

RODRIGO CÉSAR CORRÊA

Uso da modelagem ecológica de nichos como ferramenta para o conhecimento da distribuição geográfica potencial de Coleoptera de importância forense no Brasil

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Lúcia Massutti de Almeida
Co-orientador: Prof. Dr. Mauricio Osvaldo Moura

CURITIBA - PARANÁ

2014

“Nothing in the world can take the place of persistence. Talent will not; nothing is more common than unsuccessful men with talent. Genius will not; unrewarded genius is almost a proverb. Education will not; the world is full of educated derelicts. Persistence and determination alone are omnipotent. The slogan ‘Press On!’ has solved and always will solve the problems of the human race.” – Calvin Coolidge

Agradecimentos

Professora Dr^a. Lúcia Massutti de Almeida, minha "mãe científica" durante todos esses anos, provavelmente eu teria que escrever outra tese para agradecer por tudo.

Professor Dr. Maurício O. "Chefe" Moura. Por aceitar ser me orientar quando mal sabia meu nome e por ter o dom de resolver momentos de desespero com poucas palavras.

Agradeço a minha família. Meus pais sempre do meu lado mesmo quando o trabalho me deixava mais ocupado do que eu gostaria. Minha irmã Cinthia, grande amiga e parceira, sempre me encorajando quando tudo ficava difícil.

Aos amigos. Daniel Moura valeu pela amizade, conselhos e por tudo mais bro. Karine Vairo, até hoje agradeço o tempo em Manaus, dias difíceis que só aumentaram a amizade. Maria Fernanda Caneparo, obrigado por fazer parte da minha vida aprendi muito com você (sério). Daiara Manfio, a gaúcha nervosa de fachada porque na verdade gosta de todo mundo. Laércio Amaral Neto o grande parceiro durante cerca de 5 anos na gloriosa sala 6, onde tudo acaba virando piada e é impossível ficar mal humorado.

Kleber Mise com quem comecei a estudar entomologia forense (lá na, agora distante, graduação...) com quem aprendi muito, agradeço também pela idéia inicial desta tese.

Ao Grupo de Entomologia Forense, novamente a Karine e Mafer, mesmo adorando meu trabalho, elas conseguem tornar tudo mais agradável, realmente é um prazer ter amigos como colegas de trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Sistemática e Bioecologia de Coleoptera.

Ao Prof. Dr. Mário Navarro por disponibilizar seu equipamento para a fotografia dos insetos e a Betina Wesphal Ferreira por gentilmente me ceder o seu tempo e me ajudar com as fotografias.

Ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia da UFPR pela oportunidade e aos professores com os quais aprendi muito mais que entomologia.

Aos curadores e funcionários das coleções visitadas pela gentil recepção.

A todos os amigos que fiz durante esses anos na Pós-Graduação. Para não correr o risco de ser injusto deixo aqui um agradecimento geral.

Ao CNPq e a CAPES pelas bolsas de estudo.

Deixo aqui registrado meus agradecimentos aos membros da banca Prof. Dr. Edilson Caron, Prof. Dr. Márcio Roberto Pie, Prof. Dra. Natália Mundim Tôrres, Prof. Dr. Rodrigo Ferreira Krüger e ao Dr. Eduardo Carneiro.

Por fim, agradeço ao Prof. Dr. Paulo de Marco Jr. pela atenção, disponibilidade e pela valiosa contribuição para a versão final desta tese. Agradeço também aos estudantes da PPG em Ecologia da UFG pela receptividade e hospitalidade durante o tempo que passei em Goiânia

Sumário

Agradecimentos.....	ii
Lista de Figuras.....	v
Lista de Tabelas	vi
Lista de Apêndices	vi
Resumo	7
Abstract	8
1. Introdução	9
2. Material e Métodos	16
2.1. Seleção das espécies	16
2.2. Famílias e espécies selecionadas para o estudo.....	17
2.2.1. Cleridae.....	17
<i>Necrobia rufipes</i> DeGeer, 1775.....	18
<i>Necrobia ruficollis</i> Fabricius, 1775	18
2.2.2. Dermestidae	19
<i>Dermestes maculatus</i> (DeGeer, 1774)	20
<i>Dermestes ater</i> (DeGeer, 1774).....	21
<i>Dermestes peruvianus</i> LaPorte, 1840	22
2.2.3. Silphidae	24
<i>Oxelytrum discicolle</i> (Brullé, 1840).....	24
<i>Oxelytrum erythrurum</i> (Blanchard, 1840).....	25
<i>Oxelytrum cayennense</i> (Stürm, 1826).....	26
<i>Oxelytrum emarginatum</i> (Portevin, 1920).....	26
2.2.4. Scarabaeidae.....	28
<i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer</i> (Linnaeus, 1767).....	28
<i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) ensifer</i> (Germar, 1821).....	29
<i>Coprophanaeus (Metallophanaeus) saphirinus</i> (Stürm, 1826).....	29
2.2.5. Hybosoridae.....	32
<i>Chaetodus exaratus</i> Arrow, 1909	32
2.3. Coleta de dados de distribuição	33
2.4. Seleção de variáveis	34
2.5. Algoritmos	36
2.6. Avaliação dos modelos.....	38
2.7. Confecção dos mapas	38
3. Resultados.....	40
3.1. Avaliação dos modelos.....	40
3.2. Modelos.....	42
4. Discussão.....	59
5. Referências	72
6. Apêndice	85

Lista de Figuras

Figura 1. Vista dorsal. A) <i>Necrobia rufipes</i> ; B) <i>Necrobia ruficollis</i> , escala: 1mm.	19
Figura 2. <i>Dermestes maculatus</i> : A) Vista dorsal B) vista ventral, escala: 0,25mm; C) detalhe do ápice dos élitros, escala: 0,2mm.	21
Figura 3. <i>Dermestes ater</i> : A) Vista dorsal B) Vista ventral. <i>Dermestes peruvianus</i> : C) Vista dorsal D) Vista ventral, escala: 0,25mm.	23
Figura 4. Vista dorsal. A) <i>Oxelytrum discicolle</i> B) <i>Oxelytrum erythrurum</i> C) <i>Oxelytrum cayennense</i> D) <i>Oxelytrum emarginatum</i> . Escala: 5mm.	27
Figura 5. <i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer</i> : A) Vista dorsal, escala: 1cm; B) detalhe do metasterno, escala: 2mm. <i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) ensifer</i> : C) Vista dorsal, escala: 1cm D) detalhe do metasterno, escala: 1cm. <i>Coprophanaeus (Metallophanaeus) saphirinus</i> , escala: 1cm; E) vista dorsal F) vista lateral do metasterno, escala: 0,5mm.	31
Figura 6. <i>Chaetodus exaratus</i> : A) vista dorsal, escala: 2mm B) detalhe do ápice dos élitros, escala: 0,5mm.	33
Figura 7. Resultado da análise de variância de medidas repetidas para o AUC (A), TSS-LPT (B) e TSS-ROC (C). As barras verticais representam o intervalo de confiança de 95%.	41
Figura 8. Comparativo entre os valores TSS-ROC para os modelos gerados pelos algoritmos utilizando o conjunto variáveis selecionadas.	42
Figura 9. Modelos de distribuição para <i>Coprophanaeus ensifer</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ROC	46
Figura 10. Modelos de distribuição para <i>Coprophanaeus lancifer</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ROC	47
Figura 11. Modelos de distribuição para <i>Coprophanaeus saphirinus</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ.....	48
Figura 12. Modelos de distribuição para <i>Chaetodus exaratus</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent.....	49
Figura 13. Modelos de distribuição para <i>Dermestes ater</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent.....	50
Figura 14. Modelos de distribuição para <i>Dermestes maculatus</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent.....	51
Figura 15. Modelos de distribuição para <i>Dermestes peruvianus</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ.....	52

Figura 16. Modelos de distribuição para <i>Necrobia ruficollis</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent.....	53
Figura 17. Modelos de distribuição para <i>Necrobia rufipes</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ROC	54
Figura 18. Modelos de distribuição para <i>Oxelytrum cayennense</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ.....	55
Figura 19. Modelos de distribuição para <i>Oxelytrum discicolle</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ.....	56
Figura 20. Modelos de distribuição para <i>Oxelytrum emarginatum</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ	57
Figura 21. Modelos de distribuição para <i>Oxelytrum erythrurum</i> utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ.....	58

Lista de Tabelas

Tabela I. Espécies de Coleoptera de interesse forense no Brasil selecionadas para o estudo.	17
Tabela II. Variáveis ambientais selecionadas para a construção dos modelos de nichos de espécies de Coleoptera de interesse forense.	35

Lista de Apêndices

Apêndice I. Registros georreferenciados das espécies utilizadas para a confecção dos modelos de distribuição, com localidades de coleção de origem.....	85
--	----

Uso da modelagem ecológica de nichos como ferramenta para o conhecimento da distribuição geográfica potencial de Coleoptera de importância forense no Brasil

Resumo

O uso de insetos na área médico-legal tem crescido muito no Brasil, tanto na coleta e descrição da diversidade associada a corpos em decomposição, quanto na aplicação da entomologia forense em casos reais. Entretanto, a grande diversidade da fauna e as peculiaridades de cada bioma demandam estudos regionais. A estimativa da distribuição potencial das espécies por meio da modelagem ecológica de nichos pode gerar importantes resultados para a entomologia forense, principalmente em casos de deslocamento de cadáver, auxílio na identificação e delimitação de áreas para a realização de experimentos de sucessão entomológica e levantamento de fauna. O principal objetivo deste trabalho é determinar a distribuição potencial de espécies necrófagas de Coleoptera, mais especificamente: 1) comparar os diferentes algoritmos e tipos de dados ambientais e sua capacidade em prever a distribuição das espécies de interesse forense; 2) avaliar os resultados combinados da sensibilidade e especificidade dos modelos das diferentes espécies para avaliar seu uso em casos de deslocamento de cadáver; 3) comparar o desempenho dos modelos utilizando variáveis selecionadas por PCA e as selecionadas com base no conhecimento biológico do grupo; 4) a partir dos resultados obtidos, indicar áreas para a validação dos modelos. Para o estudo foram escolhidas 13 espécies necrófagas reportadas em estudos de entomologia forense. Os dados de distribuição foram obtidos por meio de revisão bibliográfica e viagens às principais coleções entomológicas do Brasil. Foram utilizados cinco métodos de modelagem com dois conjuntos de variáveis ambientais para gerar os modelos, 12 selecionadas com base no conhecimento biológico dos insetos e outras seis derivadas de uma análise de componentes principais. A avaliação dos modelos foi feita por AUC e TSS. A variação do AUC mostrou uma interação significativa entre o tipo de algoritmo e o tipo de conjunto de dados ambientais utilizados na modelagem ($F_{4, 32}=7,142$, $p<0,001$), os modelos com as variáveis escolhidas utilizando o algoritmo Maxent apresentaram os maiores valores de AUC. Os valores de TSS usando o LPT como limiar são menores do que o ROC, em todos os testes as variáveis escolhidas apresentaram valores superiores do que as variáveis derivadas da PCA (TSS-LPT $F_{(1, 8)}=9,6519$, $p=0,01452$; ROC: $F_{(1, 8)}=16,774$, $p=0,00346$). Os resultados desse estudo servem para chamar a atenção de como a modelagem de distribuição pode ter uma contribuição efetiva à entomologia forense. Algumas das espécies estudadas apresentaram padrões de restrição para biomas ou regiões. Ao considerar a aplicação deste conhecimento para casos de deslocamento de cadáver, as preferências quanto ao tipo de ambiente permitem que as áreas de ocorrência potencial para estes insetos sejam delimitadas de maneira ainda mais eficaz. As regiões indicadas pelos modelos incluem muitos estados sem registros de ocorrência ou de grupos pesquisa atuantes na área, essas devem ser o foco de coletas e experimentos. O aperfeiçoamento dos modelos depende da quantidade de informação disponível sobre as espécies, não somente de distribuição, mas estudos sobre o comportamento, ecologia e biologia devem ser considerados para aperfeiçoar a interpretação dos modelos. Este foi o primeiro trabalho a utilizar a modelagem ecológica de nichos em conjunto com a entomologia forense e apresenta resultados promissores para o direcionamento da aplicação e experimentos na área.

