDS (Hybrid Multi-Dimensional Scaling) revelaram um gradiente de distúrbio do habitat das áreas preservadas de restinga para as pastagens. Ao longo desse gradiente, a composição de espécies de escarabeídeos foi completamente substituída, de especialistas de restinga para espécies invasoras e generalistas, respectivamente. Essa completa troca significa a perda local de espécies adaptadas às florestas em áreas de restinga degradadas ou convertidas. Somente uma espécie de escarabeídeos que ocorre nas áreas preservadas está protegida pela lei (*Dichotomius schiffleri*). O estado de conservação dos besouros escarabeídeos associados às florestas de restinga é preocupante tendo em vista a extensão da perda das áreas desses habitats.

Palavras - Chave: conservação de insetos, ecossistemas costeiros, invasão biológica, Restinga, Scarabaeinae.

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

Effects of degradation and replacement of Southern Brazilian coastal sandy vegetation on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae)

2 ABSTRACT

In this paper we address the effects of anthropogenic disturbance and replacement of Brazilian Coastal sandy vegetation (*restingas*) on dung beetle communities. We sampled dung beetles in the four main vegetative physiognomies of Guriri Island, Espírito Santo State: forest restinga, restinga *Clusia*, disturbed restinga (from burning events) and pastures. We placed four sets of two pitfall traps (baited with horse and human dung) in four independent areas of each vegetation type, and collected 14,534 individuals of 13 dung beetle species. Neither \log_{10} of individuals nor \log_{10} of species richness were good predictors of restinga disturbance. However a significant amount of variation in dung beetle abundance and richness could be explained by bait type. Ordination of these sites using hybrid multi-dimensional scaling revealed a gradient of habitat disturbance from undisturbed restinga samples to pasture. Dung beetle communities along this gradient demonstrated a complete turnover in species composition, from restinga-specialists to invasive and generalists species respectively. This complete turnover signals the local extirpation of forest-adapted species in disturbed and converted areas. Only a single dung beetle species in preserved restingas is protected by Brazilian law (*Dichotomius schiffleri*). Given the extent of the clearing of restinga habitat, the conservation status of dung beetles associated with restinga forest gives cause for concern.

Key words: biological invasion; coastal ecosystems; insect conservation; Restinga, Scarabaeinae.

Advisor: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

3 INTRODUCTION

“RESTINGA” IS A COMMON NAME REFERRING TO A MOSAIC OF DIFFERENT coastal vegetation types, ranging from open scrub to forest, and covering most of the ca. 5000 km of Brazilian coastline (Henriques et al., 1986). Growing in a narrow band between the sea and the Atlantic forest (Oliveira-Filho & Fontes, 2000), the restinga is mainly restricted to sandy plains formed by marine deposits in the late Quaternary (Scarano, 2002).

Due to their proximity to the sea, restinga soils are typically saline, often with the water table being very close to the surface (Lacerda et al., 1984). Many plants that are characteristic of restinga exhibit adaptations to these challenging soil conditions, including mechanisms for nutrient and water retention and salinity regulation. This combination of unique physiognomy and location make restinga particularly susceptible to human disturbance (Louzada et al., 1996; Teixeira et al., 2005). Restinga vegetation is unique because it comprises a pool of plant species with high ecological plasticity. Many restinga species are of moist tropical forest origin, with adaptations for dry, resource-poor soils (Zamith & Scarano, 2006). The same is probably true for many groups considered indicators for restinga habitats, including birds (Pedroso, 2003), ants (Passos & Oliveira, 2003; Teixeira & Schoereder, 2003; Teixeira et al., 2004, 2005), lizards (Teixeira & Giovanelli, 1999), mammals (Cerqueira et al., 2003), butterflies (Monteiro et al., 2004), Histerid beetles (Lopes et al., 2005) and dung beetles (Louzada et al., 1996).

The restinga has undergone intense transformation since European colonization (Lacerda et al., 1984). Today restinga areas continue to be threatened by residential development, fire and wood exploitation. Restinga has a particularly low fire resistance due to the natural accumulation of non-decomposed litter and drier microclimatic conditions, as well as a low resilience

to disturbance. Consequently, restinga areas often have long recovery periods following disturbance events.

Even in the face of this ongoing habitat loss, restinga has not been adequately prioritized in most regional conservation strategies by either governmental and non-governmental groups primarily due to its low levels of faunal and flora endemism. In most cases, the few protected areas that have been created were established in disturbed fragments after habitat loss had already occurred (Louzada et al., 1996). The Guriri Island (Ilha de Guriri) is situated in the north coast of Espírito Santo State, within the delta of the São Mateus River. Guriri Island exemplifies the rapid destruction of restinga ecosystems by the expansion of human-dominated areas (Fig. 1). In the last 20 years, the original mangroves, restingas and gallery forest vegetation have been replaced by grasslands for cattle ranching, recreation areas, beach resorts and residential developments (Teixeira et al., 2005).

In this paper we investigate the effects of degradation (uncontrolled burning) and habitat replacement (by pastures) of restinga on dung beetle communities of Guriri Island as a tool to predict the impacts of further loss of biodiversity in the restinga system. Dung beetles are often considered a sensitive, and cost-effective bioindicator group (Spector, 2006; Kohlmann et al., 2007; Gardner et al., 2008a). Sampled at the community level, dung beetles display a range of responses to environmental change or disturbance, and their species composition and/or community structure in tropical forests are predictably affected by habitat modification (Nichols et al., 2007), including the effects of logging (Davis & Sutton, 1998; Davis, 2000), forest conversion to agroecosystems and pasture (Nummelin & Hanski, 1989; Halfter et al., 1992; Davis et al., 2001), forest fragmentation (Klein, 1989; Davis, 1994; Estrada et al., 1999; Andersen, 2003; Feer & Hingrat, 2005) and burning in natural habitats (Louzada et al., 1996).

4 METHODS

HABITAT FEATURES. – Dung beetles were sampled in October – December 1996, on Guriri Island, within the boundaries of the São Mateus river delta, Espírito Santo State, Brazil (18⁰45'S,39⁰44'W) . The Guriri Island delta extends for 52 km along the Atlantic coast of Espírito Santo and is characterized by a complex mosaic of *Restinga* vegetation types including *Agaloptera*-dominated forest (“restinga forest”) and *Clusia*-dominated scrub (“restinga *Clusia*”) (Veloso, 1992). The weather is tropical humid with a drier season from May to September and a wetter season from October to April. The annual temperature is around 23⁰C and the mean annual rainfall range is between 1000-1250 mm.

We sampled in two original vegetation types - undisturbed restinga forest and restinga *Clusia*, and two modified habitats - disturbed restinga forest (through burning) and pastures (Fig. 2). Both the disturbed restinga forest and the pastures were previously occupied by undisturbed restinga forest or restinga *Clusia*. These four habitats were characterized as follows:

1. Intact restinga forest: (restinga forest) A forested restinga vegetation type characterized by a dense arboreal stratum (around 8-12 m height), with a continuous shrub layer of *Allagoptera arenaria* seedlings and stands of ground bromeliads. There were no visible signs of fire in these habitat patches;
2. *Clusia* scrub: (restinga *Clusia*) A shrub dominated restinga characterized by mixed patches of *Clusia* spp. and *A. arenaria*, surrounded mainly by *Vriesea procera* bromeliads. These patches were dense, roughly 2.5 m in height and of variable width;
3. Disturbed restingas: Patches that were formerly intact restingas forests or *Clusia* scrub with signs of intense fire events that occurred at least three years previously. In these patches, the structure of trees and shrubs is partially

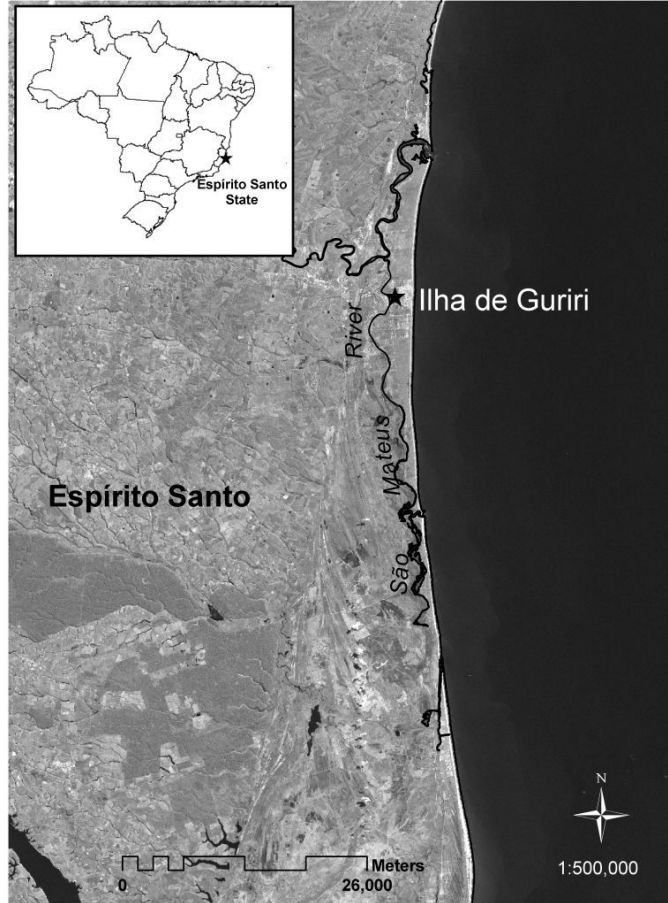


FIGURE 1. Map of Guriri Island (“Ilha de Guriri”), that is located in a delta of São Mateus River, São Mateus locality, Espírito Santo State, Brazil

damaged by fire and there are areas of recent regeneration mainly by individuals of *A. arenaria*;

4. Pasture areas: Deforested areas currently used for cattle grazing, characterized by a complete absence of common restinga plant species and dominated by introduced grasses in the genus *Brachiaria*. Structurally this is the most simplified of the four study habitats with no arboreal or shrub vegetation strata.

For the purposes of this study, we considered these habitats to represent a gradient of degradation and habitat structural complexity in which restinga forests occupied the preserved, most complex extreme and pasture was the unpreserved, simplified extreme (Fig. 2).



FIGURE 2. Four habitats representing a gradient of habitat complexity of restinga's ecosystems (A) Intact restinga forest; (B) *Clusia* scrub restinga; (C) Disturbed restinga; (D) Pasture.

SAMPLING METHODS. – We sampled dung beetles with baited pitfall traps constructed of plastic containers (10 cm diameter/15 cm height) buried in the ground, with openings flush with the soil surface. Beetles falling into the trap

were killed by a solution of 100 mL water, detergent and salt (Louzada et al., 1996).

Each habitat patch was sampled with a standard sampling array of four pairs of traps (half baited with 50 g of horse feces and half with 50 g of human feces), installed with a minimum interpair separation of 50 m, and a minimum of 30 m minimum distance to the habitat patch edge. Traps were left in place for 24 h, then the specimens were retrieved and the traps removed.

We replicated this standard sampling array in four patches for each habitat type (restinga forest, restinga *Clusia*, disturbed restinga and pasture) for a total of 16 sampling areas. To ensure sample independence, we selected habitat patches separated by at least 300 m from each other, and whenever possible isolated from one another by urbanized areas.

ABUNDANCE AND SPECIES DISTRIBUTION ANALYSIS. – Nested, linear, mixed effects models were used to test the effects of habitat physiognomy (restinga forest, restinga *Clusia*, disturbed restinga or pasture) and bait type (human excrement and horse dung) on abundance and species richness of dung beetles, with habitats and bait types as fixed effects, sites as random effect, and samples nested in sites. Following model criticism, individuals and species were log-transformed for normality. The importance of each factor in the models was tested through maximum likelihood methods by comparison of Akaike's information criteria (AIC) values when a factor level was removed from the model. AIC tests the goodness of fit of an estimated statistical model, where a model with a lower AIC is preferred to one with a higher AIC. Where changes were non-significant, factor levels were dropped from the model until a minimum adequate model best explaining the data was obtained (Crawley, 2005).

COMMUNITY STRUCTURE ANALYSIS. – Samples were ordinated to evaluate the existence of a gradient in dung beetle community structure across all sites. Ordination was obtained using Hybrid Multi-Dimensional Scaling (HMDS) derived from an association matrix of Kulczynski dissimilarity index values calculated from species' relative abundances (Faith et al., 1987). The sample ordination in one dimensions represented a gradient of species turnover in the dung beetles species composition.

5 RESULTS

We collected a total of 14,534 individuals, representing 13 species from the tribes Ateuchini, Phaneini and Canthonini of the subfamily Scarabaeinae (including 10,403 individuals of one species, *Ateuchus squalidus*), and a single species of the subfamily Aphodiinae (Table 1).

All four habitats had similar observed species richness and individual abundances. The results of an ANOVA test indicate that \log_{10} estimated number of individuals ($\log N_{\text{est}}$) and species ($\log S_{\text{est}}$) were largely determined by the bait type used during trapping, and not habitat type. $\log N_{\text{est}}$ was strongly affected by the bait type used to trap beetles ($F=163.2$; $df=12$; $p<0.0001$) and by the interaction of the bait type and habitat physiognomy ($F=17.3$; $df=12$; $p= 0.001$). Human dung attracted more individuals in all four habitats compared with horse dung. Nevertheless, in open habitats (disturbed and pasture) there was a higher asymmetry in bait attractiveness than in preserved habitats (forest and *Clusia*) (Fig. 3). Variation in $\log S_{\text{est}}$, was also significantly explained by bait type ($F=25.4$; $df=12$; $p<0.0001$).

Rank abundance plots had similar slopes across the four habitats, approaching a log-normal slope (Fig. 4). Across the four habitats, only four species constituted almost the entire abundance of the dung beetle community (Fig.5). In the more preserved intact restinga forest, the two dominant species, *Dichotomius aff. laevicollis* and *D. schiffleri*, represented 94.08% of the total abundance. In the next least disturbed habitat (restinga *Clusia*), three dominant species, *A. squalidus*, *D. aff. laevicollis* and *D. schiffleri*, comprised 98.33% of the total abundance, while in the disturbed restinga and pastures *D. geminatus* and *A. squalidus* were the dominant species, representing 98.54% and 95.3% of the total abundance in those habitats respectively.

HMDS ordination revealed a gradient of dung beetle communities along a single dimension (Stress value = 0.11; $r^2 = 0.9$) that corresponded well with the sequence of restinga habitat disturbance defined above (Fig. 6). Samples at the left end of the ordination gradient, representing the most structurally complex habitats (restinga forest and *Clusia* samples) were dominated by apparently disturbance-intolerant species such as *Canthon staigi*, *Dichotomius schiffleri*, and *D. aff. laevicollis*. The right end of the disturbance gradient was characterized by samples from the disturbed restingas and pastures where the dominant taxa were completely replaced by generalist species and Brazilian *cerrado* elements such as *Dichotomius nisus*, *Trichillum externepunctatum* and “*Pedaridium*” *bidens* (Fig. 6).

Table I. Dung beetles species collected with human and horses dung in four main habitats found in Guriri Island, São Mateus locality, Espírito Santo State, Brazil. Restinga forest represents the most structurally complex and preserved habitat, and pasture the simplest type (For more details *see* Methods).

Dung beetle species	Restinga forest	<i>Clusia</i> restinga	Disturbed restinga	Pasture	Total
<i>Dichotomius aff. laevicollis</i> (Felsche, 1901)	1568	99	3	2	1672
<i>D. schiffleri</i> Vaz-de-Mello, Gavino & Louzada, 2001	1214	162	39	0	1415
<i>D. geminatus</i> (Arrow, 1913)	1	40	108	609	758
<i>D. semisquamosus</i> (Curtis, 1845)	1	2	0	0	3
<i>D. nisus</i> (Olivier, 1789)	0	0	3	37	40
<i>Gromphas lacordairei</i> Brullé, 1834	0	0	0	2	2
<i>Ateuchus squalidus</i> (Fabricius, 1775)	145	2263	5153	2842	10403
<i>Canthon staigi</i> (Pereira, 1953)	27	0	0	0	27
<i>C. lituratus</i> (Germar, 1824)	0	0	18	0	18
<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1886	1	1	14	127	143
<i>Onthophagus aff. hirculus</i> Mannerheim, 1829	0	0	1	1	2
" <i>Pedaridium</i> " <i>bidens</i> Balthasar, 1938	0	0	0	1	1
Aphodiinae sp.	4	2	5	39	50
Total	2961	2569	5344	3660	14534

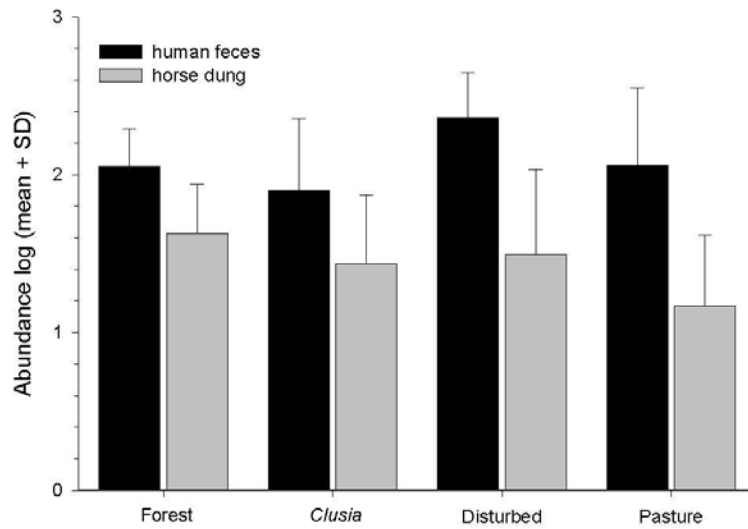


FIGURE 3. Log of dung beetle mean abundance ($\log N \pm SE$) collected with horse and human dung in the four main habitats of Ilha de Guriri, Espírito Santo State.