Palavras-Chave: Besouros, Entomologia Forense, Necrófagos, Maxent.

Use of ecological niche modeling as a tool for understanding the potential geographic distribution of Coleoptera of forensic importance in Brazil

Abstract

The use of insects in medico legal area has been growing in Brazil, both in the collection and description of the diversity associated with decomposing bodies, as in the application of forensic entomology in real cases. However, the great diversity of fauna and the peculiarities of each Brazilian biome demand for regional studies. The estimate of species potential distribution by ecological niche modeling may generate relevant results for forensic entomology, particularly in cases of body displacement, aid in identifying and delineation of areas for carrying out experiments of entomological succession and fauna survey. The main objective of this study is to determine the potential distribution of necrophagous species of Coleoptera, specifically: 1) to compare the different algorithms and types of environmental data and its ability to predict the distribution of the species of forensic interest; 2) to evaluate the combined results of sensitivity and specificity of models of different species to evaluate its use in cases of body displacement; 3) compare the performance of models using variables selected by PCA and selected based on biological knowledge of the group; 4) from the results obtained, indicate areas to validate the models. For the study were chosen necrophagous 13 species reported in forensic entomology studies. The distribution data were obtained through literature review and visits to the main entomological collections in Brazil. Five modeling methods were used with two sets of environmental variables to generate the models, 12 selected based on biological knowledge of insects and six derived from a principal component analysis. The evaluation of the models was performed by AUC and TSS. The variation of AUC showed a significant interaction between the type of algorithm and the type of environmental data set used in modeling ($F_{4, 32}=7,142$, $p<0,001$), models with variables chosen using the Maxent algorithm showed the highest values AUC. TSS values using the LPT as a threshold are lower than for the ROC in all the chosen variables tests showed higher values for the variables derived from PCA (TSS LPT $F(1, 8) = 9.6519$, $p = 0.01452$; ROC: $F(1, 8) = 16.774$, $p = 0.00346$). The results of this study serve to draw attention to how modeling distribution can have an effective contribution to forensic entomology. Some of the studied species showed restriction patterns for biomes or regions. When considering the application of this knowledge to cases of body displacement, preferences regarding the type of environment allow potential areas of occurrence for these insects to be delimited more effectively. The regions indicated by the models include many states without occurrence records or research groups working in the area, these should be the focus of collections and experiments. The improvement of models depends on the amount of information available on the species, not only distribution, but studies on the behavior, ecology and biology should be considered to improve the interpretation of models. This is the first study using ecological niche modeling in combination with forensic entomology and shows promising results to guide the application and experiments in the area.

Palavras-Chave: Beetles, Forensic Entomology, Necrophagous, Maxent.

1. Introdução

Entomologia forense é o nome dado à aplicação do estudo dos insetos e outros artrópodes associados com questões legais (Keh 1985). Sua aplicação envolve a utilização de insetos na resolução de disputas judiciais ou como evidência em crimes. Esta ciência foi subdividida por Lord & Stevenson (1986) em três áreas: entomologia urbana, produtos armazenados e médico-legal. A entomologia urbana dedica-se ao estudo das espécies que causam danos em estruturas (imóveis, móveis, obras de arte) e de outros insetos considerados pragas relacionadas ao meio humano (ex. baratas, pulgas, percevejos). Já a entomologia de produtos armazenados estuda pragas de produtos estocados (ex. sementes, cereais, grãos) e insetos ou parte deles encontrados em produtos industrializados (ex. pães, barras de cereais, chocolates, biscoitos) (Catts & Goff 1992). Os processos judiciais envolvendo essas duas áreas buscam responder quem era o responsável pelo produto no período em que a infestação ocorreu. A entomologia médico-legal, também conhecida como entomologia médico-criminal, estuda os artrópodes associados principalmente a crimes violentos, abuso físico e tráfico de drogas (Hall 1990). O tema dessa tese estará ligado, primariamente, à essa última subdivisão da entomologia forense.

A aplicação mais conhecida da entomologia médico-legal é a estimativa do intervalo entre a morte e o encontro do cadáver, conhecido como intervalo *post-mortem* (IPM). Existem basicamente duas formas de estimar este intervalo: 1) Utilizando as formas imaturas das primeiras espécies a colonizar o cadáver é possível estimar o período mínimo de morte (IPM mínimo); ou 2) através do padrão de sucessão, onde as espécies coletadas no cadáver são comparadas com as tabelas de sucessão geradas por estudos controlados que, geralmente, fornecem uma janela de tempo com base na chegada de cada espécie (Catts 1990; Tabor *et al.* 2004).

A análise dos padrões de variação temporal na abundância e na composição de uma comunidade de insetos associadas a corpos em decomposição é estudada como um processo de sucessão. Quando a sequência de colonização é conhecida estes dados podem ser utilizados para a estimativa do IPM (Anderson & Vanlaerhoven 1996). No entanto, os dados obtidos da sucessão faunística só podem ser aplicados em casos onde um cadáver é encontrado em área similar àquela onde os estudos foram realizados, pois pode haver grandes variações na fauna e nos padrões de atividade de acordo com as regiões geográficas (Tabor 2009). Esta característica implica na repetição dos

experimentos voltados para a entomologia forense em diversos locais o que deixa bastante evidente o fato das chamadas “ondas sucessionais” de Mégnin (1894) terem sido contestadas por pesquisadores brasileiros como Roquette-Pinto (1908) e Oscar Freire (1914a, 1914b, 1923), os pioneiros na aplicação da entomologia forense no Brasil. Roquette-Pinto (1908) ao investigar um corpo encontrado em área de mata na Tijuca, Rio de Janeiro, verificou que de acordo com a fauna cadavérica da região o IPM era de aproximadamente 20 dias e não de meses como sugeriam os dados retirados do trabalho de Mégnin, ressaltando a importância do conhecimento das diferenças entre o clima europeu e o brasileiro. Da mesma forma, Oscar Freire (1914a, 1914b) também afirmou que a presença ou ausência de determinados grupos depende da distribuição topográfica das espécies, visto que os dados da fauna da América do norte e Europa não se aplicam ao Brasil.

Depois de um longo período sem publicações, desde Pessôa & Lane (1941), a retomada pelo interesse na fauna necrófila ocorre em Monteiro-Filho & Penereiro (1987) e, finalmente, a partir de Moura *et al.* (1997) e Souza & Linhares (1997) os estudos de entomologia forense passam a ser uma constante no cenário nacional. O número de pesquisadores em entomologia forense no país vem aumentando e com isso mais estudos de sucessão tendem a ser realizados, ampliando a disponibilidade de dados de presença e ausência das espécies. Muitos dos experimentos foram realizados sazonalmente e com coletas diárias, como os de Monteiro-Filho & Penereiro (1987), Souza & Linhares (1997); Moura *et al.* (1997); Mise *et al.* (2007); Souza *et al.* (2008). Entretanto, dadas às diferentes características climáticas e a diversidade de fauna do Brasil a quantidade de estudos disponíveis ainda é mínima e concentrada em poucas regiões do país.

Segundo Pujol-Luz *et al.* (2008) a grande diversidade da fauna cadavérica e as características de fauna e clima peculiares para cada bioma demandam estudos regionais. Contudo, a aplicação da entomologia forense está limitada, pois são necessários estudos de sucessão em cadáveres nas diferentes regiões do país, uma vez que as estimativas devem ser ajustadas de acordo com os padrões regionais e locais. Esta necessidade é agravada pela escassez de pesquisadores, já que existem cerca de 20 pesquisadores atuando em apenas oito estados brasileiros (Pujol-Luz *et al.* 2008). Contudo, o uso de insetos na área médico-legal tem crescido muito no Brasil, tanto na coleta e descrição da diversidade associada a corpos em decomposição (Monteiro-Filho

& Penereiro 1987; Souza & Linhares 1997; Moura *et al.* 1997; Carvalho *et al.* 2000; Carvalho *et al.* 2004; Mise *et al.* 2007), quanto na aplicação da entomologia forense em casos reais (Oliveira-Costa & Mello-Patiu 2004; Pujol-Luz *et al.* 2006 e 2008, Kossman *et al.* 2011, Vairo *et al.* 2015).

Para a utilização eficaz da entomologia forense são necessários estudos bem delineados sobre biologia, ecologia e distribuição dos insetos, que constituem os dados sobre os quais as estimativas serão desenvolvidas. Assim, com a construção de uma base de dados é possível estimar não apenas a quanto tempo um corpo está exposto à ação dos artrópodes, mas também determinar se o corpo foi movido, sofreu traumas anteriores ou até mesmo se substâncias ilegais foram consumidas (Hall 1990). Estas estimativas são possíveis graças aos estudos de sucessão entomológica que, como explicado anteriormente, devem ser replicados em diferentes regiões e estações para a construção das bases de dados robustas e confiáveis. Entretanto, a produção de informações a partir destes experimentos consome muito tempo, e muitas vezes os dados para determinada região não estão disponíveis. Por isso, a utilização de ferramentas que auxiliam na predição de ocorrência de espécies pode permitir a utilização dos insetos como evidência e auxiliar a identificação por disponibilizar previamente a listagem das espécies cuja distribuição englobe a região.

Ao considerar a distribuição geográfica das espécies, e sua potencial importância para a entomologia forense, deve ser observado que por serem ectotérmicos os insetos possuem desenvolvimento dependente de condições favoráveis de temperatura e umidade. Além disso, as condições ambientais também podem restringir sua distribuição e períodos de ocorrência. A entomologia forense utiliza informações sobre as limitações, biológicas e geográficas, de cada espécie, por isso, elas são essenciais para a aplicação desta ciência. Contudo, dados coletados em determinada região devem ser utilizados com cautela ao se estimar o tempo de morte em outra região (Amendt *et al.* 2004). Em casos onde corpos apresentam fauna não característica do local onde foi encontrado, discrepâncias entre a fauna local e a coletada podem indicar que o crime ocorreu em um local diferente (Greenberg 1985). Desta forma, mecanismos que permitam o conhecimento das limitações geográficas das espécies podem ser empregados em casos de deslocamento de cadáver e fornecer informações sobre o local de morte estimado a partir do conhecimento da distribuição potencial das espécies.