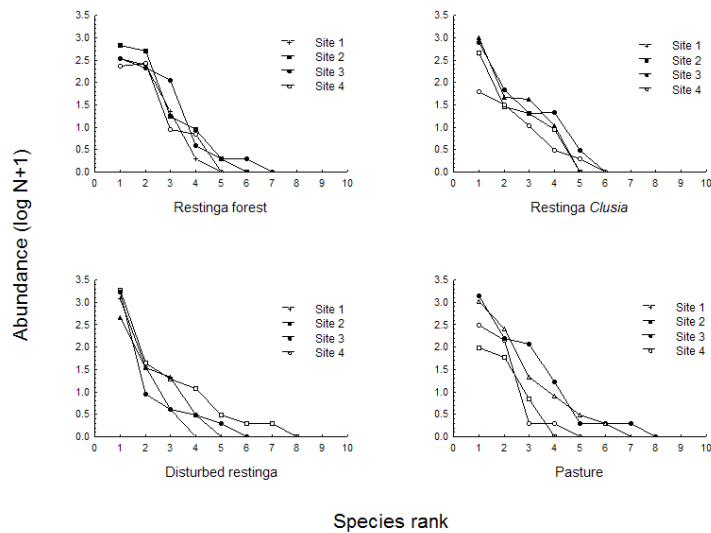


FIGURE 4. Rank-abundance of the main habitats of Guriri Island, São Mateus locality, Espírito Santo State. Each habitat type is represented by four individual samples. Number of individuals for each sample was transformed to log abundance + 1.

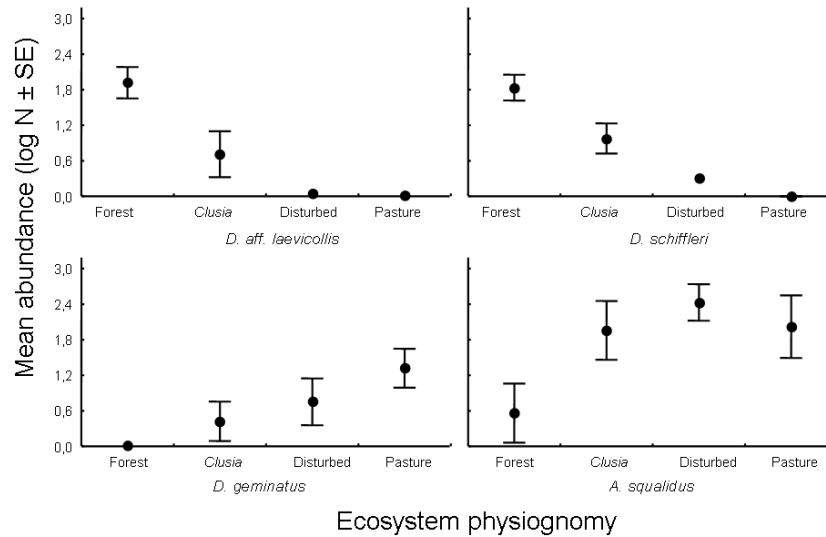


FIGURE 5. Log of mean abundance ($\log N \pm SE$) for the four dominant species of Guriri Island main habitats (restinga forest, *Clusia* restinga, disturbed restinga and pasture).

6 DISCUSSION

Dung beetle communities of Ilha de Guriri restingas are composed of relatively few species, in comparison to the high richness of other Brazilian regions such as Amazonian forests (Vaz-de-Mello, 1999; Quintero & Roslin, 2005; Gardner et al., 2008b), Brazilian savannas (*cerrados*) (Flechtmann et al., 1995; Milhomem et al., 2003), Pantanal wetlands (Louzada et al., 2007) and Atlantic rainforest ecosystems (Louzada & Lopes, 1997; Schiffler et al., 2003; Endres et al., 2007). Coastal sandy vegetation may be a challenging, even adverse habitat for Scarabaeinae fauna. High sand content in soil has been suggested as a constraining factor for dung beetles (Nealis, 1977; Osberg et al., 1994).

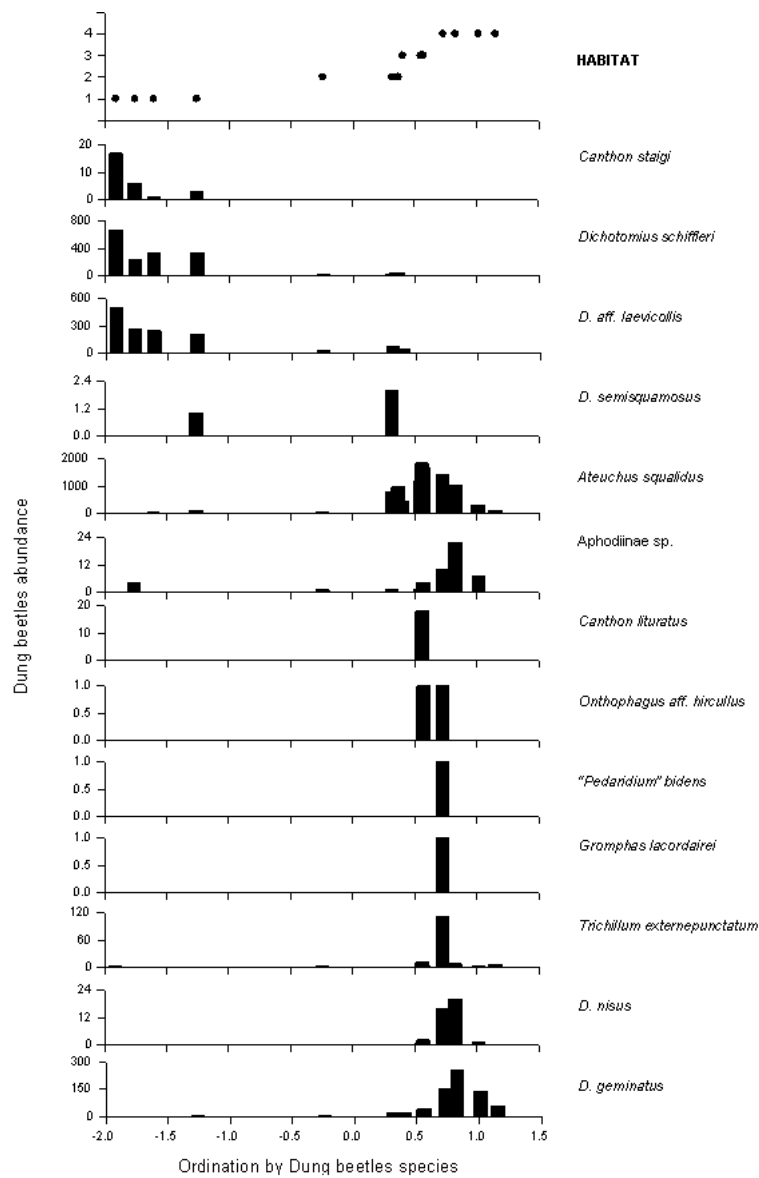


FIGURE 6. Dung beetle species ordination in one dimension (x axis) by HMDS (Stress values = 0.11; $R^2=0.9$). Species ordination was based on relative abundance of the thirteen dung beetle species for each sample and its arrangement was based on the habitat degradation gradient that is represented in the top graphic. Each habitat sampled is represented by four dots, namely (1) Restingas forest samples, (2) *Clusia* restingas samples, (3) Disturbed restingas samples and (4) Pastures samples. The total abundance of each species is given on the y axis.

affecting a species' ability to dig and maintain nest tunnels (Halfter & Edmonds, 1982). The dominant species in our samples (*Dichotomius aff. laevicollis* and *D. schiffleri*, *D. geminatus*, *Ateuchus squalidus* and *Canthon staigi*) are apparently able to endure behaviorally and/or physiologically with this adversity and establish stable populations. An analysis of biogeographical composition in southern African Scarabaeinae (Davis et al., 2002) identified areas with high species richness characterized by sand specialized species, suggesting that low species richness in sandy coastal restingas may have other ecological or biogeographical drivers.

RANK-ABUNDANCE DISTRIBUTION. – Within all habitats along the disturbance gradient, dung beetle communities were characterized by rank abundance plots with a lognormal distribution. While concerns have been raised about the use of rank abundance slopes as a straightforward indicator of rainforest disturbance (Nummelin, 1998; Nummelin & Kaitala, 2004), we generated these curves to explore the general pattern of assemblage structure across the disturbance gradient without seeking statistical support. Our results demonstrate that the rank abundance structures of these dung beetle communities appear resistant to disturbance. The observed retention of dung beetle assemblage structure contrasted starkly with the complete turnover of the dominant species composition from undisturbed to disturbed areas (Fig. 6). This underscores the importance of including species identity, in addition to assemblage structure, as a focal concern in conservation science of restingas ecosystems.

SPECIES RICHNESS AND ABUNDANCE ANALYSIS. – Despite the widely observed phenomenon that increased species richness is often associated with increased habitat complexity (Magurran, 1988), in this study the species richness and

abundance distribution were not associated with habitat type ($p > 0.05$) across the habitat complexity gradient. These findings differ from many studies that also assess community-level dung beetle response to habitat disturbance (Morón, 1987; Nummelin & Hanski, 1989; Medina & Kattan, 1996; Davis & Sutton, 1998; Estrada et al., 1998; Medina et al., 2002). Estrada & Coates-Estrada (2002) found similarly stable species richness across agricultural/agroforestry landscape mosaics, with few species dominating the samples in each habitat patch and high levels of species turnover between patches. They suggested that in fragmented landscapes, species richness might be sustained at higher levels as a result of greater habitat niche breadth provided by complementary land uses. Harvey et al. (2006) also found similar species richness and abundance of dung beetles and butterflies when comparing different levels of tree cover, though the same was not true for other taxa studied. Comparing dung beetle faunas from Mediterranean coastal protected areas, Lobo et al. (2001) found lower species richness and abundance in coastal habitats than grassland habitat or inland ecosystems. For the fragile restingas ecosystems in this study, habitat loss or replacement for pastures, results in an open niches for generalist species and disturbed or cleared areas were colonized by Brazilian *cerrado* or generalist species. These results indicate that dung beetles species richness and total abundance are poor predictors of habitat quality in restingas habitats.

In contrast to habitat disturbance level, the bait type used during sampling was highly significant in determining $\log N_{est}$ and in $\log S_{est}$. Horse dung was much more attractive to the generalist/disturbance-adapted species in the pastures and disturbed restingas, while human dung was the more attractive bait type to the restinga-specialized species in preserved forest and *Clusia* restingas. This differential attractiveness of the two types of bait among habitats could be a result of the low humidity of the disturbed areas. Horse feces are more fibrous than human feces, making them less resistant to water loss,

particularly in arid areas, such as pastures. Neotropical dung beetles fauna are believed to have longer linkages with primate dung resources, given the paucity of native herbivore species (Halfter & Mathews, 1966). Few Neotropical dung beetle species are specialized on herbivore dung, (domesticated herbivores like horses and cows were introduced to Brazilians ecosystems only 500 years ago) but those species that are able to exploit these dung types have been successful in colonizing human dominated areas (in this case the disturbed restingas areas and pastures, e.g. *Dichotomius geminatus* and *Ateuchus squalidus*).

COMMUNITY STRUCTURE: REPLACEMENT OF NATIVE TO INVASIVE, COLONIZING SPECIES. – Undisturbed restinga patches are occupied by a dung beetle community constituted by Atlantic forest species such as *Dichotomius aff. laevicollis*, *D. semisquamosus*, *A. squalidus*, and *C. staigi*. Together with *D. schiffleri*, that is a threatened species listed on the Brazilian red list (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 2003), this pool of species should be considered the potential resident species of undisturbed restinga areas (Vaz-de-Mello et al., 2001). As the remaining restinga forest patches have been disturbed or replaced by pasture, and restingas habitats are becoming less complex, this new landscape favors colonization by habitat generalist species and Brazilian *cerrado* species such as *D. nisus* that are pre-adapted to these newly opened areas.

Species invasion from neighboring ecosystems into disturbed restinga areas has also been reported for a community of ants (Teixeira et al., 2005). These communities likely experience the combination of post-fire species loss with invasion by new species, which are possibly resistant to recurrent burning or are specialized to these new environmental conditions (Teixeira et al., 2005). Restinga ecosystems are extremely fragile, with faunal communities that are easily replaced with non-restinga species following disturbance events. As a

consequence, identifying eligible indicator species, capable of predicting disturbed areas would be a desirable conservation tool (McGeoch et al., 2002).

We hypothesized a conceptual model representing the dynamics of dung beetle colonization and the interaction among species in the undisturbed and disturbed vegetation. Successful colonization or persistence of species in a given habitat depends on the habitat specialization and competitive advantages of the species being considered. In this model disturbed restinga areas and pastures created in former restinga areas are colonized by species from neighboring ecosystems, such as Brazilian savannas, and by native restinga dung beetle species. Abundance of colonizing species increases in the disturbed areas due to their pre-adaptation to open habitats, while their colonization of preserved areas is generally limited through competitive exclusion by resident species that are well adapted to natural restinga areas.

Conversely, the restinga resident species are affected in two different ways by vegetation disturbance depending on their degree of habitat specialization. We expect that restinga specialists will be restricted to preserved patches because they will not be adapted to the new environment of the disturbed areas. On the other hand, restinga generalists that are able to persist in disturbed areas should experience density compensation due to competitive release in the absence of the restinga habitat specialists.

IMPLICATIONS FOR CONSERVATION OF DUNG BEETLES IN THE RESTINGA. – Habitat destruction, particularly forest loss and degradation, is having significant, negative impacts on tropical dung beetle communities worldwide (Nichols et al., 2007). Few forest-adapted dung beetle species are able to extend their activity into strongly altered forests or anthropogenic clearings (Nummelin & Hanski, 1989; Barbero et al., 1999; Halfter & Arellano, 2002; Gardner et al., 2008b) or even naturally-occurring open habitats (Spector & Ayzama, 2003).

Coastal dung beetle communities are similarly very sensitive to human disturbance (Louzada et al., 1996; Lobo et al., 2001).

Our results indicate that changes in vegetation structure and complexity caused by human activities leads to dramatic faunal turnover and loss of local endemism in the dung beetle community of the Guriri Island region. While neither species richness nor abundance were good indicators of restinga disturbance, there is complete species turnover from preserved restinga habitat patches (forest and *Clusia* restingas) to disturbed and pasture patches. This complete turnover signaled the local extirpation of forest-adapted species from disturbed patches, which are colonized by *cerrado*-adapted and generalist species from other ecoregions of Brazil.

The modification of Guriri Island dung beetle communities presents an interesting conservation challenge. On the one hand, the dung beetle fauna in preserved restingas is represented by a pool of few species in which there is only one officially on the Brazilian red list fauna (IBAMA, 2003). But the species' high habitat specificity means that, given the extent of the clearing of restingas areas, the survival of dung beetles associated with restinga forest is at risk. This is exacerbated by the fact that Atlantic Forest habitats, of which restingas are part, is one of the most globally threatened ecosystems, with only 5% of the native habitat cover remaining (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). On the other hand, the *cerrado*-associated species colonizing the disturbed restinga areas and introduced pastures also hail from threatened ecosystems in their own right. However, these species are habitat generalists and have successfully invaded several introduced and disturbed ecosystems elsewhere in the Southern Brazil, thus reducing their conservation value relative to the *cerrado*-restricted species.

This new landscape architecture, comprised of pastures, disturbed and undisturbed restinga patches, may sustain both species pools (*cerrado* and restinga). A critical question will be the extent and configuration of preserved

restinga required to maintain viable populations of the original forest-adapted dung beetle species. Similarly, the ability of coprophagous beetles to choose herbivore feces according to their availability, and to select habitats that satisfy their own microclimate requirements may certainly be useful in preserving biodiversity in intensely managed areas (Barbero et al., 1999). Understanding how restinga specialists deal with changes in microclimatic conditions caused by habitat loss (and concomitant reduction in the size of forests patches for mammals that provide dung beetle food and nesting resources), may help us to create more effective management and conservation plans and avoid drastic changes in dung beetles communities in the longer term. Given the importance of dung beetles for the ecosystem functioning (Andresen & Feer, 2005; Bang et al., 2005; Slade et al., 2007; Nichols et al., 2008) and the habitat specificity of some species to preserved restinga areas, there is a great need for further efforts to accurately determine the distribution of those species across sandy vegetation types of coastal Brazilian and to evaluate which restingas areas are potentially threatened by ongoing development.

7 LITERATURE CITED

ANDERSEN, E. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, v. 26, p. 87-97, 2003.

ANDRESEN, E.; FEER, F. The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. In: FORGET, P. M.; LAMBERT, J. E.; HULME, P. E.; WALL, S. B. V. (Ed.). **Oxon seed fate: predation, dispersal and seedling establishment**. Cambridge: CABI International, 2005. p. 331-349.

BANG, H. S.; LEE, J. H.; KNOW, O. S.; NA, Y. E.; JANG, Y. S.; KIM, W. H. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, v. 29, p. 165-171, 2005.

BARBERO, E.; PALESTRINI, C.; ROLANDO, A. Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Journal Insect Conservation**, v. 3, p. 75-84, 1999.

CERQUEIRA, R.; SANTORI, R. T.; GENTILE, R.; GUAPYASSU, S. M. S. Micrographical ecological differences between two populations of *Akodon cursor* (Rodentia, Sigmodontinae) in Brazilian restinga. **Journal Advice Zoology**, v. 24, p. 46-52, 2003.

CRAWLEY, M. J. **Statistics**: an introduction using R. New Jersey: J. Wiley and Sons, 2005. 352 p.

DAVIS, A. J. Does reduced-impact logging help reserve biodiversity in tropical rainforests?: a case study from Borneo using dung beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as indicators. **Environmental Entomology**, College Park, v. 29, p. 467-475, 2000.

DAVIS, A. J.; HOLLOWAY, J. D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A. H.; SUTTON, S. L. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal Applied Ecology**, v. 38, p. 593-616, 2001.

DAVIS, A. J.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J. The role of local and regional processes in shaping dung beetle communities in tropical forest plantations in Borneo. **Global Ecology Biogeography**, v. 9, p. 281-292, 2000.