A área de distribuição de espécies é uma expressão complexa de sua ecologia e história evolutiva (Brown 1995) e são diversos fatores determinam a presença de determinada espécie em uma região. Soberón & Peterson (2005) listam quatro classes de fatores que determinam onde uma espécie é encontrada: as condições abióticas (impõem limites na habilidade de uma espécie em permanecer em determinada área); fatores bióticos (conjunto de interações intra e inter-espécies que modificam a habilidade desta em manter populações); a acessibilidade das regiões considerando as restrições de dispersão da espécie estudada (extremamente importante para distinguir entre a distribuição atual e a distribuição potencial de uma dada espécie); e por fim, a capacidade evolutiva de se adaptar a novas condições ambientais (uma consideração adicional nas possibilidades de distribuição de uma espécie). Estes fatores interagem de maneira dinâmica e com forças diferentes em escalas diferentes para produzir uma entidade complexa e fluida chamada de distribuição geográfica das espécies (Soberón & Peterson 2005).

O nicho ecológico é um conceito fundamental para a modelagem ecológica e, conseqüentemente, para o conhecimento da distribuição potencial de espécies, uma vez que define os limites em que as populações podem se manter viáveis. Para esse contexto, dentre as distintas definições de nicho, a de Grinnell (1917) é considerada a mais relevante (Peterson 2001), definindo nicho como o conjunto de condições ambientais nas quais as espécies são capazes de manter suas populações sem imigração. O conceito de nicho de Grinnell está associado a em uma definição geográfica e sugere que a distribuição em larga escala de uma espécie está determinada por macrovariáveis ambientais, como o clima. Hutchinson (1959) distinguiu o nicho fundamental - locais que teoricamente podem ser ocupados pelas espécies - de nicho realizado ou o local que está realmente ocupado, dadas as interações com outras espécies, como competição (Peterson 2001). Retornando às classes de fatores que determinam a distribuição de uma espécie proposta por Soberón & Peterson (2005), o nicho Grinnelliano representa as condições ambientais que podem limitar a distribuição de uma espécie. O conceito de nicho realizado de Hutchinson é importante porque podem existir locais onde o clima é apropriado para uma determinada espécie ocorrer, mas a presença de uma espécie competidora restringe a sua ocorrência. Esse é um exemplo do componente biótico que pode limitar a ocorrência de uma espécie. No entanto, no contexto da modelagem de espécies para estudos de entomologia forense, é importante chamar a atenção para o

terceiro componente do modelo de Soberon & Peterson (2005). Mesmo que existam condições apropriadas para uma espécie em determinado local e que competidores ou outras espécies interagindo não impeçam sua ocorrência, limitações a sua dispersão podem impedir sua chegada. Por exemplo, grandes rios ou cadeias de montanhas podem impedir que uma espécie seja capaz de colonizar áreas com condições ambientais adequadas. Desta forma, espécies restritas a determinados habitats podem apresentar maiores possibilidades para a entomologia forense, principalmente em casos envolvendo deslocamento de cadáveres.

Partindo do conceito de nicho fundamental, Pearson & Dawson (2003) definiram como envelope bioclimático (“*bioclimate envelope*”) o componente climático do nicho ecológico fundamental, ou o “nicho climático”. A modelagem de nicho combina os dados ambientais com informações sobre a ocorrência de uma espécie para obter modelos que descrevem a sua distribuição potencial em uma região. Algoritmos computacionais geram modelos baseados na hipótese de que, se uma espécie foi encontrada sob as condições que definem o seu nicho, então ela pode sobreviver em qualquer lugar que ofereça as mesmas condições (Santana 2009).

Guisan & Zimmermann (2000) apresentam uma pequena amostra das aplicações da modelagem ecológica por diversos autores e entre elas estão: estimar o impacto do uso acelerado de terras e outras mudanças ambientais na distribuição de organismos; e também determinar prioridades para a conservação. Além disso, também pode ser utilizada na previsão de áreas de ocorrência de espécies raras (Giovanelli *et al.* 2008), de vetores de doenças (Costa *et al.* 2002; Peterson & Shaw 2003; Foley *et al.* 2008; Neerinckx 2008), impactos de mudanças climáticas na distribuição de espécies (Peterson & Shaw 2003) e até mesmo na tentativa de prever potenciais espécies invasoras (Peterson & Vieglais 2001), bem como de suas distribuições (Fitzpatrick & Weltzin 2005; Broennimann *et al.* 2007, Mata *et al.* 2010).

Os estudos de modelagem ecológica são realizados com diferentes tipos de algoritmos que utilizam os gradientes ambientais escolhidos para o estudo e os dados de presença ou ausência das espécies para inferir sua distribuição potencial. Estes algoritmos partem de pressupostos e formas diferentes de relacionar dados de distribuição com os dados climáticos.

Dentre as técnicas que permitem a modelagem do nicho estão os modelos lineares generalizados (GLM, “*Generalized Linear Models*” - McCullagh & Nelder,

1989), modelos aditivos generalizados (GAM, “*Generalized Additive Models*” - Hastie & Tibshirani, 1990), análise de componentes principais (PCA, “*Principal Component Analysis*” - Robertson *et al.*, 2003), redes neurais artificiais (ANNs, “*Artificial Neural Networks*” - Mastroiello *et al.*, 1997), máxima entropia (Maxent, “*Maximum Entropy*” – Phillips *et al.* 2006) e algoritmos genéticos (ex. GARP “*Genetic Algorithm for Rule-Set Prediction*” – Stockwell & Noble 1992) (Nabout *et al.* 2009). A diferença entre estes métodos está na maneira como as diferentes categorias de algoritmos utilizam os dados. Segundo Elith *et al.* (2006), os métodos de modelagem estão de forma geral incluídos em dois grandes grupos, os que utilizam apenas registros de presença (Bioclim, Domain, Lives) e aqueles que caracterizam o *background* com uma amostra (todos os outros métodos).

Todo esse arcabouço teórico e prático para a modelagem de distribuição se desenvolveu muito rapidamente nos últimos 10 anos. No entanto, a avaliação crítica desses métodos têm sugerido a necessidade de avaliar cuidadosamente os modelos gerados. Existem muitos pontos do processo de se produzir um modelo de distribuição que incluem escolhas importantes e que podem afetar seu resultado. Por exemplo: Qual conjunto de dados ambientais utilizar? Qual algoritmo usar? Qual critério para converter os resultados dos modelos em mapas de distribuição binários (presença/ausência) das espécies? A análise da variação dos resultados em relação a todas essas escolhas é conhecida como análise de incerteza e é uma parte importante dessas análises. Apesar de ser relatado na literatura (Stankowski & Parker 2010) a dificuldade de encontrar uma solução única capaz de ser uniformemente superior a outras escolhas, alguns trabalhos têm demonstrado uma grande vantagem em termos de previsibilidade para os modelos derivados do Maxent (Elith *et al.* 2006; Pearson 2007 *et al.* 2007). Apesar disso, a avaliação do uso desses modelos para espécies de interesse para a entomologia forense ainda não foi feita de forma adequada e é um passo importante para a adequação desses métodos.

A estimativa da distribuição potencial das espécies por meio da modelagem ecológica de nichos pode gerar resultados importantes para a entomologia forense, principalmente em casos de deslocamento de cadáver, auxílio na identificação e delimitação de áreas para a realização de experimentos de sucessão entomológica e levantamento de fauna.

Dentre as ordens de insetos mais comuns em cadáveres estão Diptera (moscas) e Coleoptera (besouros) (Smith 1986). Apesar de Diptera ser consideravelmente mais estudada, os Coleoptera apresentam um grande, e pouco explorado, potencial para resolução de casos (ex. Kulshrestha & Satpathy 2001, Schroeder *et al.* 2002). Contudo, para Coleoptera há poucas identificações ao nível específico, principalmente devido escassez de especialistas e chaves de identificação. Uma vez que a identificação precisa é o que permite que dados de desenvolvimento e limites de distribuição sejam aplicados corretamente em uma investigação (Byrd & Castner 2001), o conhecimento do nicho fundamental das espécies pode facilitar a identificação de espécies que ocorrem em locais onde experimentos ainda não foram realizados, graças ao conhecimento prévio da área de ocorrência das espécies modeladas. Além disso, a combinação entre os registros conhecidos e mapas de adequabilidade gerados a partir da modelagem podem deixar claras as áreas para as quais os experimentos/levantamentos devem ser direcionados, ou seja, áreas sem registros de ocorrência e com possibilidade de ocorrência de várias espécies.

Desta forma, considerando que os métodos de modelagem ecológica podem fornecer dados bastante úteis sobre a distribuição de espécies de interesse forense no Brasil, o principal objetivo deste trabalho é determinar a distribuição potencial de espécies necrófagas de Coleoptera. Mais especificamente: 1) comparar os diferentes algoritmos e tipos de dados ambientais e sua capacidade em prever a distribuição das espécies de interesse forense; 2) avaliar os resultados combinados da sensibilidade e especificidade dos modelos das diferentes espécies para avaliar seu uso em casos de deslocamento de cadáver; 3) comparar o desempenho dos modelos utilizando variáveis selecionadas por PCA e as selecionadas com base no conhecimento biológico do grupo; 4) a partir dos resultados obtidos, indicar áreas para a validação dos modelos.

2. Material e Métodos

2.1. Seleção das espécies

A decomposição de cadáveres atrai centenas de espécies de artrópodes, que buscam abrigo, alimento e sitio de copula. De acordo com seu papel ecológico os artrópodes são classificados em necrófagos (alimentam-se exclusivamente do cadáver – cuja determinação da idade destas espécies é a base para a estimativa do IPM), predadores (atacam outras espécies presentes no cadáver), onívoros (alimentam-se tanto do cadáver quanto da fauna associada) e acidentais (artrópodes que utilizam o cadáver como extensão do seu habitat natural e não possuem relação direta com a fauna necrófila – ex. aranhas, opiliões, e grupos herbívoros encontrados ao acaso) (Keh 1985, Catts & Goff 1992).

Para o presente estudo foram selecionadas espécies de hábito necrófago ou onívoro, por serem grupos estritamente relacionados a carcaças e com maior potencial de uso para estimativas de IPM. As espécies escolhidas ocorrem comumente em estudos e casos de entomologia forense e foram selecionadas a partir da listagem publicada por Almeida & Mise (2009). Além das espécies presentes na listagem mencionada foram incluídas *Chaetodus exaratus*, Arrow, 1909 que teve seu primeiro registro em carcaças em 2010 (Corrêa *et al.* 2014); *Dermestes peruvianus* Laporte, 1840 (Souza & Linhares 1997, Corrêa *et al.* dados não publicados); *Dermestes ater* (DeGeer, 1774), sem registros em casos ou estudos no Brasil, mas presente em outros estudos no mundo (ex. Kumara *et al.* 2009, Charabidze *et al.* 2013); e *Oxelytrum emarginatum* (Portevin, 1920) também sem registros até o momento, mas incluído devido ao comportamento necrófago de todas as espécies do gênero (Tab. I).

Tabela I. Espécies de Coleoptera de interesse forense no Brasil selecionadas para o estudo.

Família	Espécies
Cleridae	<i>Necrobia rufipes</i> DeGeer, 1775
	<i>Necrobia ruficollis</i> Fabricius, 1775
Dermestidae	<i>Dermestes maculatus</i> (DeGeer, 1774)
	<i>Dermestes peruvianus</i> Laporte, 1840
	<i>Dermestes ater</i> (DeGeer, 1774)
Silphidae	<i>Oxelytrum discicolle</i> (Brullé, 1840)
	<i>Oxelytrum cayennense</i> (Stürm, 1826)
	<i>Oxelytrum erythrurum</i> (Blanchard, 1840)
	<i>Oxelytrum emarginatum</i> (Portevin, 1920)
Scarabaeidae	<i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer</i> (Linnaeus, 1767)
	<i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) ensifer</i> (Germar, 1821)
	<i>Coprophanaeus (Metallophanaeus) saphirinus</i> (Stürm, 1826)
Hybosoridae	<i>Chaetodus exaratus</i> Arrow, 1909

2.2.. Famílias e espécies selecionadas para o estudo

2.2.1. Cleridae

Cleridae compreende cerca de 150 gêneros e 4.000 espécies de distribuição mundial. No Brasil ocorrem aproximadamente 25 gêneros e 317 espécies (Costa 2000). Os besouros da família são conhecidos como predadores de outros insetos, tanto no estágio larval quanto no adulto (Opitz 2002).