DAVIS, A. J.; SUTTON, S. L. The effects of rainforest canopy loss on arboreal dung beetles in Borneo: implications for the measurement of biodiversity in derived tropical ecosystems. **Diversidad Distribution**, v. 4, p. 167-173, 1998.

DAVIS, A. L. V. Habitat fragmentation in southern Africa and distributional response patterns in five specialist or generalist dung beetle families (Coleoptera). **African Journal Ecology**, Pretoria, v. 32, p. 192-207, 1994.

DAVIS, A. L. V.; AARDE, R. J. van; SCHOLTZ, C. H.; DELPORT, J. H. Increasing representation of localized dung beetles across a chronosequence of regenerating vegetation and natural dune forest in South Africa. **Global Ecology Biogeography**, v. 11, p. 191-209, 2002.

- ENDRES, A. A.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNANDEZ, M. I. M. Diversidade de Scarabaeidae *s. str.* (Coleoptera) da Reserva Biológica Guaribas, Mamanguape, Paraíba, Brasil: uma comparação entre Mata Atlântica e Tabuleiro Nordeste. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 51, p. 67-71, 2007.
- ESTRADA, A.; ANZURES, D. A.; COATES-ESTRADA, R. Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. **American Journal Primatology**, v. 48, p. 253-262, 1999.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversid. Conservation**, v. 11, p. 1903-1918, 2002.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; DADDA, A. A.; CAMMARANO, P. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. **Journal Tropical Ecology**, v. 14, p. 577-593, 1998.
- FAITH, D. P.; MINCHIN, P. R.; BELBIN, L. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. **Vegetation**, v. 69, p. 57-68, 1987.
- FEER, F.; HINGRAT, Y. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. **Conservation Biology**, Essex, v. 19, p. 1103-1112, 2005.
- FLECHTMANN, C. A. H.; RODRIGUES, S. R.; COUTO, H. T. Z. Controle biológico da mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans irritans*) em Selvíria, Mato Grosso do Sul 3: levantamento de espécies fimícolas associadas à mosca. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 39, p. 249-258, 1995.
- GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; AVILA-PIRES, T. C. S.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M.; LEITE, R. N.; LOMAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; NUNES-GUTJAHR, A. L.; OVERAL, W. L.; PARRY, L. T. W.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F. da; SILVA-MOTTA, C. da; PERES, C. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 11, p. 139-150, 2008a.

- GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PEREZ, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests. **Journal Applied Ecology**, doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01454, 2008b.
- HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, v. 34, p. 144-154, 2002.
- HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): an ecological and evolutive approach**. Mexico: Instituto de Ecología, 1982. 176 p.
- HALFFTER, G.; FAVILA, M. E.; HALFFTER, V. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forest and derived ecosystems. **Folia Entomology Mexico**, v. 84, p. 131-156, 1992.
- HALFFTER, G.; MATHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomology Mexico**, v. 12/14, p. 1-312, 1966.
- HARVEY, C. A.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. **Biodivers. Conservation**, v. 15, p. 555-585, 2006.
- HENRIQUES, R. P. B.; ARAÚJO, D. S. D.; HAY, J. H. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 9, p. 173-189, 1986.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br>>. Acesso em: 10 set. 2007.
- KLEIN, B. C. Effect of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 70, p. 1715-1725, 1989.
- KOHLMANN, B.; SOLÍS, A.; ELLE, O.; SOTO, X.; RUSSO, R. Biodiversity, conservation, and hotspot atlas of Costa Rica: a dung beetle perspective (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Zootaxa**, v. 1457, p. 1-34, 2007.

LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B.
Restingas: origem e estrutura no Brasil. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 1984. 477 p.

LOBO, M. J.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue (France). **Divers. Distribution**, v. 7, p. 257-270, 2001.

LOPES, P. P.; LOUZADA, J. N. C.; OLIVEIRA-REBOUÇAS, P. L.; NASCIMENTO, L. M.; SANTANA-REIS, V. P. G. Resposta da comunidade de Histeridae (Coleoptera) a diferentes fisionomias da vegetação de restingas no Espírito Santo. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 34, p. 25-31, 2005.

LOUZADA, J. N. C.; LOPES, F. S. A comunidade de Scarabaeidae copro-necrófaga de um fragmento de Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 41, p. 117-121, 1997.

LOUZADA, J. N. C.; LOPES, F. S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Structure and composition of a dung beetle community (Coleoptera, Scarabaeinae) in a small forest patch from Brazilian Pantanal. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 9, p. 199-203, 2007.

LOUZADA, J. N. C.; SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Efeitos do fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri – ES. In: SIMPÓSIO DE IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF: UnB, 1996. p. 161-169.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement.** London: Chapman and Hall, 1988. 179 p.

MCGEOCH, M. A.; RENSBURG, B. J. van; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, p. 661-672, 2002.

MEDINA, C. A.; ESCOBAR, F.; KATTAN, G. H. Diversity and habitat use of dung beetles in a restored Andean landscape. **Biotropica**, v. 34, p. 181-187, 2002.

MEDINA, C. A.; KATTAN, G. H. Diversidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) de la Reserva Florestal de Escalerete. **Cespedesia**, v. 21, p. 89-102, 1996.

MILHOMEM, M. S.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; DINIZ, I. R. Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, p. 1249-1256, 2003.

MONTEIRO, R. F.; ESPERANÇO, A. F.; BECKER, V. O.; OTERO, L. S.; HERKENHOFF, E. V.; SOARES, A. Mariposas e borboletas na restinga de Jurubatiba. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Ed.). **Pesquisa de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. São Carlos: RIMA, 2004. p. 143-164.

MORÓN, M. A. The necrophagous Scarabaeinae beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) from a coffee plantation in Chiapas, Mexico: habitats and phenology. **Coleopt. Bulletin**, v. 41, p. 225-232, 1987.

NEALIS, V. G. Habitat associations and community analysis of south Texas dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). **Canadian Journal Zoology**, Ottawa, v. 55, p. 138-147, 1977.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biology Conservation**, Essex, v. 137, p. 1-19, 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by dung beetles. **Biology Conservation**, Essex, v. 141, p. 1461-1474, 2008.

NUMMELIN, M. Log-normal distribution of species abundances is not a universal indicator of rain forest disturbance. **Journal Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 454-457, 1998.

NUMMELIN, M.; HANSKI, I. Dung beetles of the Kibale forest, Uganda; comparison between virgin and managed forests. **Journal Tropical Ecology**, v. 5, p. 349-352, 1989.

NUMMELIN, M.; KAITALA, S. Do species dominance indices indicate rain forest disturbance by logging? **Biotropica**, v. 36, p. 628-632, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

OSBERG, D. C.; DOUBE, M. B.; HANRAHAN, S. A. Habitat specificity in African dung beetle: the effect of soil type on dung burial by two species of ball-rolling dung beetles (Coleoptera Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, v. 7, p. 243-251, 1994.

PASSOS, L.; OLIVEIRA, P. S. Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal Tropical Ecology**, v. 19, p. 261-270, 2003.

PEDROSO, N. N. Microhabitat occupation by birds in a restinga fragment of Paraná Coast, PR, Brazil. **Brazilian Archives Biology and Technology**, Ribeirão Preto, v. 46, p. 83-90, 2003.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 86, p. 3303-3311, 2005.

SCARANO, F. S. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany**, London, v. 90, p. 517-524, 2002.

SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; AZEVEDO, C. O. Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) do Delta do Rio Doce e Vale do Suruaca no Município de Linhares, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 5, p. 205-211, 2003.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; VILLANUEVA, J. F.; LEWIS, O. T. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal Animal Ecology**, Oxford, v. 76, p. 1094-1104, 2007.

SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopt. Bulletin**, v. 60, p. 71-83, 2006.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetles assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest-savanna ecotone. **Biotropica**, v. 35, p. 394-404, 2003.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H. The effect of plant cover on *Atta robusta* (Hymenoptera: Formicidae) distribution in restinga vegetation. **Sociobiology**, v. 41, p. 615-623, 2003.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; LOUZADA, J. N. C. Occurrence of *Atta robusta* Borgmeier (Hymenoptera: Formicidae) in the North of Espírito Santo State, Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 33, p. 265-266, 2004.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; NASCIMENTO, J. T.; LOUZADA, J. N. C. Response of ant communities to sand dune vegetation burning in Brazil (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, v. 45, p. 631-641, 2005.

TEIXEIRA, R. L.; GIOVANELLI, M. Ecologia de *Tropidurus torquatus* (Sauria: Tropiduridae) da Restinga de Guriri, São Mateus, ES. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, p. 11-18, 1999.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Scarabaeidae s. Str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) de um fragmento de Floresta Amazônica no Estado do Acre, Brasil, 1: taxocenose. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, p. 447-453, 1999.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C.; GAVINO, M. Nova espécie de *Dichotomius* Hope, 1838 (Coleoptera, Scarabaeidae) do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 45, p. 99-102, 2001.

VELOSO, H. P. Sistema fitogeográfico. In: _____. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1992. p. 9-38.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restor. Ecology**, v. 14, p. 87-94, 2006.

Este capítulo foi transformado em artigo científico, de acordo com as normas da Revista Biotropica e já aceito para publicação

CAPÍTULO 3

Distribuição potencial da espécie de besouro ameaçada da Floresta Atlântica *Dichotomius schiffleri* (Scarabaeinae)

1 RESUMO

Dichotomius schiffleri é uma das espécies de inseto incluídas na lista brasileira da fauna ameaçada de extinção, com apenas dez registros para os ecossistemas da Floresta Atlântica. Neste estudo a predição da distribuição potencial da espécie *D. schiffleri* foi modelada a partir de variáveis climáticas (1x1 Km UTM) e altitude. MAXENT foi o programa aplicado para predizer a distribuição potencial de *D. schiffleri* e identificar as variáveis ambientais relevantes para a sua distribuição. Os dados de ocorrência foram divididos em 80% para a calibração e 20% para a validação do modelo. A performance do modelo foi alta com AUC=0,997 para a calibração do modelo e AUC=0,973 ± 0,014 para a validação do mesmo. Dentre as variáveis amostradas, a altitude apresentou os maiores valores de AUC e foi a variável mais importante para a predição de ocorrência de *D. schiffleri*. A ocorrência de *D. schiffleri* está associada a fatores climatológicos e à baixa elevação do solo que caracterizam uma pequena porção de vegetação de restinga ao longo da estreita faixa próxima ao mar que compreende os Corredores Central da Mata Atlântica e da Serra do Mar. Entretanto, acredita-se que o Rio Doce seja uma barreira geográfica que limita a dispersão da espécie para áreas potencialmente favoráveis a sua ocorrência. Esses resultados justificam a permanência dessa espécie na Lista de Fauna Ameaçada do Brasil.

Palavras-chave: área de distribuição, Coleoptera, conservação de insetos, Maxent, restinga

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

Potential predicted distribution of *Dichotomius schiffleri*: an endangered dung beetle specie from Brazilian of the Atlantic rainforest

2 ABSTRACT

Dichotomius schiffleri, an endangered species included in the Brazilian's Fauna's Red List, has only ten records to the Atlantic rainforest ecosystems. *D. schiffleri* potential predicted distribution was modeled with MAXENT software and the main factors that limit its distribution were identified through Jackknife statistics. The sample data were divided in 80% to the calibration and 20% to the model validation. Modeling performance was high with AUC=0,997 to the calibration and AUC=0,973 ± 0,014 to the model validation. The altitude reached the highest gain and AUC values and it was the most important variable to predict *D. schiffleri* distribution. The range distribution of *D. schiffleri* is associated to climatic factors and the low topographic elevation that characterize a small portion of the restinga vegetation in a narrow strip close to the Atlantic Ocean. These areas comprise two main Ecological Corridors of the Atlantic rainforest domain (Central da Mata Atlântica and Serra do Mar). Although, we believe that Doce River could be a barrier to its dispersal. For these reasons, we suggest that *D. schiffleri* should continue to be classified as a critically endangered insect.

Keywords: Coleoptera, distribution range, insect conservation, Maxent, restinga

Advisor: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

3 INTRODUÇÃO

O interesse científico e público pela conservação da diversidade de insetos tem crescido mundialmente nas últimas décadas (Pyle et al., 1981; Martín-Piera, 1997; McGeoch, 2002; Samways, 2007). Iniciativas neste contexto têm sido tomadas para a conservação de borboletas (New et al., 1995; Brown & Freitas, 2000), libélulas (Bried et al., 2007), besouros (Barbero et al., 1999; Davis, 2002; New, 2007), abelhas (Brosi et al., 2007) e moscas (Hughes et al., 2000).

Nos últimos anos, várias espécies de insetos têm sido adicionadas à lista brasileira de fauna ameaçada (IBAMA, 2003). Duas destas, *Atta robusta* (Hymenoptera: Formicidae) e *Dichotomius schiffleri* (Coleoptera: Scarabaeidae) têm suas distribuições restritas aos ecossistemas costeiros do litoral brasileiro. *Atta robusta* foi descrita como endêmica para o estado do Rio de Janeiro (Fowler, 1995). Atualmente, essa formiga apresenta vários registros de ocorrência no litoral sudeste e está associada à vegetação costeira arenosa (Teixeira et al., 2004). Assim como *A. robusta*, desde seu primeiro registro em 1996 (referida neste estudo como *Dichotomius* sp.), *D. schiffleri* foi considerada possivelmente endêmica para a vegetação costeira arenosa da Ilha de Guriri, no Norte do estado do Espírito Santo (39°44'29"W, 18°47'48"S), e ameaçada devido também a sua sensibilidade à degradação do habitat (Louzada et al., 1996).

Até o momento essa espécie possui somente um registro de ocorrência fora de sua localidade típica no Espírito Santo, no litoral Norte da Bahia (Lopes, 2003). Aqui, são apresentados oito novos registros para a espécie ao longo do litoral oriental (compreendendo os estados do Espírito Santo e Bahia).

A área ao longo da costa brasileira tem sido intensamente degradada há pelo menos cinco séculos e, atualmente, apresenta a maior densidade populacional do país (Rocha et al., 2005). As áreas costeiras são originalmente dominadas pelas dunas e cordões arenosos cobertos por vegetação arbustiva e arbórea, denominados restingas. Esses habitats pertencem ao domínio da Mata Atlântica, que é considerado como um dos “hotspots” do mundo (Myers et al., 2000). Como resultado do distúrbio contínuo imposto a esses habitats, grande parte de sua área original foi degradada e a maior parte já foi perdida (Rocha et al., 2005), sendo atualmente composta de muitos fragmentos separados por paisagens antropizadas.

O conhecimento e delineamento da distribuição das espécies é uma importante ferramenta usada para estudos ecológicos, biogeográficos, evolutivos e conservacionistas (Guisan & Thuiller, 2005). A elaboração de modelos de distribuição, baseados no nicho fundamental das espécies, tem sido uma técnica amplamente aceita para reconhecer áreas onde existam as condições ambientais ideais para sua sobrevivência (Chefaoui et al., 2005) e, assim, torna-se vital para estudos biogeográficos e conservacionistas que intencionem a predição atual ou de um cenário geográfico futuro da espécie.

A modelagem baseada no nicho fundamental das espécies permite a identificação das regiões ambientalmente sensíveis que ainda não estão colonizadas, ou onde a espécie poderá ser extinta. Além disso, o uso de modelos para prever a distribuição de espécies tem se tornado um elemento chave na documentação da biodiversidade e crítico para o entendimento do efeito do estresse múltiplo causado pelas mudanças climáticas e induzidas pelo homem (Fjeldsaa & Lovett, 1997). Auxilia ainda na localização de possíveis áreas para uso em programas de reintrodução, corredores ecológicos e contribui para o sucesso em planos de conservação (Chefaoui et al., 2005).

Para a elaboração de um plano de conservação para uma espécie em particular, dois passos são fundamentais: (a) o entendimento da distribuição geográfica da espécie e (b) o conhecimento das preferências de habitat da mesma (Finch et al., 2006).

D. schiffleri tem sua distribuição conhecida apenas para o litoral oriental e nordestino do Brasil e é considerada uma espécie criticamente ameaçada. Para conhecer sua distribuição potencial, foi testada a hipótese de que fatores climatológicos influenciam seu limite de ocorrência. O modelo de distribuição apresentado neste estudo vem se somar a outras informações relevantes da espécie criticamente ameaçada, *Dichotomius schiffleri*, como proposta para a elaboração de um plano de ação específico para esse *táxon* (Capítulo 4).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Dados de ocorrência de *D. schiffleri* e variáveis ambientais

Os registros de ocorrência da espécie recuperados para produzir um modelo da distribuição potencial de *D. schiffleri* foram obtidos através de coleta sistemática, registros de espécimes depositados em coleções (CMN e FVMC) e registros recuperados em bibliografia recente (Tabela 1). Até o presente estudo, a espécie havia sido citada para apenas duas localidades – Ilha de Guriri, que foi citada por Louzada *et al.* em 1996 como *Dichotomius* sp. (Vaz-de-Mello et al., 2001) e na Reserva de Sapiranga, no Norte da Bahia (Lopes, 2003).

Para a verificação de novas ocorrências da espécie, através de coletas sistemáticas, áreas de mata de restinga preservadas foram amostradas ao longo da costa nos estados do Espírito Santo e Bahia, em janeiro de 2007. Como

método de captura dos besouros foram utilizadas armadilhas do tipo pitfall iscadas com fezes humanas por 24h em cada área amostrada.

Através do levantamento de registro de *D. schiffleri*, também foi possível recuperar dados georeferenciados de ausência da espécie em várias outras localidades (desde Marobá - ES até Rio Tinto - PB), cobertas por vegetação costeira de Mata Atlântica, restingas e Floresta de Tabuleiro, sendo que dentre os 30 pontos de amostragem, somente em oito a espécie foi registrada. Entretanto, para o programa utilizado neste estudo (MAXENT), são necessários apenas os registros de presença para a entrada no algoritmo do modelo. Os dez registros de presença da espécie, portanto, (2 já publicados e 8 novos) foram tabulados e, posteriormente, reprojitados e conferidos pelo programa ArcGis 9.0.

As variáveis ambientais foram obtidas na base de dados WORLDCLIM (Hijmans et al., 2005). O conjunto de grids climáticos globais utilizados são resultantes da interpolação dos pontos climáticos sobre a superfície terrestre em escala global, com uma resolução espacial de 1 Km (30 segundos) e projetados em UTM (WGS1984). Para o modelo proposto neste estudo foi selecionada a variável “ALT” (altitude) e as 19 variáveis ambientais do conjunto de dados “BIO” (bioclim). As variáveis bioclimáticas contêm dados derivados da temperatura e precipitação mensal e anual com o intuito de apresentar maior significado biológico e são frequentemente utilizadas em modelagem baseada no nicho ecológico das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000). As variáveis bioclimáticas representam as tendências anuais (i.e. temperatura média anual, precipitação anual), sazonalidade (i.e. amplitude anual da temperatura e precipitação) e fatores ambientais extremos ou limitantes (i.e temperatura do mês mais frio ou mais quente e precipitação nos quartos mensais mais úmidos ou mais secos). Um quarto representa um período de três meses de um ano (1/4 de um ano) (Tabela 2).

O grid “ALT” corresponde à elevação acima do nível do mar em metros, obtida através do programa espacial SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), também disponível no sítio Worldclim na resolução de 1 X 1 Km. A variável altitude é um bom predicativo de cobertura vegetal de restingas, pois esse tipo de ecossistema cobre apenas as faixas litorâneas com pequena variação de altitude em relação ao nível do mar.

Todas as 20 variáveis foram reprojatadas para a Zona 24S e recortadas com o tamanho de pixel de 1000 X 1000 m. A extensão máxima dos grids foi delimitada de forma que as camadas abrangessem o litoral brasileiro e ecossistemas associados. Os grids foram convertidos em arquivos ASCII para então serem incluídos no algoritmo do modelo.

4.2 Modelagem da distribuição potencial

Maxent - Phillips et al. (2006), programa disponível em <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) foi o aplicado para predizer a distribuição potencial do *D. schiffleri* e identificar as variáveis ambientais relevantes para a sua distribuição. Maxent foi avaliado como um dos mais efetivos métodos de modelagem de distribuição de espécies para dados unicamente de presença (*presence only*) em comparação com outros métodos alternativos (Elith et al., 2006). Esse método aproxima a probabilidade de distribuição desconhecida em concordância com o princípio de máxima entropia (Phillips et al., 2006) utilizando apenas dados de presença da espécie. O método de máxima entropia é considerado sensível para a predição da distribuição de espécies com poucos números de registros de presença (Pearson et al., 2007).

A análise das variáveis de maior importância para a distribuição é realizada através do método Jackknife cujo método estatístico exclui cada variável do modelo e prediz a distribuição com as variáveis remanescentes, além

de prever a distribuição, usando apenas uma variável explicativa isoladamente (Phillips et al., 2006).

O *output* principal do Maxent é uma função exponencial que determina a probabilidade para cada local utilizado durante o modelo de treino. Para opção de *output* logístico, selecionado para o modelo de distribuição de *D. schiffleri*, os valores de probabilidade variam entre 0 e 1 e são escalonados em uma forma não-linear para fácil interpretação (Phillips & Miroslav, 2008). Os demais parâmetros especificados pelo usuário foram deixados como recomendados no *default* do programa (*regularization multiplier* = 1, *maximum iterations* = 500, *convergence threshold* = 10, *maximum number of background points* = 1000, e uso de *linear, quadratic, product, threshold* e *hinge features*).

Os dez dados de ocorrência foram divididos em dados de treino e teste. Para a calibração foram utilizados 80% dos dados de ocorrência e 20% dos dados foram usados para a validação do modelo. O modelo resultante foi avaliado com a curva característica de operação (ROC) que avalia o desempenho do modelo através de um único valor, o qual representa a área sob a curva (AUC). A análise ROC é baseada na medida da sensibilidade, que é a fração de verdadeiros positivos (ausência de erros de omissão) em contraste com 1-especificidade, que é a fração de falso positivos (erros de sobreprevisão). O valor da AUC varia entre 0.5, que corresponde a uma acurácia puramente aleatória, a um valor máximo de 1.0, que representa uma discriminação perfeita.

TABELA 1. Registros de ocorrência de *Dichotomius schiffleri* na vegetação costeira do litoral Oriental Brasileiro. Essa base de dados foi reunida através de coletas de campo, coleções de museus, registros em literatura e comunicação pessoal (CFZVM – Coleção Fernando Zagury Vaz-de-Mello, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil; CMN - Canadian Museum of Nature, Ottawa, Canadá). Os dados de ocorrência da espécie foram associados ao seu *status* de conservação, sendo que dos 10 registros de ocorrência da espécie, 5 pontos estão localizados em áreas legalmente não protegidas.

Ecosistema	Cidade/Estado	Localidade	Unidade de Conservação	Longitude	Latitude	Fonte
Floresta de Restinga	Mata de São João, BA	Reserva Ecológica de Sapiranga	Sim	-38°03'41"W	-12°33'58"S	Lopes (2003)
Floresta de Tabuleiro	Porto Seguro, BA	RPPN da Veracel Celulose	Sim	-39°09'36"W	-16°19'48"S	J. Louzada (comm. pess.)
Floresta de Restinga	Santa Cruz de Cabralia, BA	Fragmento Florestal	Não	-39°01'21"W	-16°19'24"S	Presente estudo
Floresta de Restinga	Prado, BA	Fragmento Florestal	Não	-39°13'23"W	-17°17'42"S	Presente estudo
Floresta de Restinga	Alcobaça, BA	Fragmento Florestal	Não	-39°11'38"W	-17°26'25"S	Presente estudo
Floresta de Restinga	Mucuri, BA	Fragmento Florestal	Não	-39°31'43"W	-18°03'05"S	Presente estudo
Floresta de Restinga	São Mateus, ES	APA de Conceição da Barra	Sim	-39°44'29"W	-18°47'48"S	Louzada <i>et al.</i> (1996)
Floresta de Restinga	Regência, ES	Reserva Biológica de Comboios	Sim	-39°53'05"W	-19°39'57"S	Presente estudo
Floresta de Tabuleiro	Linhares, ES	Fragmento Florestal	Não	-39°58'43"W	-19°03'50"S	F. Vaz-de-Mello (comm. pess.)
Floresta de Tabuleiro	Linhares, ES	RPPN da Compan. Vale do Rio Doce	Sim	-39°54'36"W	-19°05'24"S	F. Vaz-de-Mello (comm. pess.)

TABELA 2. Variáveis bioclimáticas usadas na predição de Maxent.

Camadas Bioclimáticas (resolução de 1 Km)	Descrição da camada e unidade
BIO1	Temperatura Anual Média
BIO2	Amplitude Diurna Média (Média Mensal (temp máx – temp min))
BIO3	Isotermalidade (BIO2/BIO7) (* 100)
BIO4	Temperatura Sazonal (desvio padrão *100)
BIO5	Temperatura Máxima do Mês Mais Quente
BIO6	Temperatura Mínima do Mês mais Frio
BIO7	Amplitude da Temperatura Anual (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura Média do Quarto Mais Úmido
BIO9	Temperatura Média do Quarto Mais Seco
BIO10	Temperatura Média do Quarto Mais Quente
BIO11	Temperatura Média do Quarto Mais Frio
BIO12	Precipitação Anual
BIO13	Precipitação do Mês Mais Úmido
BIO14	Precipitação do Mês Mais Seco
BIO15	Precipitação Sazonal (Coeficiente de Variação)
BIO16	Precipitação do Quarto mais Úmido
BIO17	Precipitação do Quarto mais Seco
BIO18	Precipitação do Quarto mais Quente
BIO19	Precipitação do Quarto mais Frio

5 RESULTADOS

O modelo de máxima entropia dos 8 registros de calibração e 2 registros de validação, resultaram em um valor médio encontrado da área da curva ROC de AUC=0,997 para a calibração do modelo e de AUC=0,973 ± 0,014 para a validação do mesmo (Figura 1). A performance do modelo foi alta, indicando que a distribuição derivada de Maxent foi próxima à probabilidade de distribuição real, com baixas taxas de comissão e de omissão. Quanto mais alto o valor da AUC, mais alta é a taxa de sensibilidade e menor a taxa de 1-especificidade. Uma AUC igual a 1.0 representa a diagnose ideal do teste,

alcançando 100% de sensibilidade e 100% de especificidade (Saatchi et al., 2008).

É importante salientar, contudo, que os valores de AUC tendem a ser mais elevados para espécies com faixas de distribuição estreitas, relativas à área de estudo descritas pelas variáveis ambientais utilizadas no modelo, como no caso do modelo para a distribuição de *D. schiffleri*. Um valor elevado para a AUC não significa necessariamente que o modelo é melhor, apesar desse comportamento ser um artefato da estatística AUC (Phillips, 2008).

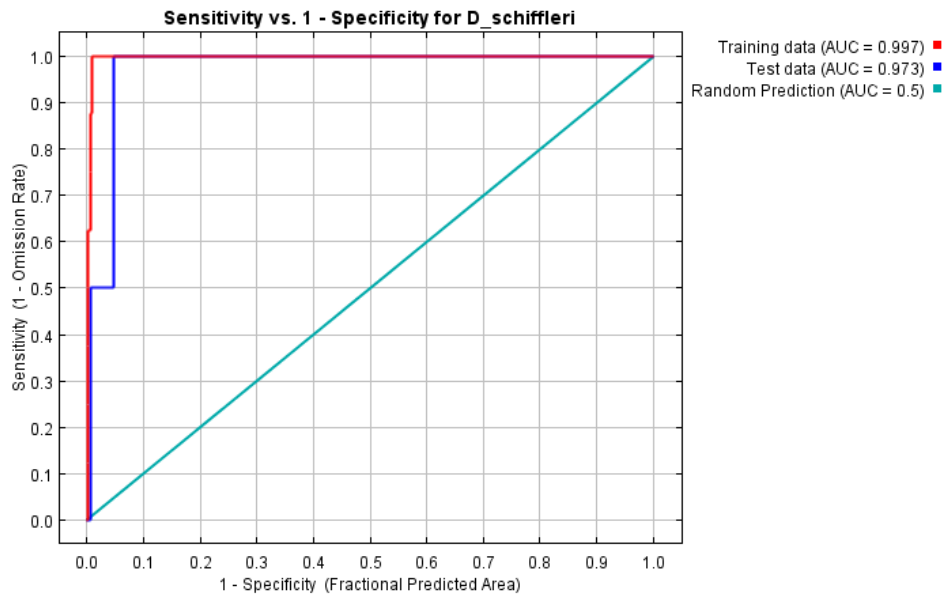


FIGURA 1. Gráfico de sensibilidade vs 1-especificidade para *D. schiffleri*. A linha vermelha (treino) mostra o ajuste do modelo para os dados de calibração. A linha azul (teste) indica o ajuste do modelo para os dados de validação e é o próprio teste de poder de predição do modelo. A linha turquesa mostra a tendência que poderia ser esperada se o modelo fosse aleatório, ou seja, com um valor de AUC=0.5.

Nem todas as variáveis bioclimáticas utilizadas do algoritmo desse modelo contribuíram o bastante para a predizer a distribuição de *D. schiffleri*.

Normalmente valores máximos aceitáveis para AUC variam com a literatura, mas valores iguais ou acima de 0,6 são considerados bons preditores (Graham & Hijmans, 2006). Neste estudo aceitamos valores acima de 0,75 como variáveis que alcançaram um bom desempenho de predição, como sugerido por Pearce & Ferrier (2000).

A variável com melhor desempenho foi a de altitude, atingindo os maiores valores de ganho quando incluída na análise de calibração e de validação e influenciou o ganho quando excluída das análises (Figuras 2 e 3). A altitude foi também a variável que obteve o mais alto valor de AUC (Figura 4). Assim, a altitude foi considerada como a melhor variável para prever a distribuição de *D. schiffleri*.

Dentre as variáveis bioclimáticas selecionadas para a predição do modelo, seis apresentaram um valor de AUC maior que 0.75 e, portanto, foram consideradas como bons preditores da distribuição de *D. schiffleri*, assim como a altitude. Essas variáveis foram: amplitude de temperatura diurna média (bio 02), isotermalidade (amplitude de temperatura diurna média/temperatura anual média) (bio 03), amplitude da temperatura anual (bio 07), precipitação do mês mais seco (bio 14), precipitação sazonal (bio 15) e precipitação do quarto mais seco (bio 17).

A área em que foi obtido o maior número de registros de ocorrência de *D. schiffleri* e, também, na qual foi predita a maior probabilidade de ocorrência para a espécie corresponde a uma estreita faixa próxima ao mar (Figura 5), que são denominadas Corredor Central da Mata Atlântica e a região mais próxima ao mar do Corredor da Serra do Mar (Figura 6).

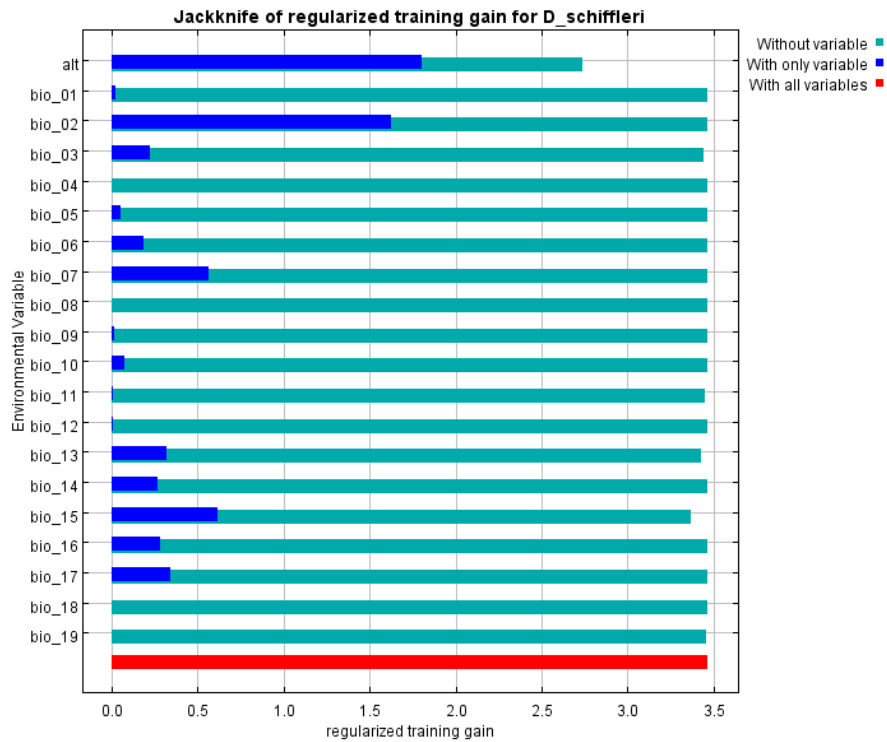


FIGURA 2. Teste de importância das 19 variáveis bioclimáticas e altitude utilizadas no modelo de distribuição de *D. schiffleri* pelo método Jackknife. Os gráficos descrevem o ganho de cada variável isoladamente durante a fase de calibração do modelo quando a variável é excluída e quando todas as variáveis são utilizadas. Ganho é a medida do quão bem a distribuição Maxent se ajusta aos dados de distribuição de ocorrência. Uma variável possui informação útil quando o ganho é alto e, quando analisada isoladamente, apresenta informação única se, quando excluída, é a variável que mais reduz o ganho.

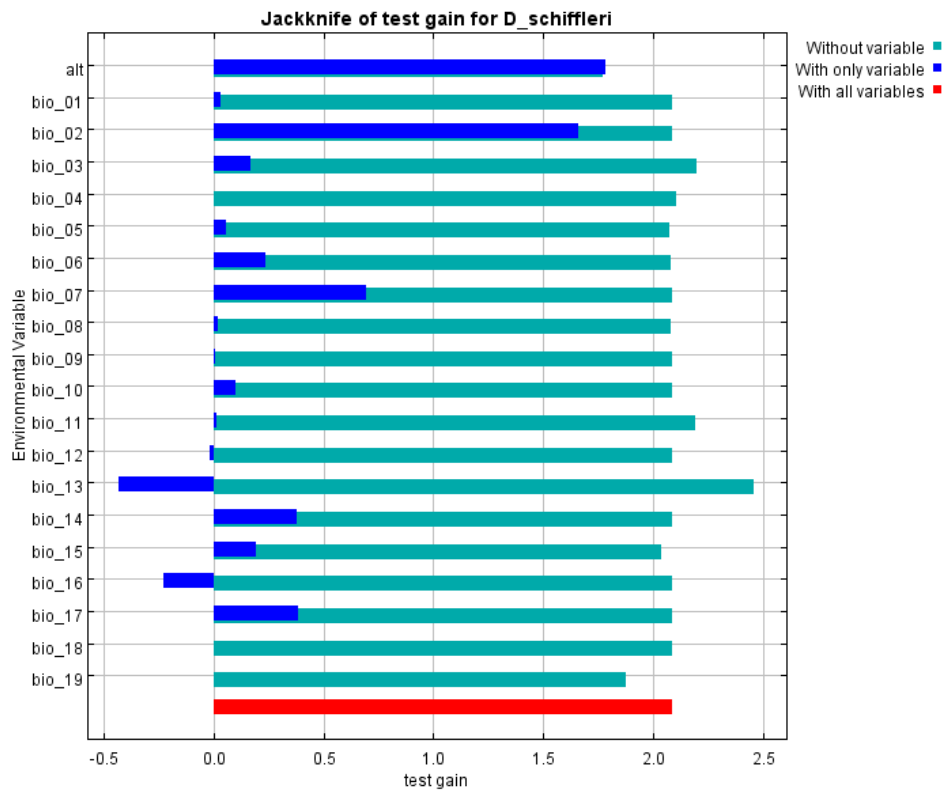


FIGURA 3. Teste de importância das 19 variáveis bioclimáticas e altitude utilizadas no modelo de distribuição de *D. schiffleri* pelo método Jackknife. Os gráficos descrevem o ganho de cada variável isoladamente durante a fase de validação do modelo quando a variável é excluída e quando todas as variáveis são utilizadas.