As espécies de *Necrobia* apresentam interesse reconhecido para estudos de entomologia forense devido ao seu hábito alimentar e da presença nos estágios avançados de decomposição de carcaças e cadáveres (Goff *et al.* 1991; Kulshrestha & Satpathy 2001; Wolff *et al.* 2001 entre outros). Podem se alimentar de tecidos gordurosos de animais mortos, em substâncias oleosas de plantas, ou de larvas de outros insetos necrófilos (Hasan & Philips 2009).

O gênero *Necrobia* é facilmente reconhecido pelo corpo de coloração metálica, coberto por cerdas eretas, antenas com clava de quatro artículos. No Brasil estão registradas apenas *N. rufipes* e *N. ruficollis* (Luederwaldt 1911; Souza & Linhares 1997; Carvalho *et al.* 2000; Carvalho *et al.* 2004; Mise *et al.* 2007; Rosa *et al.* 2011; Silva & Santos 2012; Mayer & Vasconcelos 2013; Mise *et al.* 2013).

Necrobia rufipes DeGeer, 1775

(Fig. 1A)

Necrobia rufipes DeGeer, 1775: 165 (Descrição original)

Necrobia dermestoides Piller & Mitterpacher, 1783

Necrobia glabra Champollion, 1814

Necrobia amethystina Stephens, 1832

Necrobia mumiarum Hope, 1834

Necrobia foveicollis Schenkling, 1900

Necrobia pilífera Reitter, 1894

Apresenta registro para 14 estados de todas as regiões do país. O comportamento cosmopolita registrado para a espécie em conjunto com o seu status de praga (Simmons & Ellington 1925, Ashman 1963) justificam sua distribuição esparsa.

Principais características para identificação – As principais características de *N. rufipes* são corpo de coloração azul/verde metálica, cinco primeiros antenômeros e pernas castanho-avermelhadas (Fig. 1A).

Necrobia ruficollis Fabricius, 1775

(Fig. 1B)

Necrobia ruficollis Fabricius, 1775: 57 (Descrição original)

Necrobia ruficollis também é considerada uma praga cosmopolita que frequenta e utiliza cadáveres da mesma forma que *N. rufipes*. Entretanto, *N. ruficollis* possui menor quantidade de registros conhecidos para o Brasil, tendo pontos de coleta apenas para as regiões Sul e Sudeste (Rio Grande do Sul, Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro). Os registros bibliográficos limitam-se a Luederwaldt (1911) e Mise *et al.* (2007).

Principais características para identificação – Apresenta pronoto e base dos élitros castanho-avermelhados e o restante do corpo de coloração azul ou verde metálica (Fig. 1B).



Figura 1. Vista dorsal. A) *Necrobia rufipes*; B) *Necrobia ruficollis*, escala: 1mm.

2.2.2. Dermestidae

Dermestidae é uma família cosmopolita com mais de 1460 espécies descritas (Háva 2003, 2013). Estão associadas com restos secos de animais ou plantas, mas também podem ser alimentar de couros, peles, pelos, lã, seda e espécimes de museu, por isso, muitas espécies são pragas conhecidas (Robinson 2005).

Quando ocorrem em cadáveres o gênero *Dermestes* é associado a fases avançadas de decomposição e se alimenta principalmente de restos secos (Kulshrestha & Satpathy 2001, Schroeder *et al.* 2002). No Brasil apenas duas espécies possuem registros em cadáveres e carcaças, *D. maculatus* (Souza & Linhares 1997, Carvalho *et al.* 2000, Carvalho *et al.* 2004, Mise *et al.* 2007, Rosa *et al.* 2011, Mayer & Vasconcelos 2013, Mise *et al.* 2013) e *D. peruvianus* (Souza & Linhares 1997, Corrêa *et al.* dados não publicados).

Dermestes é reconhecido pelo corpo oblongo e oval, densamente pontuados e em geral muito pubescentes, e sem ocelo frontal (Lepesme 1946). Segundo Diaz *et al.* (2008) as três espécies utilizadas no presente estudo são cosmopolitas e facilmente reconhecidas pelo padrão de manchas abdominais.

Dermestes maculatus (DeGeer, 1774)

(Fig. 2)

Dermestes maculata (DeGeer, 1774): 223 (Descrição original)

Dermestes marginata Thunberg, 1781

Dermestes vulpina Fabricius, 1781

Dermestes senex Germar, 1824

Dermestes lateralis Stürm, 1826

Dermestes elongata Hope, 1834

Dermestes lupina Erichson, 1843

Dermestes semistriata Boheman, 1858

Dermestes rattula Mulsant & Rey, 1868

Dermestes sudanica Gredler, 1877

Das três espécies analisadas *D. maculatus* é a que apresenta a maior quantidade de registros conhecidos (45). A espécie é frequentemente coletada em estudos de entomologia forense realizados no país (e.g. Carvalho *et al.* 2000, Rosa *et al.* 2011, Mayer & Vasconcelos 2013).

Apresenta registros para 17 estados e esta presente em todas as regiões e biomas brasileiros.

Principais características para identificação – ápice dos élitros serreados com um espinho apical; e padrão de distribuição de cerdas brancas formando máculas características da espécie (Fig. 2B-C).

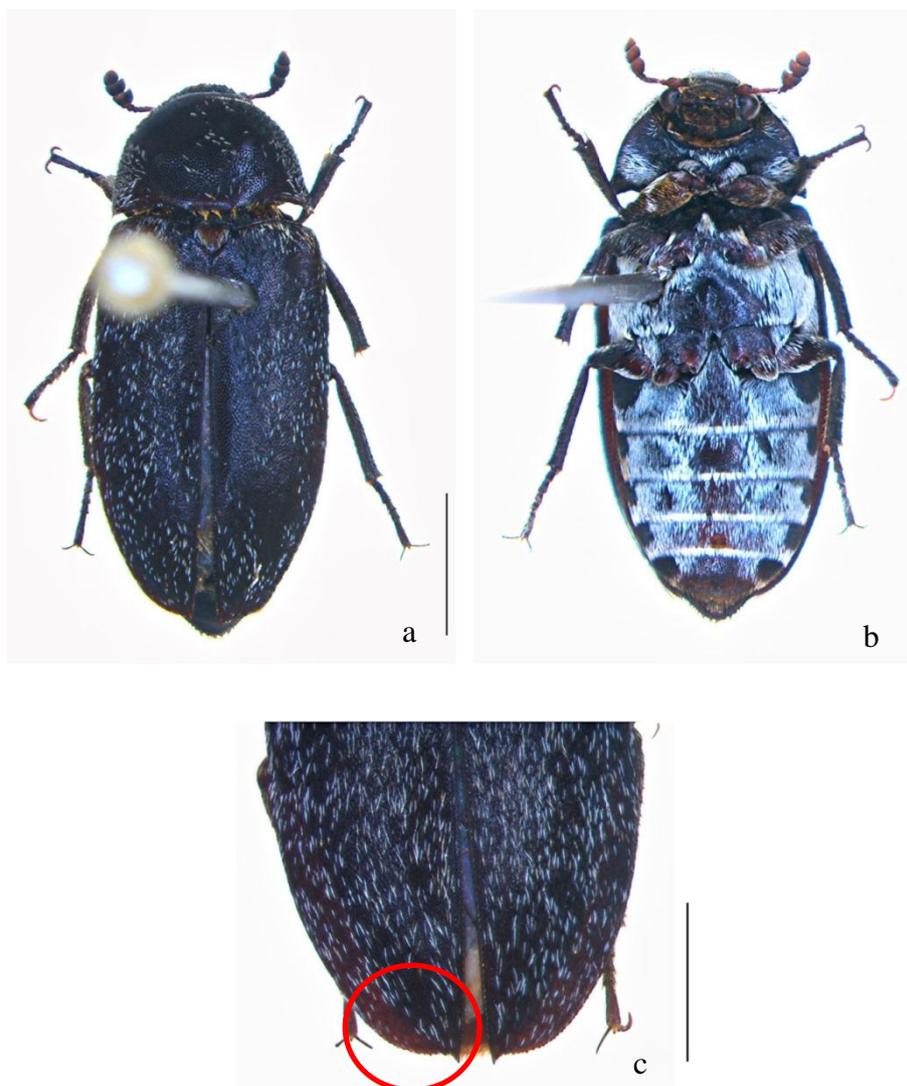


Figura 2. *Dermestes maculatus*: A) Vista dorsal B) vista ventral, escala: 0,25mm; C) detalhe do ápice dos élitros, escala: 0,2mm.

Dermestes ater (DeGeer, 1774)

(Fig. 3A-B)

Dermestes ater (DeGeer, 1774): 223 (Descrição original)

Dermestes cadaverina Fabricius, 1775

Dermestes felina Fabricius, 1787

var. *Dermestes domestica* Germar, 1824

Dermestes chinensis Motschulsky, 1866

Dermestes subcostata Murray, 1867

Dermestes noxius Mulsant & Rey, 1868

Dermestes favarcoqui Godard, 1883

Até o presente momento *Dermestes ater* não tem registros como espécie necrófaga no Brasil. Entretanto, dado o conhecimento do padrão de alimentação do

gênero e a disponibilidade de registros para a espécie essa espécie foi incluída como de potencial importância forense.

Os dados de ocorrência incluem 12 estados de todas as regiões e biomas brasileiros, seguindo padrão semelhante ao de *D. maculatus*.

Principais características para identificação – corpo com cerdas dourado-amareladas; abdômen com padrão de manchas nas regiões lateral e média (Fig. 3-a, b).

Dermestes peruvianus LaPorte, 1840

(Fig. 3C-D)

Dermestes peruviana LaPorte, 1840: 1833 (Descrição original)

Dermestes rufofusca Solier, 1849

Dermestes oblonga Solier, 1849

Dermestes haemorrhoidalis Kuster, 1852

Dermestes gulo Mulsant & Godart, 1855

Dermestes angustus Casey, 1900

Dermestes peruvianus é uma espécie com poucos registros conhecidos. Apenas Souza & Linhares (1997) citam essa espécie em carcaças. Recentemente, um exemplar foi recebido pelo Grupo de Entomologia Forense da UFPR em Curitiba (observação pessoal). Apesar dos poucos registros, o comportamento do gênero inclui esta espécie na categoria de espécies com potencial interesse forense. Os pontos de ocorrência conhecidos para a espécie incluem a região Sul, Rio de Janeiro e São Paulo.

Principais características para identificação – abdômen com cerdas de coloração dourado-amarelada sem padrão de manchas (3D).