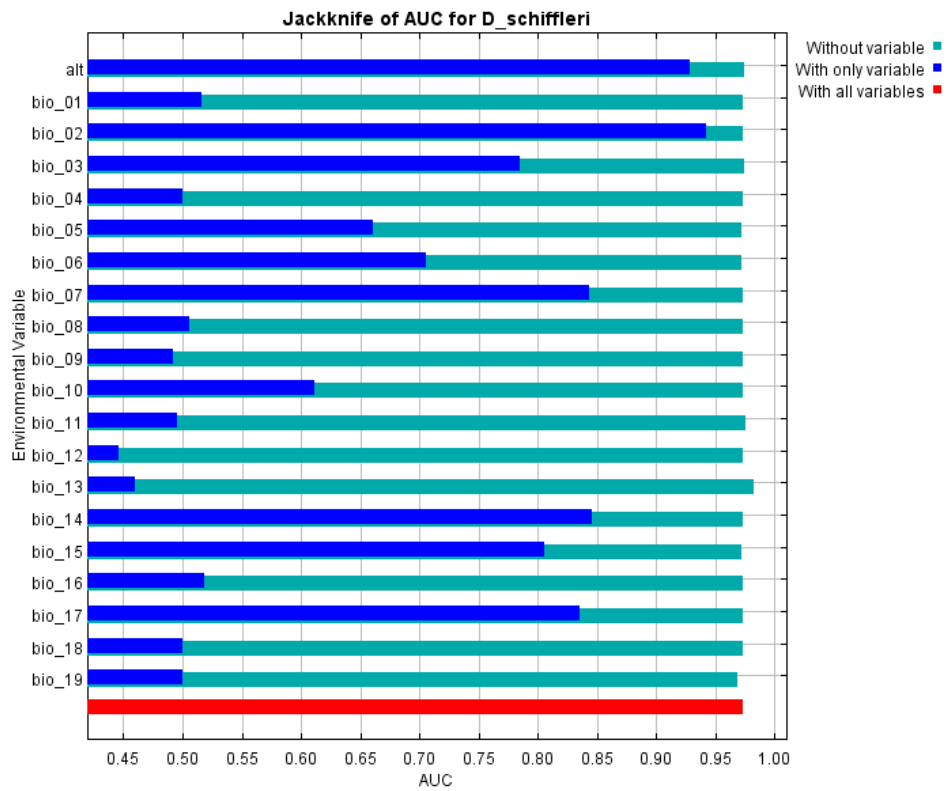


FIGURA 4. Teste de importância das 19 variáveis bioclimáticas e altitude utilizadas no modelo de distribuição de *D. schiffleri* pelo método Jackknife com os valores de AUC de cada variável. Os gráficos descrevem o valor de AUC de cada variável isoladamente, quando a variável é excluída e quando todas as variáveis são utilizadas.

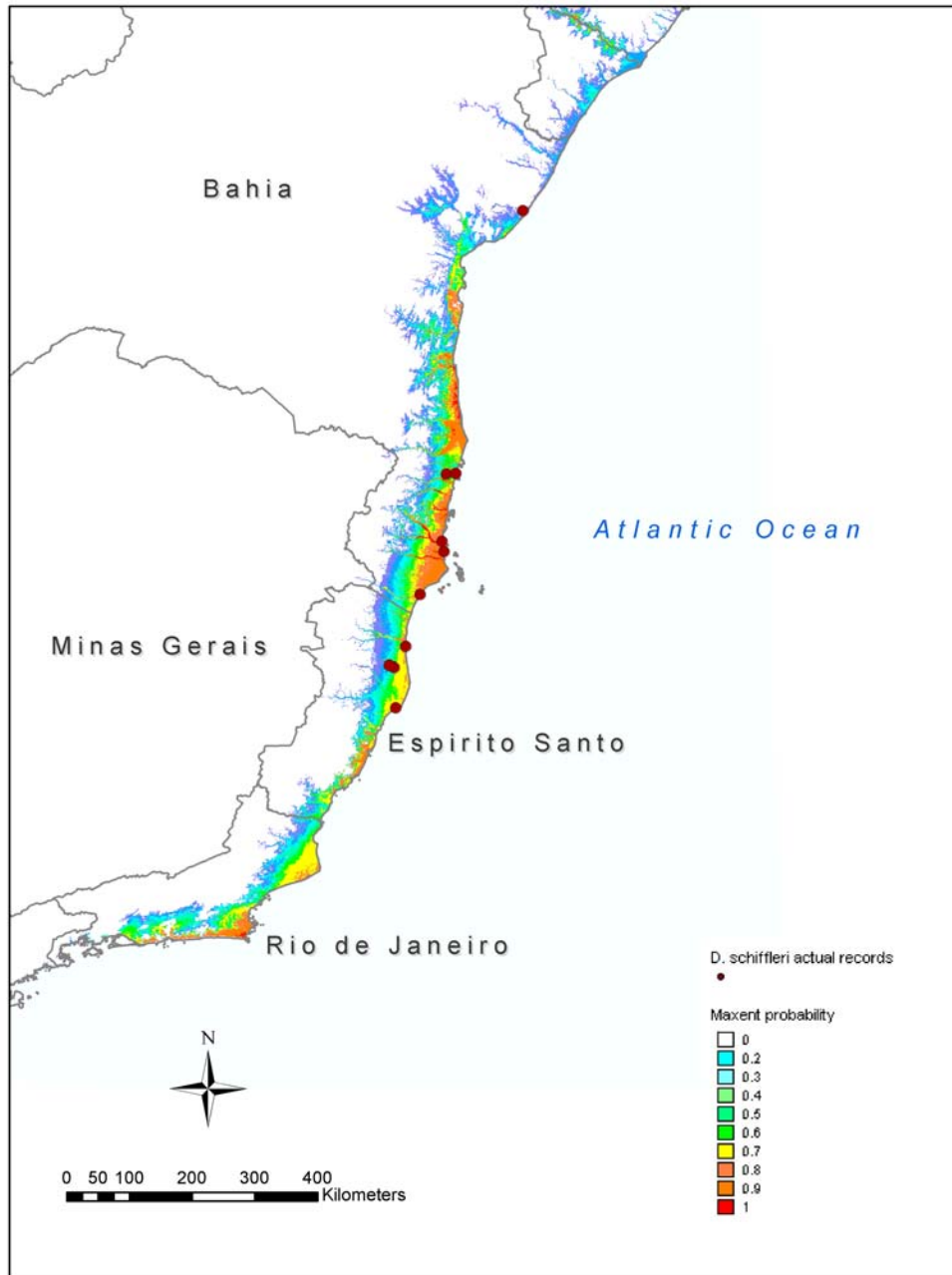


FIGURA 5. Distribuição potencial da espécie *D. schiffleri* predita pelo método Maxent. A probabilidade de ocorrência da espécie varia de 0 (min probabilidade) até 1 (máx probabilidade de ocorrência). Os círculos vermelhos representam os registros de ocorrência conhecidos para a espécie.



FIGURA 6. Corredores Central da Mata Atlântica e da Serra do Mar (delimitados em vermelho). Essas áreas são consideradas de endemismo para aves, répteis, anfíbios e mamíferos. Fonte: A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica (Rocha et al., 2003).

6 DISCUSSÃO

A obtenção de dados sobre as áreas climaticamente favoráveis à ocorrência de espécies raras de Scarabaeidae tem fornecido importantes resultados sobre a distribuição desses besouros e sobre áreas potenciais para o

estabelecimento de estratégias conservacionistas (Lobo & Davis, 1999; Martín-Piera, 2001; Lobo & Martín-Piera, 2002; Chefaoui et al., 2005, Kohlmann et al., 2007). Áreas sob a influência de clima árido e solos arenosos, como as zonas costeiras, são habitats de ocorrência de espécies raras e de endemismo de escarabeídeos (Rensburg et al., 1999; Lobo et al., 2001), sendo este o primeiro estudo a modelar áreas potenciais para a ocorrência de uma espécie de Scarabaeidae da costa Atlântica da América do Sul através de envelopes climáticos.

A probabilidade restrita de ocorrência de *D. schiffleri* em uma pequena porção da costa brasileira, justifica-se pela história geológica e climatológica das faixas estreitas que correspondem aos corredores ecológicos Central da Mata Atlântica e da Serra do Mar, mas a distribuição potencial da espécie é predita, sobretudo, pela variável altitude. O gradiente altitudinal é considerado um dos fatores que estruturam as comunidades de Scarabaeinae em diferentes partes do mundo (Davis et al., 1999; Gaston & Chown, 1999; Lobo & Halfter, 2000; Escobar et al., 2007). Da mesma forma que habitats montanhosos são considerados refúgios e centros de endemismos para Scarabaeidae (Lumaret & Stiernet, 1991), habitats localizados nas zonas costeiras, também, são caracterizados como centros de endemismos (Davis, 1997). É uma variável, entretanto, que pode estar relacionada com outros fatores, como microclima, tipo de solo, estrutura da vegetação. Todos esses componentes podem ser determinantes para a ocorrência de escarabeídeos em um determinado habitat (Nealis, 1977; Doube, 1991; Andresen, 2005). Portanto, a altitude pode não ser *per se* o fator preditor de *D. schiffleri*, mas sim um conjunto de fatores relacionados que constituem os determinantes do ecossistema das restingas.

O termo “restinga” refere-se não somente à vegetação que compõe esses ecossistemas, mas também à sua geomorfologia (Zamith & Scarano, 2006). A formação das restingas tem origem no período Quaternário e é composta

fitosionomicamente por um mosaico de comunidades de plantas de hábito rasteiro, arbustivo e arbóreo com florestas de até 20 m de altura. Quanto à vegetação, a restinga é caracterizada como componente dos ecossistemas da Floresta Atlântica, localizada nas baixadas litorâneas, ao longo de cordões arenosos. As restingas são ambientes considerados relativamente abertos, o que implica em um elevado aporte de iluminação solar penetrando entre os espaços da vegetação. Adicionalmente, o substrato arenoso, além da reflexão da luz, implica em uma rápida percolação da água pluvial (Esteves & Lacerda, 2000).

Historicamente a vegetação da restinga é sujeita a um ambiente seco, pobre em nutrientes, com alta salinidade, ventos fortes e elevadas temperaturas do solo e ar (Reinert et al., 1997). Todas essas condições adversas em conjunto fazem das restingas um habitat altamente seletivo, que é ocupado por espécies com alta plasticidade ecológica, entretanto, com pouquíssimos endemismos relatados (Barbosa et al., 2004; Rocha et al., 2005). Ainda há uma particularidade relatada para a faixa entre os paralelos 13^o S e 21^o S, onde é aumentada a influência de estuários fluviais grandes e de praias barreiras, formando as restingas sob um clima úmido, também, com muitos recifes de arenito emersos (Cerqueira, 2000). Essa faixa corresponde aos locais de máxima predição de ocorrência para a espécie *D. schiffleri*, em que existam, possivelmente, condições ambientais únicas para a sobrevivência da espécie dentre os ecossistemas costeiros situados em baixa altitude.

A região entre o norte do estado do Espírito Santo e a costa sudoeste da Bahia tem sido considerada como um refúgio Pleistocênico durante uma das mais antigas transgressões marinhas (Flexor et al., 1984). As alterações climáticas ao longo da costa brasileira e as mudanças no nível do mar que produziram esses refúgios tiveram influência significativa na ocorrência e extensão dos habitats costeiros (Vanzolini & Williams, 1981). Provavelmente afetaram os processos evolutivos das espécies costeiras (Rocha et al., 2005).

Essa região é denominada Corredor Central da Mata Atlântica, uma das principais zonas de endemismos da Mata Atlântica e de grande valor para a conservação. Outra área de alta probabilidade de ocorrência predita para a espécie compreende a região mais próxima ao mar do Corredor da Serra do Mar, outro grande centro de endemismo da Mata Atlântica para várias espécies de vertebrados.

Fatores externos aos climatológicos também podem estar influenciando a distribuição atual da espécie. Como hipótese para a distribuição de *D. schiffleri* pode-se sugerir que há uma barreira geográfica limitando sua ocorrência – o Rio Doce. Estudos filogeográficos recentes vêm assegurando que o Rio Doce pode limitar a ocorrência de espécies (Pellegrino et al., 2005; Gazziotin et al., 2006; Cabanne et al., 2007). Carnaval & Moritz (2008), referem-se ao o Rio Doce e ao Rio São Francisco como limites dos refúgios florestais, através de modelagem climática, em acordo com a hipótese de rios, como barreiras geográficas, proposta por Moritz et al. (2000). Pelo fato de não se ter obtido dados de presença da espécie abaixo da margem sul do Rio Doce, com exceção de 3 indivíduos coletados em Regência, acredita-se que esse seja mais um relato de um rio como barreira para a dispersão de uma espécie, a despeito de áreas ao sul desse limite, que corresponde ao Corredor da Serra do Mar, terem sido preditas com máxima ocorrência para a espécie pelo modelo. Possivelmente os poucos indivíduos que conseguem ultrapassar essa barreira não conseguem estabelecer suas populações por fatores além dos climatológicos, como competição com espécies co-genéricas estabelecidas nos limites sul do Rio Doce (Louzada et al., 1997).

Outros possíveis fatores que impedem a ocorrência de *D. schiffleri* são a presença de grandes centros urbanos nas áreas preditas como de potencial probabilidade de ocorrência impedindo sua dispersão (Vitória e Rio de Janeiro),

e, também, a intensa degradação de áreas preservadas de restinga (Vieira et al., 2008).

Extremos da área de extensão selecionada para a modelagem, como pontos na costa do Rio Grande do Sul apresentaram uma probabilidade próxima a 30% para a ocorrência de *D. schiffleri*. Maxent é um método que modela a distribuição das espécies de acordo com as variáveis climáticas incluídas no algoritmo do modelo, portanto, não são consideradas as barreiras geográficas e ecológicas, ou fatores históricos, que justificariam a ausência da espécie em áreas potencialmente favoráveis à sua distribuição.

Para o enfoque conservacionista, não somente a estreita extensão de distribuição predita para *D. schiffleri* faz dessa uma espécie extremamente ameaçada. Um agravante para *D. schiffleri* é sua sensibilidade aos efeitos das modificações antropogênicas aos quais os ecossistemas costeiros são sujeitos, como distúrbios e conversão de áreas de restinga preservadas (Vieira et al., 2008). Esses dois fatores em associação fazem de *D. schiffleri* uma das espécies de insetos mais ameaçadas do Brasil. Ainda, a Floresta Atlântica como um todo, é um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados, com apenas 5% de remanescentes intactos (Oliveira-Filho & Fontes, 2000) e as restingas, como uma das suas formações mais ameaçadas do Brasil.

Conclui-se que a distribuição predita para essa espécie, através do método MAXENT, restringe-se a uma estreita faixa que se estende do litoral da Bahia até o Rio de Janeiro. A ocorrência de *D. schiffleri* está associada a fatores climatológicos e à baixa elevação do solo que caracterizam uma pequena porção de vegetação de restinga e compreende às áreas dos Corredores Central da Mata Atlântica e da Serra do Mar. Como a espécie não foi registrada abaixo da margem sul do Rio Doce, exceto 3 indivíduos em Regência, a distribuição de *D. schiffleri*, aparentemente, está restrita ao norte do Rio Doce, que é possivelmente uma barreira geográfica para a espécie.

Esses resultados justificam a permanência dessa espécie na Lista de Fauna Ameaçada do Brasil e requer mais investimentos em pesquisa e atenção dos órgãos governamentais para sua conservação em seu habitat natural.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRESEN, E. Effects of season and vegetation type on community organization of dung beetles in a tropical dry forest. **Biotropica**, v. 37, p. 291-300, 2005.

BARBERO, E.; PALESTRINI, C.; ROLANDO, A. Dung beetle conservation effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Journal of Insect Conservation**, v. 3, p. 75-84, 1999.

BARBOSA, F. A. R.; SCARANO, F. R.; SABARÁ, M. G.; ESTEVES, F. A. Brazilian LTER: ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 90, p. 121-133, 2004.

BRIED, J. T.; HERMAN, B. D.; ERVIN, G. N. Umbrella potential of plants and dragonflies for wetland conservation: a quantitative case study using the umbrella index. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 44, p. 833-842, 2007.

BROSI, B. J.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. **Ecological Applications**, v. 17, p. 418-430, 2007.

BROWN, K. S.; FREITAS, A. V. Atlantic forest butterflies: indicators for landscape conservation. **Biotropica**, v. 32, p. 934-956, 2000.

CABANNE, G. S.; SANTOS, F. R.; MIYAKI, C. Y. Phylogeography of *Xiphorhynchus fuscus* (Passeriformes, Dendrocolaptidae): vicariance and recent demographic expansion in southern Atlantic forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 91, p. 73-84, 2007.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 1187-1201, 2008.

CERQUEIRA, R. Biogeografia das restingas. In: ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Macaé: UFRJ, 2000. 446 p.

CHEFAOUI, R. M.; HORTAL, J.; LOBO, J. M. Potential distribution modeling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian *Copris* species. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 327-338, 2005.

DAVIS, A. L. V. Climatic and biogeographical associations of southern African dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae s. str.). **African Journal of Ecology**, Pretoria, v. 35, p. 10-38, 1997.

DAVIS, A. L. V. Dung beetle diversity in South Africa: influential factors, conservation status, data inadequacies and survey design. **African Entomology**, v. 10, p. 53-65, 2002.

DAVIS, A. L. V.; SCHOLTZ, C. H.; CHOWN, S. L. Species turnover, community boundaries and biogeographical composition of dung beetle assemblages across an altitudinal gradient in South Africa. **Journal of Biogeography**, v. 26, p. 1039-1055, 1999.

DOUBE, B. M. Dung beetles of southern Africa. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University, 1991. p. 133-155.

ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, M.; DUDÍK, S.; FERRIER, A.; GUIBAN, R. J.; HIJMANS, F.; HUETTSMANN, J. R.; LEATHWICK, A.; LEHMANN, J.; LI, L. G.; LOHMANN, B. A.; LOISELLE, G.; MANION, C.; MORITZ, M.; NAKAMURA, Y.; NAKAZAWA, J. M.; OVERTON, A. T.; PETERSON, S. J.; PHILLIPS, K.; RICHARDSON, R.; SCACHETTI-PEREIRA, R. E.; SCHAPIRE, J.; SOBERÓN, S.; WILLIAMS, M. S.; WISZ, N.; ZIMMERMANN, E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; ARELLANO, L. From forest to pasture: an evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the Neotropical region. **Ecography**, v. 30, p. 193-208, 2007.

ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**.

Macaé: UFRJ, 2000. 446 p.

FINCH, J. M.; SAMMAYS, M. J.; HILL, T. R.; PIPER, S. E.; TAYLOR, S. Application of predictive distribution modeling to invertebrates: odonata in South Africa. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 4239-4251, 2006.

FJELDSAÅ, J.; LOVETT, J. C. Biodiversity and environmental stability. **Biodiversity and Conservation**, v. 6, p. 315-323, 1997.

FLEXOR, J. M.; MARTIN, L.; SUGUIO, K.; DOMINGUEZ, J. M. L. Gênese dos cordões litorâneos na parte central da costa brasileira. In: LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (Ed.). **Restingas: origem, estrutura, processos**. Niterói: CEUFF, 1984. p. 35-46.

FOWLER, H. G. The population status of the endangered Brazilian endemic leaf-cutting ant *Atta robusta* (Hymenoptera: Formicidae). **Biological Conservation**, Essex, v. 74, p. 147-150, 1995.

GASTON, K. L.; CHOWN, S. L. Elevation and climatic tolerance: a test using dung beetles. **Oikos**, Buenos Aires, v. 86, p. 584-590, 1999.

GAZZIOTIN, F. G.; MONZEL, M.; ECHEVERRIGARAUY, S.; BONATO, S. L. Phylogeography of the *Bothrops jararaca* complex (Serpentes: Viperidae): past fragmentation and island colonization in the Brazilian Atlantic forest. **Molecular Ecology**, v. 15, p. 3969-3982, 2006.

GRAHAM, C. H.; HIJMANS, R. J. A comparison of methods of species ranges and species richness. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, p. 578-587, 2006.

GUISAN, A.; THRUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecological Letters**, v. 8, p. 993-1009, 2005.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 147-186, 2000.

HIJMANS, R. J.; CAMERON, S. E.; PARRA, J. L.; JONES, P. G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978, 2005.

HUGHES, J. B.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Conservation of insect

diversity: a habitat approach. **Conservation Biology**, Essex, v. 14, p. 1788-1797, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br>>. Acesso em: 10 dez. 2007.

KOHLMANN, B.; SOLÍS, A.; ELLE, O.; SOTO, X.; RUSSO, R. Biodiversity, conservation, and hotspot atlas of Costa Rica: a dung beetle perspective (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Zootaxa**, v. 1457, p. 1-34, 2007.

LOBO, J. M.; DAVIS, A. L. V. An intercontinental comparison of dung beetle diversity between two Mediterranean-climatic regions: local versus regional and historical influences. **Diversity and Distributions**, v. 5, p. 91-103, 1999.

LOBO, J. M.; HALFFTER, G. Biogeographical and ecological factors affecting altitudinal variation of mountainous communities of coprophagous beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea): a comparative study. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 93, p. 115-126, 2000.

LOBO, J. M.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue (France). **Diversity and Distributions**, v. 7, p. 257-270, 2001.

LOBO, J. M.; MARTÍN-PIERA, F. Searching for a predictive model for species richness of Iberian dung beetle based on spatial and environmental variables. **Conservation Biology**, Essex, v. 16, p. 158-173, 2002.

LOPES, P. P. Comunidade de insetos de uma reserva de mata Atlântica no litoral norte da Bahia, reserva da Sapiranga: uma análise preliminar. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza: UFC, 2003. cap. 3, p. 347-348.

LOUZADA, J. N. C.; LOUZADA, L. A. O.; SCHIFFLER, G. Sobreposição de nichos e coexistência em duas espécies de *Dichotomius* Hope 1838 (Coleoptera, Scarabaeidae) na restinga da ilha de guriri, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 14., 1997, Salvador, BA. **Anais...** Salvador: UFBA, 1997. p. 193.

LOUZADA, J. N. C.; SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Efeitos do

fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta, Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri – ES. In: SIMPÓSIO DE IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF, 1996. p. 161-169.

LUMARET, J. P.; STIERNET, N. Montane dung beetles. In: _____. **Dung beetle ecology**. New Jersey: University of Princeton, 1991. p. 242-254.

MARTÍN-PIERA, F. Apuntes sobre biodiversidad y conservación de insectos: dilemmas, ficciones y soluciones? **Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa**, v. 20, p. 25-55, 1997.

MARTÍN-PIERA, F. Area networks for conserving Iberian insects: a case study of dung beetles (col., Scarabaeoidea). **Journal of Insect Conservation**, v. 5, p. 233-252, 2001.

MCGEOCH, M. A. Insect conservation in South Africa: an overview. **African Entomology**, Pretoria, v. 10, p. 1-10, 2002.

MORITZ, C.; PATTON, J. L.; SCHNEIDER, C. J.; SMITH, T. B. Diversification of rainforest faunas: an integrated molecular approach. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 31, p. 533-563, 2000.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NEALIS, V. G. Habitat associations and community analysis of South Texas dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 55, p. 138-147, 1977.

NEW, T. R.; PYLE, R. M.; THOMAS, J. A.; THOMAS, C. D.; HAMMOND, P. C. Butterfly conservation management. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 40, p. 57-83, 1995.

NEW, T. R. Beetles and conservation. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 1-4, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PEARCE, J.; FERRIER, S. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. **Ecological Modelling**, v. 128, p. 127-147, 2000.

PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A. T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 102-117, 2007.

PELLEGRINO, K. C. M.; RODRIGUES, M. I.; WAITE, N. A.; MORANDO, M.; YASSUDA, Y. Y.; SITES, J. W. Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwii* complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with river systems in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 85, p. 13-26, 2005.

PHILLIPS, S. **A brief tutorial on Maxent**: AT&T research. Disponível em: <<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/tutorial.doc>>. Acesso em: 1 maio 2008.

PHILLIPS, S.; MIROSLAV, D. Modeling species distribution with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, p. 161-175, 2008.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231-259, 2006.

PYLE, R.; BENTZIEN, M.; OPLER, P. Insect conservation. **Annual Review Entomology**, Stanford, v. 26, p. 233-258, 1981.

REINERT, F.; ROBERTS, A.; WILSON, J. M.; RIBAS, L.; CARDINOT, G.; GRIFFITHS, H. Gradation in nutrient composition and photosynthetic pathways across the restinga vegetation of Brazil. **Botanica Acta**, v. 110, p. 135-142, 1997.

RENSBURG, B. J. van; MCGEOCH, M. A.; CHOWN, S. L.; JAARSVELD, A. S. van. Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland centre of endemism, South Africa. **Biological Conservation**, Essex, v. 88, p. 145-153, 1999.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, M. V. **A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica**. São Carlos: Rima, 2003. 156 p.

ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. van; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. Endemic and threatned tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the Central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 65, p. 159-168, 2005.

SAATCHI, S.; BUERMANN, W.; TER STEEGE; MORI, S.; SMITH, T. B. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 2000-2017, 2008.

SAMMAYS, M. J. Insect conservation: a synthetic management approach. **Annual Review of Entomology**, Stanford, v. 52, p. 465-487, 2007.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; LOUZADA, J. N. C. Occurrence of *Atta robusta* Borgmeier (Hymenoptera: Formicidae) in the North of Espírito Santo State, Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 33, p. 265-266, 2004.

VANZOLINI, P. E.; WILLIAMS, E. E. The vanishing refuge: a mechanism for ecogeographic speciation. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 34, p. 251-255, 1981.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C.; GAVINO, M. Nova espécie de *Dichotomius* Hope, 1838 (Coleoptera, Scarabaeidae) do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 45, p. 99-102, 2001.

VIEIRA, L. M.; LOUZADA, J. N. C.; SPECTOR, S. Effects of degradation and replacement of Southern Brazilian coastal sandy vegetation on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Biotropica**, 2008. No prelo.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 87-94, 2006.

Este capítulo será transformado em artigo científico, de acordo com as normas da Revista Diversity and Distributions e submetido para publicação

CAPÍTULO 4

Plano de ação para a conservação de *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino, 2001

1 RESUMO

A espécie ameaçada *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino, 2001, foi registrada, até o presente momento, apenas em habitats preservados de ecossistemas costeiros. A conservação desse *taxon* merece especial atenção, pois sua distribuição geográfica é restrita aos Estados da Bahia e Espírito Santo e a espécie apresenta alta especificidade a habitats preservados de restinga. Todos os sistemas costeiros estão atualmente ameaçados pelas pressões antrópicas relacionadas à expansão imobiliária e pecuária. Essa espécie está incluída nas listas vermelhas de fauna ameaçada do IBAMA e do Estado do Espírito Santo na categoria de criticamente ameaçada à extinção. Entretanto, muito pouco sobre a biologia, ecologia e distribuição da espécie é conhecido. Neste plano de ação estão reunidas informações ecológicas, ameaças e a distribuição geográfica de *D. schiffleri* e, a partir dessas, são propostas estratégias de ação para sua conservação. Para o sucesso das estratégias conservacionistas são propostos: a implantação de novas Unidades de Conservação em áreas preservadas de restinga; estudos populacionais detalhados sobre a biologia reprodutiva e interações ecológicas de *D. schiffleri*, monitoramento populacional e levantamento de novas populações da espécie, assim como a divulgação das estratégias de conservação às comunidades locais.

Palavras-chave: Coleoptera, conservação de insetos, espécies ameaçadas, restinga, Scarabaeinae

Orientador: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

**Action Plan for the dung beetle specie *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello,
Louzada & Gavino, 2001**

2 ABSTRACT

The endangered dung beetle *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino, 2001, has been recorded exclusively in preserved Coastal ecosystems areas. Its conservation deserves special attention because of its restricted range (from Espírito Santo to Bahia) and because it is a habitat specialist restricted to pristine restinga vegetation. This ecosystem is under high anthropogenic pressure, associated with residential development, fire, and woodland exploitation. This species was listed as critically endangered by the IUCN red list as well in the IBAMA national red list and Espírito Santo's Endangered Fauna's regional red list. Despite this, little is known about its biology, ecology and potential geographic distribution. This action plan presents all known available information about *D. schiffleri* ecology, distribution and threats. It also suggests action strategies for its conservation, focusing on: establishment of new Conservation Units in restingas areas; detailed population studies (biology, reproduction and interactions), population monitoring programs, and provision of advice to local communities about conservation strategies.

Keywords: coastal sandy vegetation, Coleoptera, insect conservation, endangered species, Scarabaeinae

Advisor: Júlio Neil Cassa Louzada - UFLA

3 INTRODUÇÃO

O gênero *Dichotomius* Hope, 1838, com aproximadamente 160 espécies válidas (Camberfort, 1991; Kohlmann & Solís, 1997), é representado por besouros coprófagos de médio a grande porte, com hábitos noturnos, encontrados muitas vezes abundantemente em florestas (Gill, 1991) e savanas tropicais, necessitando urgentemente de uma revisão taxonômica pela grande quantidade de espécies novas encontradas (Vaz-de-Mello, 1999). No Brasil existem aproximadamente 80 espécies do gênero *Dichotomius*, incluída a espécie ameaçada *D. schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino, 2001. *D. schiffleri* é uma espécie de cor negra, de 12 a 17 mm de comprimento (Figura 1). Apresenta dois dentes na parte anterior da cabeça e no protórax, assim como uma fóvea de cada lado do bordo látero-posterior do protórax, o que a distingue das demais espécies do mesmo gênero (Vaz-de-Mello & Louzada, 2008).

Desde sua descrição (Vaz-de-Mello et al., 2001), a espécie tem sido registrada apenas em habitats preservados de ecossistemas costeiros que compõem a Mata Atlântica (capítulo 3, neste volume). A Zona Costeira abriga um mosaico de ecossistemas de alta relevância ambiental, com interações que lhe conferem o caráter de fragilidade e que requerem atenção especial do poder público (PNGC II). A maior parte da população mundial vive em Zonas Costeiras e há uma tendência ao aumento da concentração demográfica nessas regiões (PNGC II). Como resultado da ocupação humana, observa-se a extirpação da Mata Atlântica que, atualmente, ocupa apenas cinco por cento de sua área de distribuição original (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

Também preocupante é como vêm sendo utilizados os ecossistemas associados à Mata Atlântica, como as vegetações de restinga a qual ocupa a extensão de, aproximadamente, 5.000 Km ao longo da linha costeira (Lacerda et

al., 1984). A pressão antrópica gerada pela especulação imobiliária, extração madeireira, exploração irregular da areia, conversão das áreas de cobertura vegetal em pastagens e queimadas vêm sendo relatadas como a principal ameaça a esse ecossistema (Louzada et al., 1996). Não diferentes são as ameaças às áreas de restinga em que a espécie é registrada (Azevedo et al., 2007).

Em razão da alta especificidade aos habitats preservados de restinga, a espécie *D. schiffleri* requer especial atenção por parte dos conservacionistas e órgãos competentes. Como contribuição para a conservação da espécie, é proposto neste plano um conjunto de informações sobre a biologia e ecologia do besouro ameaçado *D. schiffleri*, assim como estratégias de ação e medidas mitigadoras para conservação do mesmo.

4 OBJETIVOS DO PLANO DE AÇÃO

4.1 Compilar informações existentes sobre a espécie ameaçada *D. schiffleri* de forma prática para serem aplicadas como estratégias para sua conservação.

4.2 Caracterizar as ameaças para essa espécie.

4.3 Identificar, descrever e priorizar as ações necessárias para a conservação de *D. schiffleri*.

4.4 Fornecer um documento que possa ser utilizado como instrumento por órgãos públicos e não governamentais em prol da conservação da espécie ameaçada em questão.



FIGURA 1. (A) Vista dorsal de um indivíduo da espécie ameaçada *Dichotomius schiffleri* (B) Vista frontal da espécie. Uma das características de *D. schiffleri* é a ausência de cornos na parte dorsal da cabeça. Fotos: L. Vieira

5 PLANO DE AÇÃO PARA *D. schiffleri*

5.1 Nome popular: besouro rola-bosta de Guriri

5.2 Áreas de ocorrência conhecida: Costa Oriental Brasileira (Estados da Bahia e do Espírito Santo) – encontrado em Matas de Restinga preservadas e grandes fragmentos de Matas de Tabuleiro (mais de 2,000 ha de extensão) (Figura 2).

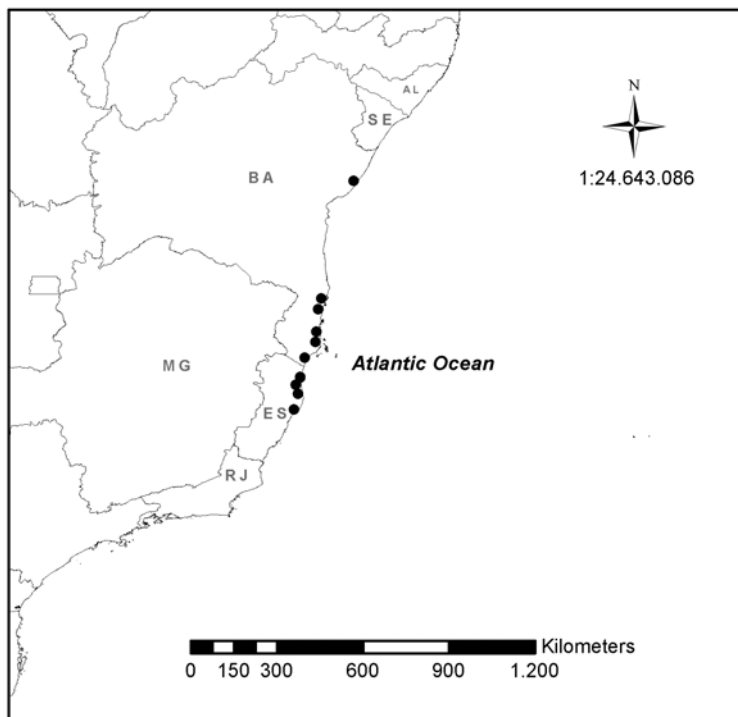


FIGURA 2. Área de ocorrência observada da espécie ameaçada *D. schiffleri*. Os dez pontos de ocorrência registradas para a espécie estão localizados na Costa Oriental brasileira, nos Estados do Espírito Santo e Bahia.

5.3 Visão geral do estado de conservação da espécie:

Atual categoria de ameaça avaliada legalmente (Internacional e Nacional)

5.3.1 2003 IBAMA: Criticamente em perigo.

5.3.2 2005 Listas das Espécies Ameaçadas de Extinção no Espírito Santo:

Criticamente em perigo.

5.3.3 IUCN: Não citada.

5.4 Principais ameaças para a espécie:

A principal ameaça para *D. schiffleri* é a redução e degradação do seu habitat natural que implica na redução da área disponível para suas populações. Essa ameaça pode ser associada a diversos interesses econômicos causados pela urbanização. A ocupação do solo nas áreas litorâneas vem sendo intensificada desde a colonização europeia no século XVI, sendo que nessas áreas é onde atualmente se concentra a maior densidade/Km² da população brasileira (Rocha et al., 2005). Esta prática não raramente desobedece à legislação brasileira, a qual ampara de forma plena a conservação de ecossistemas costeiros (veja item 4.1).