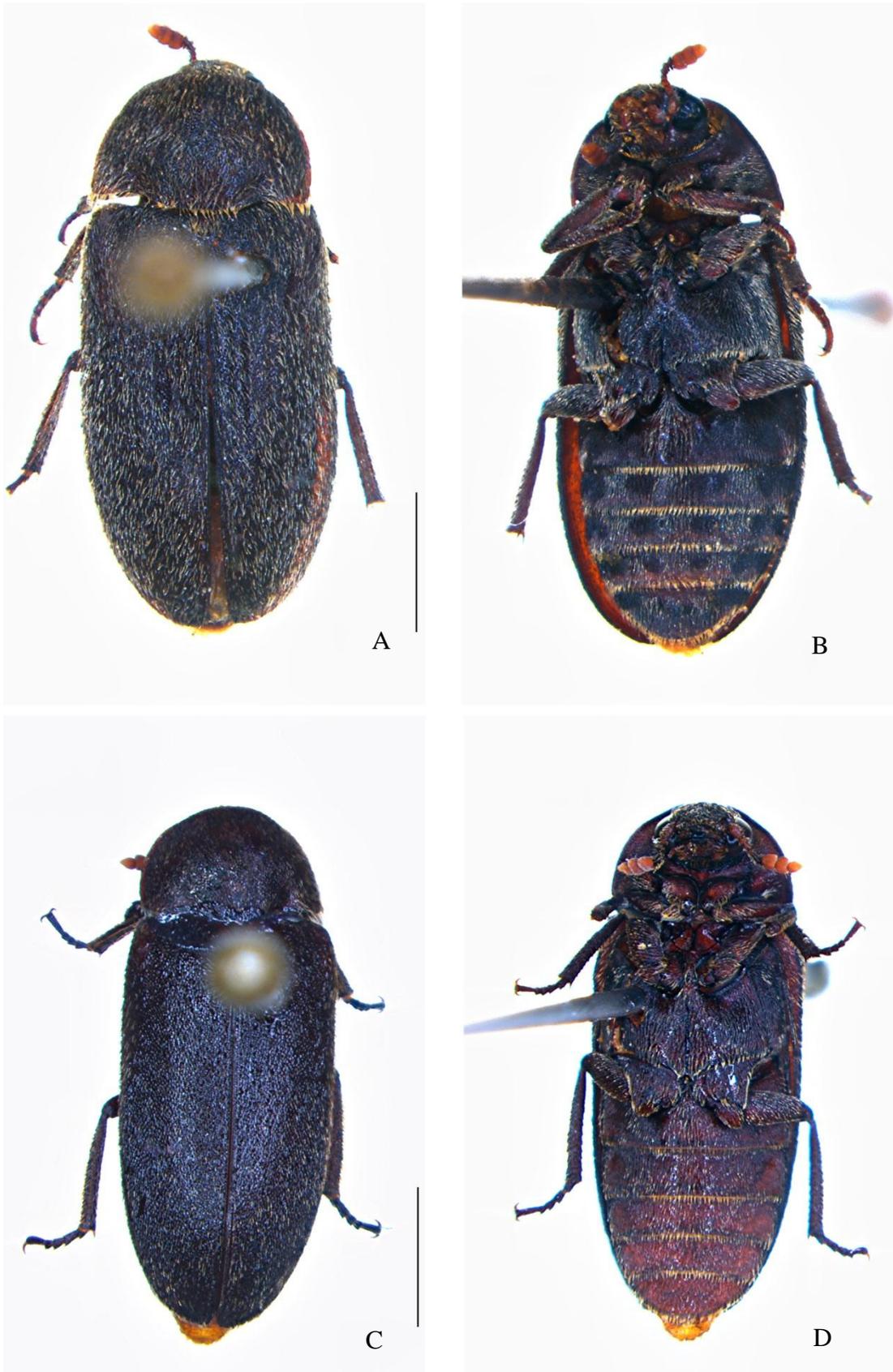


Figura 3. *Dermestes ater*: A) Vista dorsal B) Vista ventral. *Dermestes peruvianus*: C) Vista dorsal D) Vista ventral, escala: 0,25mm.

2.2.3. Silphidae

A família possui 13 gêneros e 208 espécies, distribuídos em duas subfamílias, Nicrophorinae e Silphinae (Ratcliffe 1996). No Brasil apenas quatro espécies de *Oxelytrum* (Silphinae) estão presentes: *O. discicolle*, *O. erythrurum*, *O. cayennense* e *O. emarginatum*, as três primeiras foram encontradas em carcaças (Moura *et al.* 1997, Carvalho *et al.* 2000, Souza *et al.* 2008, Ururahy-Rodrigues *et al.* 2010) e *O. erythrurum* e *O. discicolle* em cadáveres humanos (R.C.Corrêa, dados não publicados). Dentre essas, *Oxelytrum emarginatum* é a única que ainda não possui registro confirmado sobre seu comportamento em cadáveres.

Os adultos de *Oxelytrum* são encontrados desde os primeiros estágios de decomposição. Possuem hábito onívoro e podem se alimentar do cadáver ou de larvas de moscas varejeiras, enquanto os imaturos são necrófagos (alimentam-se apenas do cadáver). *Oxelytrum discicolle* e *O. erythrurum* são frequentemente coletadas em locais de morte por peritos da Polícia Científica do Paraná, em corpos com diferentes estados de conservação. Em determinadas situações apenas larvas estavam presentes, sendo imprescindíveis para a estimativa do tempo de morte.

Peck & Anderson (1985) apresentaram chave de identificação para espécies de *Oxelytrum* da América do Sul e as características utilizadas por estes autores são utilizadas de modo simplificado para diferenciar as quatro espécies mencionadas anteriormente.

As espécies brasileiras do gênero *Oxelytrum* possuem em média 20 mm de comprimento e são facilmente reconhecidas pelos élitros pretos e tricostados (i.e. três estrias em cada um), pronoto sem cerdas, de coloração amarelada/alaranjada com mácula escura no centro. As antenas possuem 11 antenômeros e terminam em clava de três artículos.

Oxelytrum discicolle (Brullé, 1840)

(Fig. 4A)

Silpha discicollis Brullé, 1840: 75 (Descrição original)

Necrodes analis Chevrolat, 1843

Hyponecrodes analis Kraatz, 1876

Hyponecrodes discicollis Portevin, 1905

Hyponecrodes (*Hyponecrodes*) *discicollis* var. *discretus* Portevin, 1921

Hyponecrodes (*Hyponecrodes*) *discicollis* Portevin, 1921

Hyponecrodus (Hyponecrodus) discicollis var. *elongatus* Portevin, 1921
Silpha (Oxelytrum) discicollis Hatch, 1928

Oxelytrum discicolle está distribuída desde o sul do Brasil e Paraguai até a região central e norte da América do Sul (excluindo a bacia Amazônica), América Central, México e extremo sul do Texas (EUA) (Peck & Anderson 1985). Esta espécie é abundante em Curitiba e já foi coletada por Moura *et al.* (1997), Mise *et al.* (2007) e outros autores (e.g. Carvalho *et al.* 2000; Rosa *et al.* 2011). Os registros de distribuição coletados durante a execução do presente estudo incluem localidades semelhantes daquelas relacionadas por Peck & Anderson (1985), sendo que a espécie está, em sua maior parte, concentrada nas regiões Sul e Sudeste do país.

Principais características para identificação – as principais características que diferenciam esta espécie das outras são os úmeros elitrais com uma projeção em cada lado (“dente”) e o ápice dos élitros afilados com margem lateral reta (Fig. 4A).

Oxelytrum erythrurum (Blanchard, 1840)

(Fig. 4B)

Silpha erythrura Blanchard, 1840: 75 (Descrição original)
Hyponecrodus erythrurus Kraatz, 1876
Hyponecrodus erythrura Berg, 1901
Hyponecrodus (Hyponecrodus) erythrurus Portevin, 1921
Hyponecrodus (Hyponecrodus) erythrurus var. *pygialis* Portevin, 1921
Hyponecrodus (Hyponecrodus) erythrurus var. *melancholicus* Portevin, 1921
Hyponecrodus (Hyponecrodus) opacus Portevin, 1921
Hyponecrodus (Hyponecrodus) opacus var. *tristis*, Portevin, 1921
Hyponecrodus erythrurus var. *melanurus* Portevin, 1926
Silpha (Oxelytrum) opaca Hatch, 1928
Silpha (Oxelytrum) erythrura Hatch, 1928

Oxelytrum erythrurum é uma espécie comum na região norte da Argentina, Bolívia, Sul do Brasil, Paraguai, sudeste do Peru e Uruguai (Peck & Anderson, 1985). Assim como *O. discicolle*, *O. erythrurum* é frequentemente coletada em Curitiba e regiões adjacentes. Como não existem registros bibliográficos prévios sobre a associação desta espécie com carcaças ou cadáveres, todas as ocorrências foram adquiridas em coleções entomológicas. Essas ocorrências estão concentradas nas regiões Sul e Sudeste do país.

Principais características para identificação – Úmeros elitrais sem projeções (“dentes”), ápice dos élitros em ângulo arredondado (Fig. 4B).

Oxelytrum cayennense (Stürm, 1826)

(Fig. 4C)

Silpha cayennensis Stürm, 1826: 161(Descrição original)

Oxelytrum occidentale Gistel, 1848

Oxelytrum aequinocitale Gistel, 1848

Hyponecrodes cayennensis Kraatz, 1876

Hyponecrodes (Hyponecrodes) cayennensis Portevin, 1921

Silpha (Oxelytrum) cayennensis Hatch, 1928

Oxelytrum cayennense ocorre nas regiões norte e central da América do Sul, sendo frequentemente coletada em regiões de baixa a média elevação em ambientes de floresta (Peck & Anderson, 1985). Como existem poucos registros da associação desta espécie com carcaças (Mise *et al.* 2010, Ururahy-Rodrigues *et al.* 2010), as ocorrências dessa espécie estão principalmente na região Norte do país.

Principais características para identificação – o conhecimento da distribuição da espécie torna a identificação bastante simples, já que apenas *Oxelytrum cayennense* ocorre na região Amazônica. A espécie apresenta pequena mácula escura restrita à região central do pronoto, úmeros com uma projeção a cada lado (“dente”) e ápices dos élitros arredondados (Fig. 4C).

Oxelytrum emarginatum (Portevin, 1920)

(Fig. 4D)

Hyponecrodes emarginatus Portevin, 1920: 506 (Descrição original)

Hyponecrodes (Hyponecrodes) emarginatus Portevin, 1921

Silpha (Oxelytrum) emarginata Hatch, 1928

Oxelytrum emarginatum tem poucos registros, a maioria destes nas regiões costeiras e montanhosas do Sudeste do Brasil (Peck & Anderson 1985). Como mencionado anteriormente, não há nenhum registro desta espécie em estudos de entomologia forense, entretanto, a espécie foi incluída neste estudo devido ao comportamento necrófilo do gênero.

Principais características para identificação – facilmente reconhecível pelo último antenômero de coloração alaranjada e ápices dos élitros emarginados e afilados; com a margem lateral apical escavada (Fig. 4D).

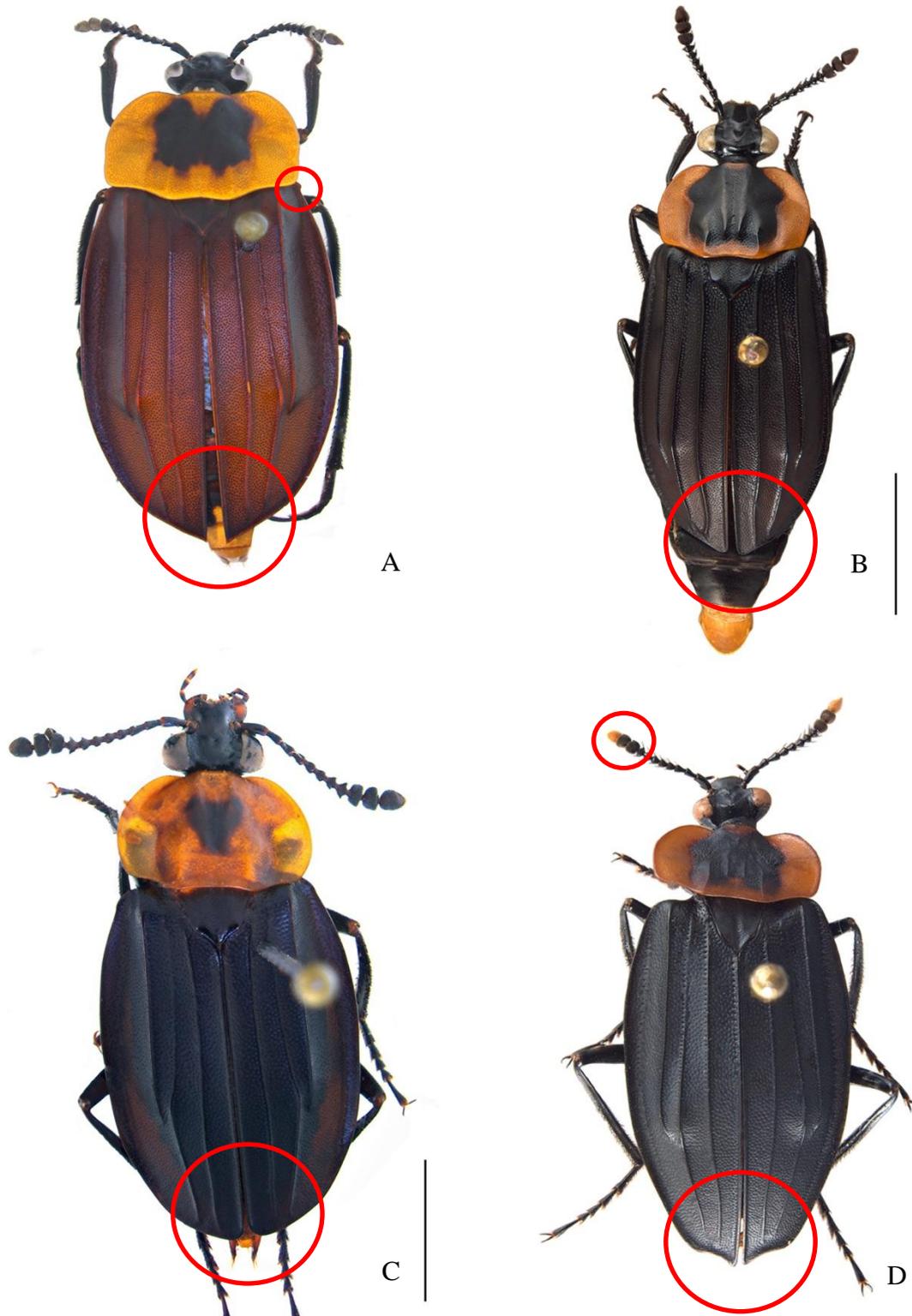


Figura 4. Vista dorsal. A) *Oxelytrum discicolle* B) *Oxelytrum erythrurum* C) *Oxelytrum cayennense* D) *Oxelytrum emarginatum*. Escala: 5mm.

2.2.4. Scarabaeidae

A família contém mais de 27.800 espécies e sua história natural é bastante diversa incluindo adultos que se alimentam de estrume, carcaças, vegetação, pólen, frutas e raízes (Ratcliffe *et al.* 2002). Até 2000 estavam registradas 618 espécies para o Brasil, sendo 323 endêmicas, em 49 gêneros (Vaz de Mello 2000).

Várias espécies de Scarabaeidae possuem potencial importância forense devido ao seu hábito saprófago/necrófago (Pessôa & Lane 1941). O gênero *Coprophanaeus* d'Olsoufieff, 1924 inclui em sua maioria espécies necrófagas, sendo encontradas geralmente em cadáveres frescos (Endres *et al.* 2005). Para o presente estudo foram selecionadas três espécies do gênero *Coprophanaeus*, a princípio cada uma delas com um padrão de distribuição conhecido. As características para identificação foram adaptadas de Edmonds & Zidek (2010).

Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer (Linnaeus, 1767)

(Fig. 5A-B)

Scarabaeus lancifer Linnaeus, 1767: 544 (Descrição original)

Scarabaeus satelles Lichtenstein, 1796

Phanaeus heros Castelnau, 1840

Phanaeus miles Castelnau, 1840

Phanaeus septentrionalis Pessôa, 1934

Megaphanaeus lancifer (Linnaeus, 1767)

Coprophanaeus lancifer (Linnaeus, 1767)

Coprophanaeus lancifer possui vários registros para a região Amazônica, sendo considerada por Edmonds & Zidek (2010) como um indicador para esta região. Comumente associada com carcaças em estudos realizados nas proximidades de Manaus (Ururahy-Rodrigues *et al.* 2008, Mise *et al.* 2010) onde já pode ser observada a partir do segundo dia de morte (observação pessoal).

Principais características para identificação – A espécie mais similar a *C. lancifer* é *C. ensifer*, ambas podem ser distinguidas por diferenças na forma dos cornos e superfície dos élitros. Normalmente claras diferenças de cores podem ser notadas entre as espécies. *Coprophanaeus lancifer* é azul ou roxo, enquanto *C. ensifer* é geralmente verde (Edmonds & Zidek 2010).

Seguindo as características propostas por Edmonds & Zidek (2010) foram selecionadas duas características que facilmente identificam e distinguem *C. lancifer* de *C. ensifer*. Escudo metasternal liso ou levemente pontuado (Fig. 5B); área anteromediana do metasterno lisa e brilhante na área mediana (Fig. 5B).

Coprophanaeus (Megaphanaeus) ensifer (Germar, 1821)

(Fig.5C-D)

Copris ensifer Germar, 1821: 147 (Descrição original)

Phanaeus ajax Stürm, 1826

Phanaeus ducalis Castelnau, 1840

Megaphanaeus ensifer Blackwelder, 1944

Coprophanaeus ensifer Edmonds, 1972

Coprophanaeus ensifer possui a maior parte dos seus registros para o estado de São Paulo, mas também inclui estados das regiões Centro-Oeste, Nordeste e o Paraná. Segundo Edmonds & Zidek (2010), a distribuição da espécie esta centrada em áreas de Caatinga e Cerrado. Sua associação com carcaças foi documentada por vários autores (Luederwaldt 1911, Pessôa & Lane 1941, Carvalho *et al.* 2000, Rosa *et al.* 2011)

Principais características para identificação – Escudo metasternal com pontuações grosseiras em toda a superfície (Fig. 5D); área anteromediana do metasterno completamente granulada (Fig. 5D).

Coprophanaeus (Metallophanaeus) saphirinus (Stürm, 1826)

(Fig 5E-F)

Phanaeus saphirinus Stürm, 1826: 65

Phanaeus chabrilaci Thompson, 1857

Metallophanaeus saphirinus Blackwelder 1944

Phanaeus machadoi Pereira & d'Andretta, 1955

Coprophanaeus saphirinus Edmonds 1972

Coprophaneus saphirinus apresenta registros apenas para as regiões Sul e Sudeste e é citado apenas por Pessôa & Lane (1941) e Moura *et al.*(1997). De acordo com Edmonds & Zidek (2010) a área de potencial ocorrência para a espécie inclui uma grande faixa que engloba parte da Argentina, Paraguai e os estados do Rio Grande do

Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia.

Principais características para identificação – élitros com cinco estrias finas, superficiais; base das estrias 1-4 profundas; vista lateral do ângulo anteromediano do metasterno em forma de V, com a margem engrossada (Fig. 5F). Apesar da coloração azul metálica ser predominante, a espécie apresenta uma variação de cor vermelha (Edmonds & Zidek 2010).

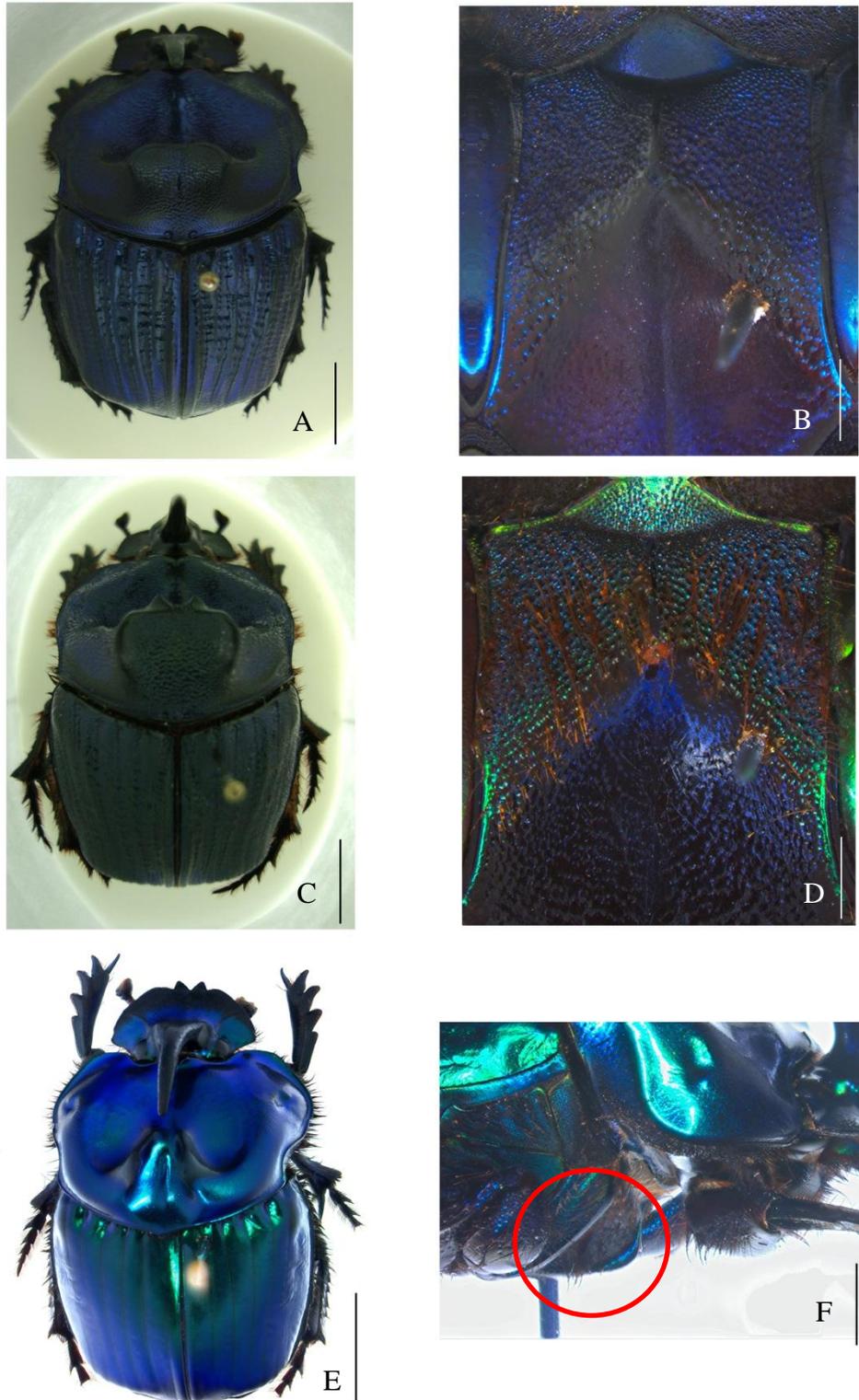


Figura 5. *Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer*: A) Vista dorsal, escala: 1cm; B) detalhe do metasterno, escala: 2mm. *Coprophanaeus (Megaphanaeus) ensifer*: C) Vista dorsal, escala: 1cm D) detalhe do metasterno, escala: 1cm. *Coprophanaeus (Metallophanaeus) saphirinus*, escala: 1cm; E) vista dorsal F) vista lateral do metasterno, escala: 0,5mm.