A especulação imobiliária gerada em torno das áreas litorâneas, em virtude de seu alto valor comercial, contribui para a transformação das áreas com cobertura vegetal original em terrenos para a construção de residências (Figura 3A) e áreas de lazer voltadas ao turismo no litoral, inclusive naquelas de ocorrência da espécie (Vaz-de-Mello & Louzada, 2008). Os cordões arenosos costeiros são, naturalmente, mais vulneráveis aos impactos da recreação devido à dinâmica de interações entre vento, marés e sedimentos (Priskin, 2003). Ainda são considerados impactos relacionados à urbanização, a extração ilegal de areia para a construção civil e a deposição de lixo em áreas de vegetação costeira (Figura 3B).

Outra atividade econômica que tem contribuído para a alteração da paisagem do Estado do Espírito Santo e do sul da Bahia é a pecuária. Para tal prática, áreas extensas são convertidas em pastagem, onde normalmente são utilizadas como cobertura, espécies de gramíneas exóticas do gênero *Brachiaria* (Figura 4A). Para o manejo das pastagens, comumente utiliza-se o fogo como instrumento de limpeza e renovação da vegetação (Figuras 4B e C) o qual pode causar incêndios não controlados em áreas nativas vizinhas, prejudicando seriamente as comunidades animais associadas (Teixeira et al., 2005), incluindo um relato para a espécie ameaçada *D. schiffleri* (Louzada et al., 1996).

A vegetação da restinga é muito vulnerável às queimadas porque há grande quantidade de serrapilheira não decomposta que se acumula sobre o solo e às condições microclimáticas favoráveis à combustão deste material (Teixeira et al., 2005). Além disso, as restingas exibem baixa resiliência após eventos de distúrbio, isto é, requerem grandes períodos de tempo para que retornem ao estado precedente a ele (Louzada et al., 1996; Teixeira et al., 2005).

A utilização de madeira nativa como insumo energético para a produção de carvão e lenha doméstica, ainda é um fator de degradação comum em remanescentes florestais no Espírito Santo (Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica - IPEMA, 2005), apesar dos esforços do governo estadual em gerar alternativas de recursos para proprietários rurais contribuírem para a redução da pressão sobre os remanescentes de florestas naturais (Comissão coordenadora do relatório estadual sobre meio ambiente e desenvolvimento, 1992).



FIGURA 3. Ameaças à vegetação da restinga pela construção ilegal de imóveis em áreas de transição de Restinga-Mangue, no município de Mucuri – BA (A) e uso de áreas como depósito de lixo pelos moradores locais (B).



FIGURA 4. Ameaças à vegetação da restinga. (A) Conversão da cobertura vegetal em pastagem. Outra grande fonte de distúrbio são as queimadas intencionais que modificam totalmente a vegetação original. (B) Mata de restinga antes do evento de queimada e (C) após o evento.

5.5 Ecologia e História Natural

Dichotomius schiffleri é considerada taxonômica e ecologicamente próxima a uma espécie simpátrica do mesmo gênero (Vaz-de-Mello et al., 2001). Desde seu primeiro registro, em 1996, no caso citada como uma espécie não identificada de do gênero *Dichotomius*, *D. schiffleri* tem sido considerada endêmica para as formações de restinga da Ilha de Guriri (18°47'48"S, 39°44'29"W), município de São Mateus, norte do ES (Louzada et al., 1996), onde hoje está localizada a Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra (Figura 5). A espécie foi categorizada como criticamente em perigo pelos critérios IUCN (International Union for Conservation of Nature) e incluída na Lista de Fauna Ameaçada publicada pelo IBAMA (2003) em razão de sua especificidade e sensibilidade à degradação ao habitat. Sua distribuição atual foi ampliada recentemente, entretanto, continua restrita a alguns dos ecossistemas que compõem a Mata Atlântica nos Estados da Bahia e do Espírito Santo (Restingas e Mata Atlântica de Tabuleiro) (Lopes, 2003; Vieira et al., 2008).

Além de apresentar uma distribuição geográfica reduzida, essa espécie está altamente associada às áreas preservadas nos habitats em que ocorrem (Figura 6). O registro de exemplares dessa espécie se deu apenas para formação *Clusia* e matas de Restinga sem sinal de grandes eventos de distúrbios e dois registros para fragmento de Mata Atlântica de Tabuleiro com extensão superior a 2.000 hectares (capítulo 3, neste volume).

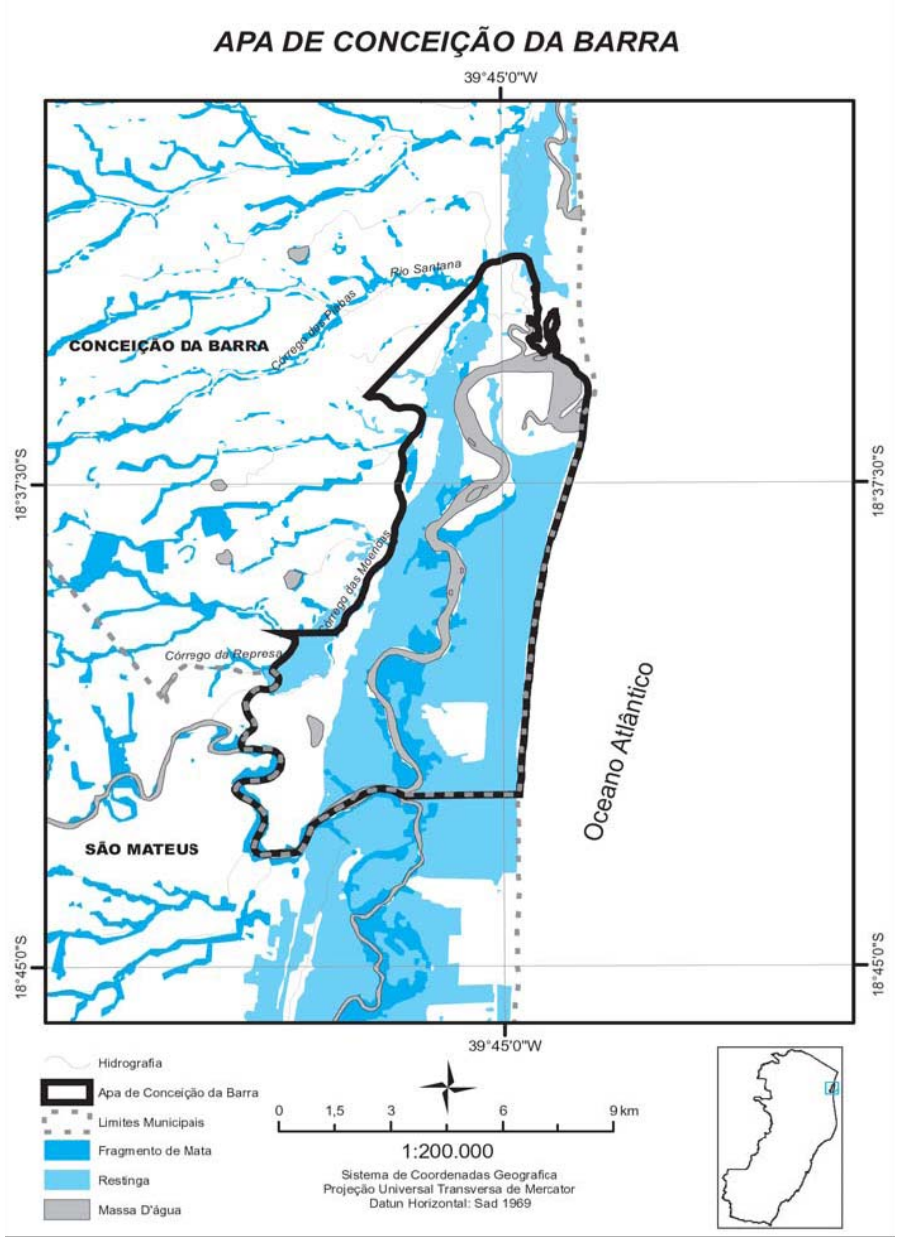


FIGURA 5. Mapa da APA de Conceição da Barra, localizada em sua maior parte na Ilha de Guriri, Norte do ES. Sua área protege, principalmente, áreas de restinga e mangue. Extraído de IPEMA, 2005.

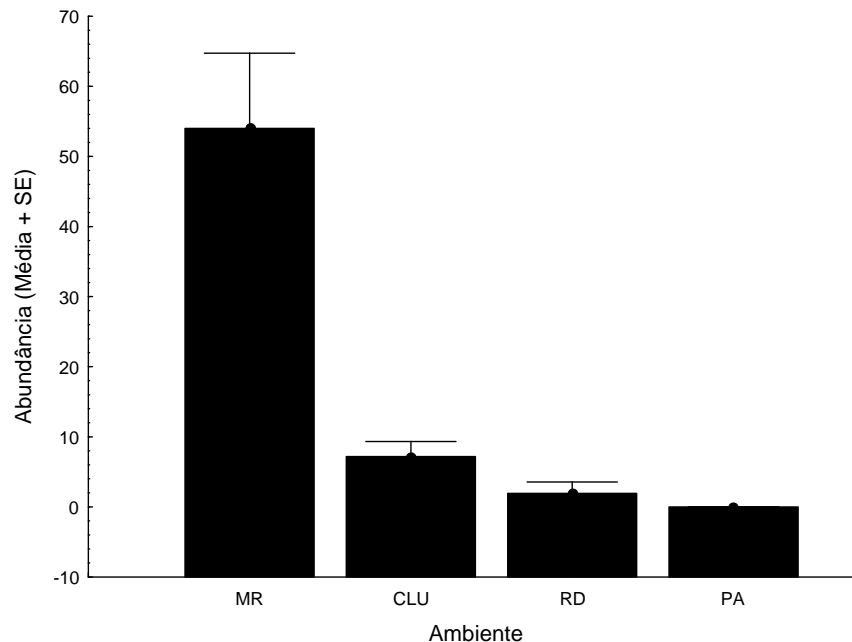


FIGURA 6. Padrão de utilização de habitats pela espécie *D. schiffleri* na Ilha de Guriri, norte do ES. Abundância média e erro padrão em habitats (Habitats (MR= restinga arbórea, CLU= restinga clúsia, RD= restinga degradada, PA= pastagem) (J. Louzada et al., dados não publicados).

Quanto aos hábitos alimentares, observa-se que os adultos são generalistas, alimentando-se de fezes, carcaças, frutos, ovos e fungos em decomposição (Figura 7) (Vaz-de-Mello & Louzada, 2008). Nota-se, também, que a espécie é mais ativa no crepúsculo e quase não se movimenta durante o dia (Figura 8) (Louzada et al., dados não publicados). Já os hábitos reprodutivos são desconhecidos. Infere-se, entretanto que, pelo conhecimento das demais espécies do grupo, constroem um ninho subterrâneo logo abaixo da fonte de alimento (Vaz-de-Mello & Louzada, 2008). Dados de uma espécie co-genérica, *D. bos* (Mann.1829), publicados por Alves & Nakano (1978), podem auxiliar no entendimento da biologia reprodutiva de *D. schiffleri*. Adultos de *D. bos*

constroem pêras de incubação, aproximadamente, no 37^o dia após sua penetração no solo. O número de ovos encontrados por fêmea, em condições de laboratório, foi de no máximo dois. A razão sexual é de 1 macho para 3,71 fêmeas e são insetos univoltinos, ou seja, o evento reprodutivo ocorre uma vez ao ano (Alves & Nakano, 1978). Se *D. schiffleri* apresenta biologia reprodutiva similar à *D. bos*, como comumente observado em espécies co-genéricas de Scarabaeinae (Halffter & Edmonds, 1982), pode-se inferir que essa espécie apresenta baixo potencial biótico e, provavelmente, reduzida capacidade de reposição populacional após eventos de declínio.

As interações de predação e parasitismo de *D. schiffleri* ainda não foram descritas. Foi observado, entretanto, que alguns indivíduos apresentam associação com ácaros da família Macrochelidae que, eventualmente, podem funcionar como parasitas facultativos. Quanto à predação, infere-se que podem ser presas de sapos, corujas e outros vertebrados insetívoros/generalistas.

Para a verificação da presença de *D. schiffleri*, recomendam-se períodos amostrais máximos de 24 h em áreas preservadas de restinga. A extrapolação desse período de coleta pode levar à super-amostragem da espécie, devido à sua grande atração para armadilhas com iscas (J. Louzada, com. pess.). Nessa metodologia de coleta sugere-se a utilização de armadilhas do tipo *pitfall* (Louzada et al., 1996) e, como atrativo, iscas com, aproximadamente, 50 g de fezes humanas. Apesar da espécie ser atraída por outros tipos de iscas, as fezes humanas são significativamente mais atrativas para essa espécie.

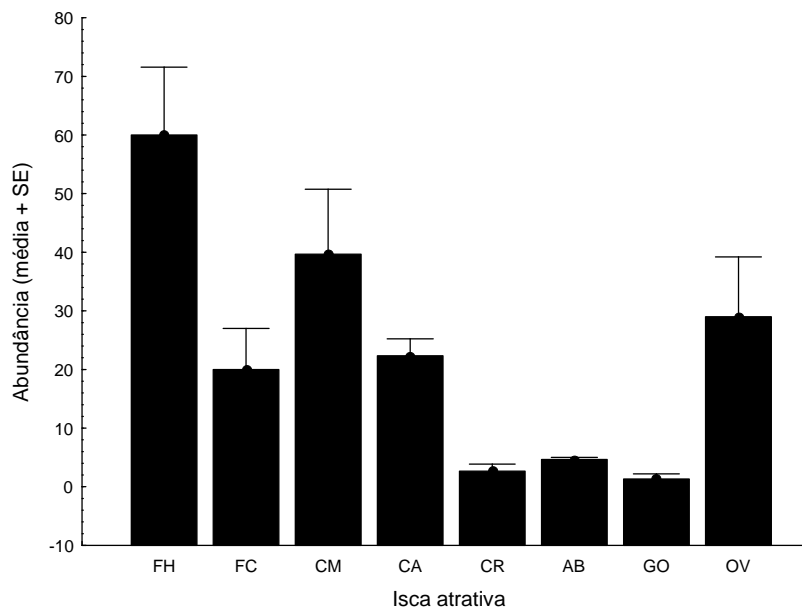


FIGURA 7. Padrão de utilização de recursos alimentares pela espécie *D. schiffleri* na Ilha de Guriri, norte do ES. Abundância média e erro padrão em recursos alimentares (FH= fezes humanas, FC= fezes de cavalo, CM= carcaça de molusco, CA= carcaça de ave, CR= carcaça de lagarto, AB= Abacaxi fermentado, GO= goiaba fermentada; OV= ovo podre) (J. Louzada et al., dados não publicados).

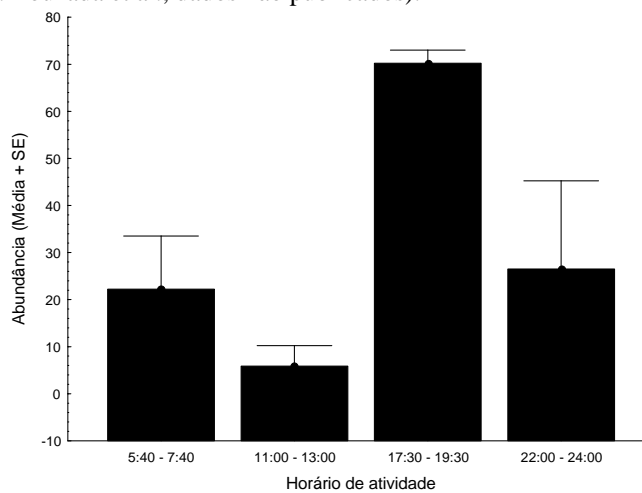


FIGURA 8. Padrão de atividade horária da espécie *D. schiffleri* na Ilha de Guriri, norte do ES. Abundância média e erro padrão em diferentes períodos do dia (Amanhecer= 5:40 às 7:40, Meio-dia= 11:00 às 13:00, Crepúsculo= 17:40 às 19:40, Noite= 22:00 às 24:00) (J. Louzada et al., dados não publicados).

5.6 Estado de conservação da espécie

Atualmente a espécie é categorizada como criticamente ameaçada pelos critérios da IUCN e citada na lista de fauna ameaçada do IBAMA e lista de espécies ameaçadas de extinção no Espírito Santo. Os novos registros da espécie, contudo, podem alterar esse *status* de ameaça para vulnerável em virtude do aumento da área de ocupação da espécie. Dados referentes à biologia e tamanho populacional da espécie são conhecidos apenas para as populações amostradas na Ilha de Guriri. Em um estudo envolvendo cinco eventos de captura-recapturas estimou-se, através do método Joly-Seber (Krebs, 1989), um tamanho populacional de mais de 2.700 indivíduos por fragmento não isolado de 1 ha em áreas preservadas de restinga na Ilha (Louzada et al., dados não publicados). Mesmo assim ainda não são conhecidos dados do *status* populacional da espécie em longo prazo ou em escalas geográficas mais amplas.

6 AÇÕES

6.1 Plano de ação e legislação

Existem no Brasil quatro leis federais que garantem a conservação das áreas de vegetação costeira e a proteção de espécies ameaçadas dentro de unidades de conservação. Essas leis complementam-se e dão suporte integral à proteção do ecossistema e da espécie ameaçada em questão. A aplicação dessas leis, em concordância com as estaduais em vigência, deverão assegurar a conservação de *Dichotomius schiffleri in situ* para a qual seguem propostas baseadas nas leis federais nº 4.771/1965, nº 6.938/1981, nº 7.661/1998 e nº 9.985/2000.

6.1.1 Conservação de mais áreas de restinga através da implementação de unidades de conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável propostas

para a conservação de *D. schiffleri* em razão de sua extrema sensibilidade a alterações ambientais. Entende-se por Proteção Integral, a manutenção dos ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana, admitido apenas o uso indireto de seus atributos naturais (art. 2^o, inciso VI, da Lei n^o 9.985, de 18 de julho de 2000). Sendo o uso indireto compreendido como aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos naturais (art. 2^o, inciso IX, da mesma Lei).