2.2.5. Hybosoridae

Hybosoridae são cosmopolitas e contém 33 gêneros e aproximadamente 210 espécies (Allsopp 1984). Muito pouco é conhecido da sua historia natural, mas sabe-se que os adultos alimentam-se de carcaças de vertebrados e invertebrados em estados iniciais de decomposição. Algumas espécies são encontradas em estrume e outras atraídas por luz durante a noite (Jameson 2002).

Chaetodus é um gênero Neotropical com espécies distribuídas nas Américas Central e do Sul. Suas espécies são atraídas por carcaças e estrume, provavelmente suas fontes primárias de alimento. O gênero é reconhecido por apresentar pronoto convexo com superfície pontuada; élitros alongados e convexos com 10, 12 ou 13 estrias; esternitos abdominais 4-8 com margens posteriores esclerotizadas; asas posteriores com cerdas microscópicas (Ocampo 2006).

Chaetodus exaratus Arrow, 1909

(Fig. 6)

Chaetodus exaratus Arrow, 1909: 491 (Descrição original)

Chaetodus apicipennis Petrovitz 1970

Apresenta registros para Brasil, Paraguai e Argentina (Ocampo 2006). Aparentemente a família não ocorreu em nenhum estudo de sucessão entomológica, porém é impossível dizer se não houve coleta ou se foi identificada como subfamília de Scarabaeidae como propõem algumas classificações.

A espécie foi observada em carcaça de porco em Curitiba (Corrêa *et al.* no prelo) e em mais nenhum outro estudo desde então. Os pontos de ocorrência da espécie incluem Rio de Janeiro, Paraná, Espírito Santo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Principais características para identificação – élitros com treze estrias longitudinais entre a sutura e a margem lateral; margem apical dos élitros com superfície rugosa (Fig. 6B); tíbia anterior com 7-10 dentículos.



Figura 6. *Chaetodus exaratus*: A) vista dorsal, escala: 2mm B) detalhe do ápice dos élitros, escala: 0,5mm.

2.3. Coleta de dados de distribuição

A base de dados para análise foi construída com os dados de distribuição das espécies de Coleoptera comumente coletadas no Brasil, sendo uma compilação de dados publicados em artigos (Endres *et. al.* 2005, Ocampo 2006, Edmonds & Zidek 2010, Rosa *et al.* 2011, Santos 2012, Silva & Santos 2012, Mayer & Vasconcelos 2013), material recebido de coletas (posteriormente incorporados a coleção DZUP) e espécimes identificados durante visitas às principais coleções brasileiras: **DZUP** (Coleção Entomológica Padre Jesus Santiago Moure, Departamento de Zoologia, UFPR, Curitiba, Paraná), **MPEG** (Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, Pará), **MZSP** (Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo), **INPA** (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas), **MCNZ** (Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul) e **MNRJ** (Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro).

Foram estudados aproximadamente dez mil exemplares em todas as coleções visitadas, incluindo a “miscelânea” (material não organizado - montado ou armazenado em mantas), sendo que para cada um foi examinada a etiqueta de procedência para retirada dos dados de distribuição. Todas as espécies disponíveis nas coleções foram

estudadas detalhadamente sob microscópio estereoscópico visando a identificação ou confirmação desta, fornecendo dados confiáveis para a modelagem.

Os dados coletados, quando não possuíam as coordenadas de coleta, foram georreferenciados utilizando o programa Google Earth, o Global Gazetteer Version 2.2 (disponível em <http://www.fallingrain.com/world/index.html>), e o gazetteer de Vanzolini (1992). As localidades disponíveis nas etiquetas ou bibliografia foram pesquisadas exaustivamente para que as coordenadas utilizadas no presente estudo apresentem o maior nível de precisão possível. Entretanto, para os dados em que as localidades específicas não foram encontradas por nenhuma das ferramentas disponíveis, foram utilizadas as coordenadas do marco zero dos municípios mais próximos. Todas as coordenadas estão em Datum WGS84, quando necessário, conversões de Datum ou representação de coordenada geográfica foram realizadas através da ferramenta disponível no site speciesLink (<http://smlink.cria.org.br/conversor?criaLANG=pt>)

Foram coletados e georreferenciados os dados de 363 localidades totalizando 491 registros individuais para o Brasil (Apêndice I).

2.4. Seleção de variáveis

As variáveis ambientais foram obtidas no site AMBDATA (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/>), que por sua vez apresenta as informações obtidas no WorldClim - Global Climate Data (www.worldclim.org) em formato ASCII-raster, projetados no sistema de coordenadas geodésicas de projeção “LatLong”, Datum WGS-84, com resolução espacial de 30 segundos de arco (arcseg), medida equivalente a 1/3600 de grau, aproximadamente 1 km, recortadas para o Brasil. Esse conjunto inclui 19 variáveis bioclimáticas e referem-se às condições correntes, interpolação dos dados observados de aproximadamente 1950 a 2000 (Hijmans *et al.* 2005).

Como alguns pontos de ocorrência tiveram que ser associados ao marco zero das cidades devido a ausência de coordenadas precisas, as variáveis foram reajustadas para a resolução de 5 min (aproximadamente 8 km). Este reajuste também reduz possíveis problemas de sobreposição e concentração de pontos característicos para algumas regiões.

A partir desses dados nós construímos dois conjuntos de variáveis para a modelagem. O primeiro inclui doze variáveis que foram selecionadas baseando-se no

conhecimento biológico e na distribuição conhecida das espécies modeladas (Tab. II). As variáveis ambientais que possuem maior efeito sobre os insetos envolvem flutuações sazonais de temperatura e umidade, por isso, os experimentos de biologia voltados para a entomologia forense buscam o conhecimento dos valores limítrofes que permitam o desenvolvimento de cada espécie (Grassberger & Reiter 2002, Grassberger & Frank 2003). Estudos com outros grupos de insetos também consideram a temperatura e precipitação como fatores influentes para a presença, desenvolvimento e dispersão (Tigar *et al.* 1994, Hodges *et al.* 2003, Nobrega & De Marco 2011). Considerando os problemas já relatados sobre a influência da colinearidade das variáveis ambientais sobre o processo de modelagem (e.g. Kamino *et al.* 2011), nós criamos um segundo conjunto com seis variáveis derivadas de uma análise de componentes principais. Essa análise permite selecionar eixos de correlação entre as variáveis originais e criar um conjunto não correlacionado de fatores ambientais que podem ser utilizados na modelagem. Esse procedimento seguiu o já utilizado por Serra *et al.* (2012) e Silva *et al.* (2014).

Tabela II. Variáveis ambientais selecionadas para a construção dos modelos de nichos de espécies de Coleoptera de interesse forense.

Código	Variável
Altitude	Altitude
bio1	Temperatura média anual
bio2	Variação Diurna Média de Temperatura (Média mensal (Tmax-Tmin))
bio3	Isotermalidade ((bio2/bio7) (* 100))
bio4	Sazonalidade da Temperatura (desvio padrão * 100)
bio5	Temperatura máxima do mês mais quente
bio6	Temperatura mínima do mês mais frio
bio7	Amplitude térmica anual (bio5-bio6)
bio12	Precipitação Anual
bio13	Precipitação do mês mais chuvoso
bio14	Precipitação do mês mais seco
bio15	Sazonalidade da Precipitação (coeficiente de variação)
mask_br	Arquivo de máscara para o território brasileiro

2.5. Algoritmos

Foram utilizados cinco métodos de modelagem: Envelope Score (Nix 1986, Piñero *et al.* 2007), GARP (*Genetic Algorithm for Rule-set Production* – Stockwell & Peters 1999) Distância de Mahalanobis (Farber & Kadmon 2003), SVM (*Support Vector Machines* – Schölkopf *et al.* 2001, Tax & Duin 2004) e Maxent (*Maximum Entropy* – Phillips *et al.* 2006, Phillips & Dudik 2008). Os modelos utilizando o Maxent foram gerados a partir do software Maxent versão 3.3.3k, disponível gratuitamente em <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>. Para todos os outros algoritmos foi utilizado o openModeller desktop versão 1.1.0, disponível em <http://openmodeller.sourceforge.net/>.

Assim como o Bioclim, o Envelope Score é um modelo baseado em envelopes climáticos. Estes envelopes são baseados na correlação entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais que permitem a caracterização das condições ecofisiológicas de determinados habitats (Bakkenes, 2002). O algoritmo utiliza os valores máximos e mínimos observados para cada variável ambiental para definir os envelopes bioclimáticos. A probabilidade de ocorrência para um ponto é determinada pelo número de variáveis ambientais para as quais os valores ambientais no ponto preenchem os critérios mínimos e máximos (Muñoz *et al.* 2011).

O GARP (Stockwell & Noble 1992) é um algoritmo genético baseado em inteligência artificial e utiliza um conjunto de regras para repetidamente procurar correlações não aleatórias entre a presença, a ausência e os preditores ambientais (Stockwell & Peters 1999). No GARP cada regra é considerada um indivíduo e o seu conjunto uma população (Pereira & Siqueira 2007). Neste método as regras “evoluem” por meio de um processo similar a seleção natural até que a melhor solução seja encontrada (Rangel & Loyola 2012). A versão utilizada no openModeller foi a “*with best subsets - new openModeller implementation*”, sem nenhuma alteração nos parâmetros.

A distância de Mahalanobis é um método de distância ambiental (ou modelo de similaridade). Assim como outros de sua categoria, baseia-se na existência de um ponto ecológico ótimo para cada espécie, definido pelo centroide dos pontos de ocorrência no espaço ecológico. A distância de Mahalanobis permite a interpretação do modelo como uma expressão das restrições ambientais que a espécie sofre, incluindo as correlações entre as variáveis. Contudo, este algoritmo exige que o número de pontos de ocorrência

seja maior que o número de variáveis ambientais (De Marco & Siqueira 2009). No openModeller, a distância de Mahalanobis é configurada a partir do default do algoritmo “*Environmental Distance*”, alterando os parâmetros métricos de Euclidiana para Mahalanobis e “*Nearest ‘n’ points*” para zero.