Constituem o grupo de unidades de conservação de Proteção Integral no Brasil: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre (art. 8^o, incisos I-V, da mesma Lei). O Estado do Espírito Santo possui um total de 17 unidades de conservação de Proteção Integral, sendo a maioria representada pela categoria de manejo Parque, com dez unidades (IPEMA, 2005). Dentre essas reservas, há registro de ocorrência de *D. schiffleri* apenas para a Reserva Biológica de Comboios, localizada no município de Regência, ES. Não há nenhum registro da espécie em unidades de conservação de Proteção Integral no Estado da Bahia.

O grupo de unidades de proteção de Uso Sustentável no Brasil é constituído por: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (art. 14^o, incisos I-VII, da Lei n^o 9.985, de 18 de julho de 2000). Dentre estas categorias de unidades de conservação de uso sustentável, *D. schiffleri* foi registrada em uma Área de Proteção Ambiental (APA de Conceição da Barra, ES) e três Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN da Companhia Vale do Rio Doce, ES; RPPN da Companhia Veracel Celulose, ES; e RPPN de Sapiranga, BA).

6.1.2 Instigar o cumprimento da Lei Federal que garante a conservação e restrição do uso em áreas cobertas por vegetação costeira. O licenciamento para parcelamento e remembramento do solo, construção e instalações nas características naturais da Zona Costeira deve observar as diretrizes dos Planos de Gerenciamento Costeiro a as normas dispostas na Lei Federal nº 7.661, de maio de 1998. Segundo o art. 7º da mesma Lei Federal, a degradação dos ecossistemas, do patrimônio e dos recursos naturais da Zona Costeira implicará ao agente a obrigação de reparar o dano causado e a sujeição às penalidades previstas no art. 14 da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

Esta medida pode diminuir o ritmo de degradação da vegetação de restinga em áreas não legalmente protegidas, mas que se encontram dentro da área de distribuição da espécie.

6.1.3 Instigar o cumprimento da Lei Federal que garante a proteção das espécies ameaçadas em unidades de conservação de Uso Sustentável onde se lê: “a ocorrência de dano afetando as espécies ameaçadas de extinção no interior das unidades de conservação de Uso Sustentável será considerada circunstância agravante para a fixação da pena” (art. 40º, §2º, da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000).

Para isso é preciso que as unidades de conservação que abrigam a espécie recebam apoio governamental para a implementação de estratégias conservacionistas voltadas à proteção da espécie.

6.1.4 Fazer cumprir o determinado no Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965) que considera as formações florísticas de restinga como áreas de preservação permanente, ou seja, áreas onde a intervenção e uso humanos são limitados, independentemente de direito de posse ou propriedade.

6.2 Proteção local

6.2.1 Observar se as maiores populações de *D. schiffleri* estão dentro de áreas protegidas através de levantamentos populacionais da espécie.

6.2.2 Propor transformar a área da APA de Conceição da Barra, situada na Ilha de Guriri, como unidade de conservação de Proteção Integral, porque:

a) Abriga a população típica da espécie ameaçada.

b) APA's não são garantia de proteção, porque permitem usos múltiplos (Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000) e os dados que temos até agora mostram que a espécie é extremamente sensível a alterações.

c) Nesta área é onde existe, até o presente momento, o conhecimento da maior população de *D. schiffleri*, com uma estimativa de 2.700 indivíduos por população local (área total de 1 ha de restinga não isolada) (veja item 2.6).

6.2.3 Elaboração de um modelo de distribuição potencial da espécie onde observaremos se a presença da espécie é esperada onde existem áreas de UCs implementadas, visando à minimização de esforços de amostragem.

6.3 Proteção e manejo da espécie

6.3.1 Limitar a ocupação de áreas de restinga que não estão protegidas, aumentando o número de reservas. As formações pioneiras e as regiões das planícies costeiras ou planícies litorâneas, que se caracterizam pela presença de vegetação de restinga, estão bem representadas em unidades de conservação de diferentes categorias de manejo no Estado do Espírito Santo, incluindo três APAs (Conceição da Barra, Paulo César Vinha e Lagoa de Guanandy), dois Parques Estaduais (Itaúnas e Paulo César Vinha) e uma Reserva Biológica Federal (Comboios) (IPEMA, 2005). *D. schiffleri* ocorre em duas dessas unidades: APA Conceição da Barra e Reserva Biológica de Comboios.

6.3.2 Alterar a legislação brasileira que permite somente a criação de borboletas para fins comerciais e conservacionistas (Portaria 2314/90, de 26 de novembro de 1990 da Lei 5.197/67), com a inclusão de espécies da família Scarabaeidae (Coleoptera) para fins conservacionistas, comerciais e didáticos. Dessa forma poder-se-á manter as populações de *D. schiffleri ex situ* como estoque para o uso em programas de manejo, para estudos populacionais da espécie e estoque de material genético e até mesmo para comércio entre colecionadores nacionais e internacionais.

6.3.3 Garantir recursos através de órgãos governamentais para a pesquisa da espécie nos próximos anos.

6.4 Aconselhamento

6.4.1 Elaborar uma lista de cuidados/advertências para aqueles que estão envolvidos em projetos de manejo e conservação nas áreas de ocorrência de *D. schiffleri*.

6.4.2 Evitar super-amostragem, utilizando-se períodos curtos de coleta (24 h ou menos), para coletas com armadilhas iscadas e com a intenção de sacrificar os indivíduos coletados (*vide* item 5.5).

6.4.3 Evitar queimadas e remoção de biomassa vegetal. Para o uso do fogo para a renovação da pastagem, seguir o regulamento do uso do fogo descrito na Portaria nº 231-p de 08 de agosto de 1988, da Lei Federal 4.771, de 15 de setembro de 1965.

6.5 Internacional

6.5.1 Solicitar a inclusão da espécie na lista da IUCN.

6.6 Pesquisas posteriores e monitoramento

6.6.1 Ampliar estudos de ecologia e tendências populacionais, dentro e fora de unidades de conservação, nas áreas onde a presença da espécie já é conhecida e em áreas onde *D. schiffleri* ainda não foi amostrada, principalmente no Estado da Bahia.

6.6.2 Estabelecer programas de monitoramento de longo prazo na Ilha de Guriri, com a avaliação das taxas de dispersão da espécie, sucesso reprodutivo e *status* populacional em longo prazo.

6.6.3 Propor estudos da biologia reprodutiva da espécie, para a estimativa de parâmetros biológicos e de história natural.

6.6.4 Conhecer e estudar os fatores de regulação populacional da espécie, como as interações de predação, parasitismo e doenças que afetam os indivíduos de *D. schiffleri* em diferentes estágios de vida a fim de estabelecer o manejo e controle de predadores e de doenças, quando for o caso, e definir quais as principais causas de declínio populacional da espécie.

6.7 Comunicação e publicidade

6.7.1 Publicar na mídia local as necessidades requeridas para a conservação de *D. schiffleri*.

6.7.2 A espécie já consta dos livros vermelhos da fauna ameaçada de extinção do Estado do Espírito Santo (Azevedo et al., 2007) e na lista de espécies animais ameaçadas do IBAMA, de âmbito Federal (IBAMA, 2003).

7 RECOMENDAÇÕES GERAIS

7.1 Implementação de mais Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável nas áreas de ocorrência de *D. schiffleri*.

7.2 Promover o envolvimento de comunidades locais nas questões conservacionistas tanto da fauna ameaçada quanto dos ecossistemas da Mata Atlântica.

7.3 Propor aos órgãos públicos estaduais estabelecer um sistema de monitoramento de desmatamentos e queimadas.

7.4 Aplicação das leis existentes para a conservação da espécie ameaçada e leis que restringem o uso de áreas de cobertas por vegetação de restinga;

7.5 Promover uma reunião anual com pesquisadores envolvendo a comunidade local e tomadores de decisão para a divulgação de resultados.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, S. B.; NAKANO, O. Estudo da biologia do *D. anaglypticus* (Mannerheim.; 1829) (Coleoptera.; Scarabaeidae). **Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, v. 11, p. 11-20, 1978.

AZEVEDO, C. O.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; TAVARES, M. T.; BRESCOVIT, A. D.; MARCO JUNIOR, P. de; FURIERI, K. S.; BROWN JUNIOR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Os invertebrados terrestres ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2007. p. 105-119.

CAMBEFORT, Y. Biogeography and evolution. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. New Jersey: Princeton University, 1991. p. 51-67.

COMISSÃO COORDENADORA DO RELATÓRIO ESTADUAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Meio Ambiente e desenvolvimento o Espírito Santo**: relatório final. Vitória: Copisol, 1992. 122 p.

GILL, B. D. Dung beetles in tropical American forests. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. New Jersey: Princeton University, 1991. p. 211-229.

HALFTER, G.; EDMONDS, W. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): an ecological and evolutive aproach** MAB/UNESCO and Instituto de ecología. Mexico: [s.n.], 1982.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Lista das espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção**. Brasília, DF, 2003. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br>>. Acesso em: 15 set. 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS DA MATA ATLÂNTICA. **Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: cobertura florestal e unidades de conservação: Programa Centros para a Conservação da Biodiversidade – Conservação Internacional do Brasil**. Vitória: IPEMA, 2005. 152 p.

KOHLMANN, B.; SOLÍS, A. El género *Dichotomius* (Coleoptera: Scarabaeidae) en Costa Rica. **G. It. Entomology**, v. 8, p. 343-382, 1997.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row, 1989. 652 p.

LACERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. **Restingas: origem e estrutura no Brasil**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 1984. 477 p.

LOPES, P. Comunidade de insetos de uma reserva de mata Atlântica no litoral norte da Bahia: reserva da Sapiranga: uma análise preliminar. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza, 2003. cap. 2, p. 347-348.

LOUZADA, J. N. C.; SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Efeitos do fogo sobre a estrutura da comunidade de Scarabaeidae (Insecta.; Coleoptera) na restinga da Ilha de Guriri – ES. In: SIMPÓSIO DE IMPACTO DAS QUEIMADAS SOBRE OS ECOSISTEMAS E MUDANÇAS GLOBAIS; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3., 1996, Brasília, DF. **Anais...** Brasília, DF, 1996. p. 161-169.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

PRISKIN, J. Tourist perceptions of degradation caused by coastal nature-based recreation. **Environmental Management**, v. 32, p. 189-204, 2003.

ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. van; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, São Paulo, v. 65, p. 159-168, 2005.

TEIXEIRA, M. C.; SCHOEREDER, J. H.; NASCIMENTO, J. T.; LOUZADA, J. N. C. Response of ant communities to sand dune vegetation burning in Brazil (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, v. 45, p. 631-641, 2005.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Scarabaeidae *s. str.* (Coleoptera: Scarabaeoidea) de um fragmento de Floresta Amazônica no estado do Acre, Brasil: 1. taxocenose. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, p. 439-446, 1999.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C.; GAVINO, M. Nova espécie de *Dichotomius* Hope.; 1838 (Coleoptera.: Scarabaeidae) do Espírito Santo.; Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 45, p. 99-102, 2001.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C. *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino, 2001. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/livrovermelho2005>>. Acesso em: 10 jul. 2008.

VIEIRA, L.; LOUZADA, J. N. C.; SPECTOR, S. Effects of degradation and replacement of southern brazilian coastal sandy vegetation on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). **Biotropica**, 2008. No prelo.

Este capítulo será transformado em artigo científico, de acordo com as normas da Revista Journal of Insect Conservation e submetido para publicação

CONCLUSÃO GERAL

A fragmentação e conversão de habitats para diversos fins tem sido considerada como uma das principais causas de perda de espécies de Scarabaeidae globalmente (Klein, 1989; Numelin & Hanski, 1989; Barbero et al., 1999; Halfter & Arellano, 2002; Nichols et al., 2007; Gardner et al., 2008). Os impactos negativos da redução e/ou modificação dos habitats são observados como a alteração na composição e/ou estrutura das comunidades em comunidades restritas a áreas com cobertura florestal (Nichols et al., 2007; Gardner et al., 2008), mas também é relatada para ambientes naturalmente abertos (Spector & Ayzama, 2003), à possível extinção de espécies endêmicas em Madagascar (Hanski et al., 2007) e, ainda, são registrados os efeitos da urbanização sobre as comunidades da costa do Mediterrâneo (Lobo et al., 2001).

Neste estudo foi apresentado mais um relato do efeito da alteração na estrutura e complexidade da vegetação causada por atividades humanas, resultando em uma completa troca de espécies de Scarabaeidae e perda de espécies especializadas a habitats preservados de vegetação de restinga na Ilha de Guriri, Espírito Santo.

Ao passo que a riqueza de espécies e abundância não foram bons indicadores do distúrbio em áreas de restinga, houve uma substituição de espécies especialistas de áreas cobertas por vegetação arbórea (*Dichotomius schiffleri*, *D. aff. laevicollis* e *Canthon staigi*) por espécies generalistas de habitat e provindas de outras ecorregiões do Brasil (*Dichotomius nisus*, *Trichillum externepunctatum* e "*Pedaridium*" *bidens*).

Em face a essa nova paisagem, constituída de pastagens, habitats degradados e preservados de restingas, que comportam tanto espécies especialistas ao habitat de restinga, quanto espécies de cerrados, faz-se necessário o conhecimento dos efeitos da perda de habitat sobre as modificações

nas condições microclimáticas e redução de recursos para essa fauna, assim como é imprescindível investimentos para a conservação das espécies restritas aos habitats preservados, dado o avanço da urbanização e degradação dessas áreas.

Entre as espécies especialistas de habitat preservados de restinga está a espécie ameaçada de extinção *Dichotomius schiffleri* incluída na lista de fauna ameaçada do IBAMA. Como forma de identificar áreas potenciais para a sua conservação, foram observadas as suas distribuições conhecida e potencial. Até o presente momento, a espécie tinha sido registrada apenas em duas localidades: na Ilha de Guriri, ES – sua localidade típica e Mata de São João, BA. Sua distribuição conhecida foi ampliada para dez registros, abrangendo uma área que se estende desde Regência, ES até Mata de São João, BA.

A distribuição potencial da espécie está associada a fatores climatológicos e a baixa elevação do terreno que caracterizam uma pequena porção de restinga, ao longo da estreita faixa próxima ao mar. A área de predição para a distribuição de *D.schiffleri* corresponde a dois grandes centros de endemismos da Floresta Atlântica, o Corredor Central da Mata Atlântica e o Corredor da Serra do Mar. Acredita-se, entretanto, que sua distribuição se restrinja à margem norte do Rio Doce, uma barreira geográfica que limita a dispersão da espécie.

Em razão de sua alta especificidade aos habitats preservados de restinga e distribuição geográfica restrita, foi elaborado um plano de ação detalhando suas principais ameaças, informações ecológicas, história natural e medidas conservacionistas como forma de contribuição para a conservação da espécie ameaçada *D.schiffleri*.

A principal ameaça para *D. schiffleri* é a redução e degradação do seu habitat natural que implica na redução da área disponível para suas populações. Essa ameaça pode ser associada a diversos interesses econômicos causados pela

urbanização, tais como: especulação imobiliária, extração ilegal de areia para a construção civil, aterros ilegais, conversão de áreas cobertas por vegetação nativa por pastagens, utilização da madeira nativa para a produção de carvão e lenha doméstica e queimadas.

Como ações conservacionistas complementares são propostas quatro medidas baseadas em Leis Federais que dão suporte integral para a conservação das restingas e para a espécie ameaçada *D. schiffleri*. São propostas: 1) conservar mais áreas de restinga através da implementação de novas unidades de conservação, 2) instigar o cumprimento da Lei Federal que garante a conservação e restrição de uso em áreas cobertas por vegetação costeira (Lei Federal nº 7.661, 16 de maio de 1998), 3) instigar o cumprimento da Lei Federal que garante a proteção das espécies ameaçadas em unidades de conservação de uso sustentável (Lei Federal nº 9.985, 18 de julho de 2000), 4) fazer cumprir o determinado no Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 4.771, 15 de setembro de 1965).

Como propostas para pesquisas futuras e monitoramento, aconselha-se: 1) ampliar estudos de ecologia e tendências populacionais, 2) estabelecer programas de monitoramento de longo prazo na Ilha de Guriri, 3) propor estudos da biologia reprodutiva da espécie, para a estimativa de parâmetros biológicos e de história natural e 4) conhecer e estudar os fatores de regulação populacional da espécie.

Este plano de ação contribui para o estudo de *D. schiffleri* ao fornecer informações compiladas a respeito dessa espécie e medidas efetivas para sua conservação, disponibilizando aos setores da sociedade responsáveis subsídios para que essas ações recebam apoio financeiro e investimentos em pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARBERO, E.; PALESTRINI, C.; ROLANDO, A. Dung beetle conservation: effects of habitat and resource selection (Coleoptera: Scarabaeoidea). **Journal Insect Conservation**, v. 3, p. 75-84, 1999.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PEREZ, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests. **Journal Applied Ecology**, Oxford, doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01454, 2008.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, v. 34, p. 144-154, 2002.

HANSKI, I.; KOLVEULEHTO, H.; CAMERON, A.; RAHAGALALA, P. Deforestation and apparent extinctions of endemic forest beetles in Madagascar. **Biological Letters**, v. 3, p. 334-337, 2007.

KLEIN, B. C. Effect of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 70, p. 1715-1725, 1989.

LOBO, M. J.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue (France). **Diversity Distribution**, v. 7, p. 257-270, 2001.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biology Conservation**, Essex, v. 137, p. 1-19, 2007.

NUMMELIN, M.; HANSKI, I. Dung beetles of the Kibale forest, Uganda; comparison between virgin and managed forests. **Journal Tropical Ecology**, v. 5, p. 349-352, 1989.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetles assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest-savanna ecotone. **Biotropica**, v. 35, p. 394-404, 2003.