O SVM pertence ao grupo dos classificadores lineares generalizados e foi introduzida recentemente como uma técnica para resolver problemas de reconhecimento de padrões. Enquanto técnicas tradicionais para reconhecimento de padrões são baseadas na minimização do risco empírico, isto é, tenta otimizar o desempenho sobre o conjunto de treinamento, as SVMs minimizam o risco estrutural, isto é, a probabilidade de classificar de forma errada padrões ainda não vistos pela distribuição de probabilidade dos dados (DeMarco Jr. & Siqueira 2009). Apesar do SVM possuir meios de superar os problemas relacionados a autocorrelação das observações, a performance do modelo ainda é afetada por quão bem os dados observados representam o alcance das variáveis ambientais. Contudo, os SVM são estáveis, precisam de menos ajustes no modelo, apresentam complexidade computacional mínima e maior velocidade de processamento (Drake *et al.* 2006). Além disso, apresentam previsões confiáveis e precisas, e bons resultados para conjuntos de dados incluindo apenas presença (Guo *et al.* 2005).

O Maxent (Philips *et al.* 2006) é um algoritmo que realiza previsões ou inferências a partir de dados incompletos, também é considerado eficiente na modelagem de amostras pequenas e de dados obtidos em coletas tendenciosas (Hernandez *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007). Este algoritmo é apropriado para todas as aplicações envolvendo conjuntos de dados apenas de presença (dados encontrados em museus e coleções). Ao estimar a probabilidade de ocorrência de uma espécie, o algoritmo parte do princípio que a distribuição estimada deve concordar com tudo que é conhecido (ou inferido pelas condições ambientais nas áreas de ocorrência), mas deve evitar qualquer condição não fundamentada e desta forma estima a distribuição mais próxima da uniforme (entropia máxima) da área de estudo (Philips *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007). Foram utilizadas duas configurações para o Maxent, ambas utilizando 1000 iterações. A primeira selecionando apenas as funções *linear* e *quadratic* (apresentado como MaxentLQ), conhecida por produzir modelos biológicos mais simples (Elith *et al.* 2011), e outra utilizando o padrão (*default*) do programa (apresentado como “Maxent”), método indicado por Phillips & Dudik (2008) para análises utilizando várias espécies.

2.6. Avaliação dos modelos

Dois métodos foram utilizados para avaliar o desempenho dos modelos, a área sob a curva (*area under curve* - AUC) da curva ROC (*receiver operating characteristic* - ROC) e o *true skill statistics* (TSS). O AUC é um método de avaliação independente de limiar (*threshold*), Os valores de AUC variam de 0 a 1, valores iguais ou menores a 0,5 indicam modelos sem capacidade de predição, sendo equivalentes a um modelo aleatório (Elith *et al.* 2006). As classificações propostas por Swets (1988) e Araújo *et al.* (2005) categorizam os resultados de AUC em: “excelente” 0,90-1,00; “bom” 0,80-0,90; “médio” 0,70-0,80; “ruim” 0,60-0,70; “falha” 0,50-0,60. O TSS é um método dependente de limiar com valores que variam entre -1 e +1, sendo +1 o resultado perfeito e valores iguais ou menores que zero indicam desempenho não melhor que o aleatório (Allouche *et al.* 2006).

2.7. Confeção dos mapas

Existem várias abordagens para a determinação de limiares que são escolhidos para maximizar a concordância entre as distribuições observadas e esperadas (Liu *et al.* 2005). A maioria das técnicas depende do equilíbrio entre falsos-positivos (erros de comissão) e falsos negativos (erros de omissão) nas predições, bem como, da sensibilidade (proporção de presenças observadas preditas corretamente – verdadeiro positivo) e especificidade (proporção de ausências preditas corretamente – verdadeiro negativo) (Allouche *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007).

Foram utilizados dois limiares para gerar mapas binários de presença/ausência a partir dos mapas fornecidos por cada algoritmo. O limiar baseado na curva ROC e o limiar conhecido como “*lower presence threshold*” (limiar mínimo de presença – LPT). O LPT identifica áreas preditas como tendo condições mínimas para a ocorrência das espécies, é um método conservativo, pois ao fazer isso mantém o erro de omissão em zero no modelo (Pearson *et al.* 2007). O limiar ROC corresponde ao ponto mais próximo ao canto superior esquerdo da curva, este canto representa uma classificação perfeita, com 100% de sensibilidade e especificidade (Cantor *et al.* 1999, Liu *et al.* 2005). Enquanto o LPT minimiza a omissão, mas maximiza os erros de comissão, o ROC balanceia ambos os erros e produz menores distribuições quando comparado com o LPT (Silva *et al.* 2013).

Os mapas de distribuição e de adequabilidade ambiental foram editados no DIVAGIS versão 7.4.0.1 (<http://www.diva-gis.org/download>) utilizando para a delimitação das unidades de federação nos mapas de distribuição potencial está disponível no site do IBGE (2004).

3. Resultados

3.1. Avaliação dos modelos

A variação do AUC mostrou uma interação significativa entre o tipo de algoritmo e o tipo de conjunto de dados ambientais utilizados na modelagem ($F_{4,32}=7,142$, $p<0,001$), revelando que nenhum algoritmo ou conjunto de dados obteve uma vantagem uniforme sobre os outros. Para os algoritmos GARP, MaxentLQ e SVM os resultados de AUC para os dois conjuntos de dados são praticamente iguais (Fig. 7A). No entanto, nos dois casos em que é possível perceber vantagem de um conjunto de dados (Maxent e Mahalanobis) essa vantagem foi associada com o conjunto de dados derivado biologicamente e não naquele fornecido pela PCA. Além disso, apesar de todos os modelos apresentarem valores altos de AUC, os modelos com as variáveis escolhidas utilizando o algoritmo Maxent apresentaram os maiores valores de AUC (Fig. 7A).

Não houve interação significativa entre algoritmos e dados ambientais tanto para o TSS-LPT ($F_{5,40}=1,699$, $p=0,157$) quanto para o TSS-ROC ($F_{5,40}=1,42$, $p=0,238$). No entanto, existem diferenças significativas entre algoritmos para o TSS-LPT ($F_{5,40}=10,662$, $p<0,001$) com maiores valores para o Envelope Score seguido da distância de Mahalanobis e do Maxent (Fig. 7B). O TSS-ROC ($F_{5,40}=2,7987$, $p<0,05$) também apresentou diferenças significativas, com valores maiores para o Maxent, Distância de Mahalanobis e Envelope Score (Fig. 7C). Os valores de TSS usando o LPT como limiar são menores do que para o limiar ROC (Fig. 7B-C). Além disso, em todos os testes as variáveis derivadas biologicamente apresentaram valores superiores as variáveis derivadas da PCA (TSS-LPT $F_{(1,8)}=9,6519$, $p=0,01452$; ROC: $F_{(1,8)}=16,774$, $p=0,00346$).

Como já mencionado, dentre os algoritmos utilizados, o Maxent-Sel forneceu bons resultados para a maioria das espécies. Este algoritmo foi o melhor para seis espécies (*C. ensifer*, *C. exaratus*, *C. lancifer*, *C. saphirinus*, *N. rufipes*, *O. discicolle*), e o segundo melhor para outras quatro espécies (*D. ater*, *D. maculatus*, *O. cayennense*, *O. erythrurum*), em apenas três espécies (*D. peruvianus*, *N. ruficollis*, *O. emarginatum*) o desempenho do Maxent foi inferior a dois ou mais algoritmos (Fig 8).

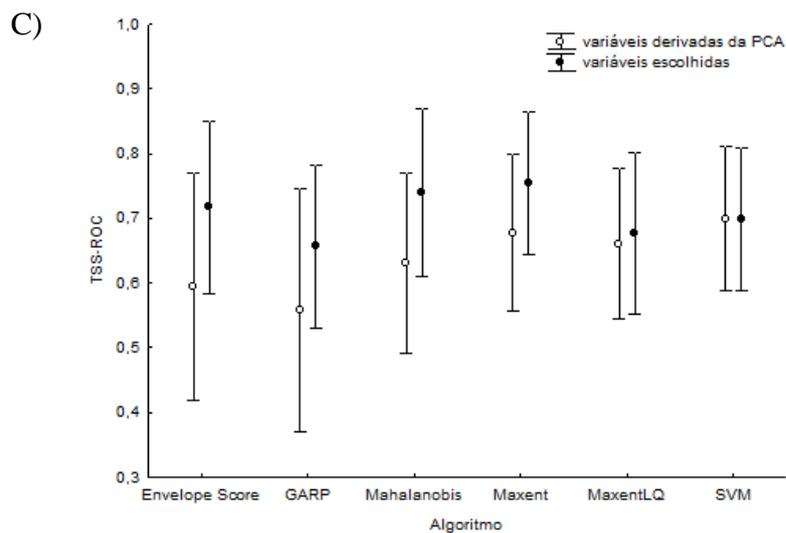
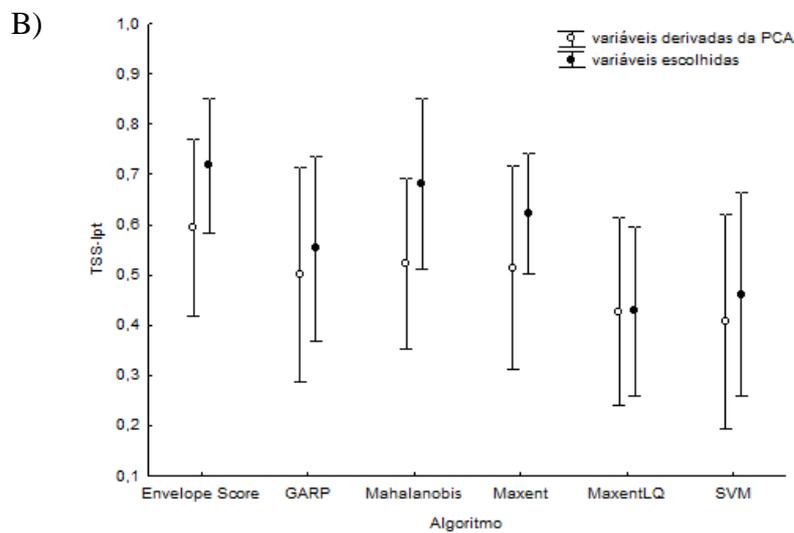
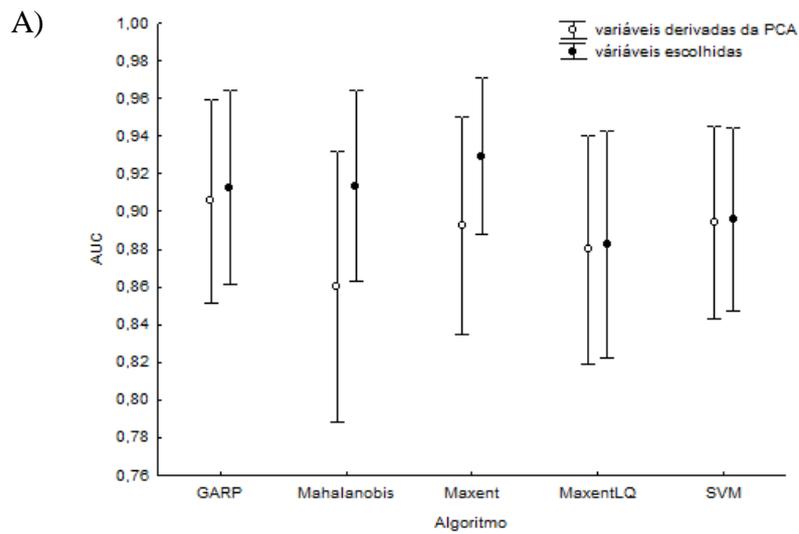


Figura 7. Resultado da análise de variância de medidas repetidas para o AUC (A), TSS-LPT (B) e TSS-ROC (C). As barras verticais representam o intervalo de confiança de 95%.

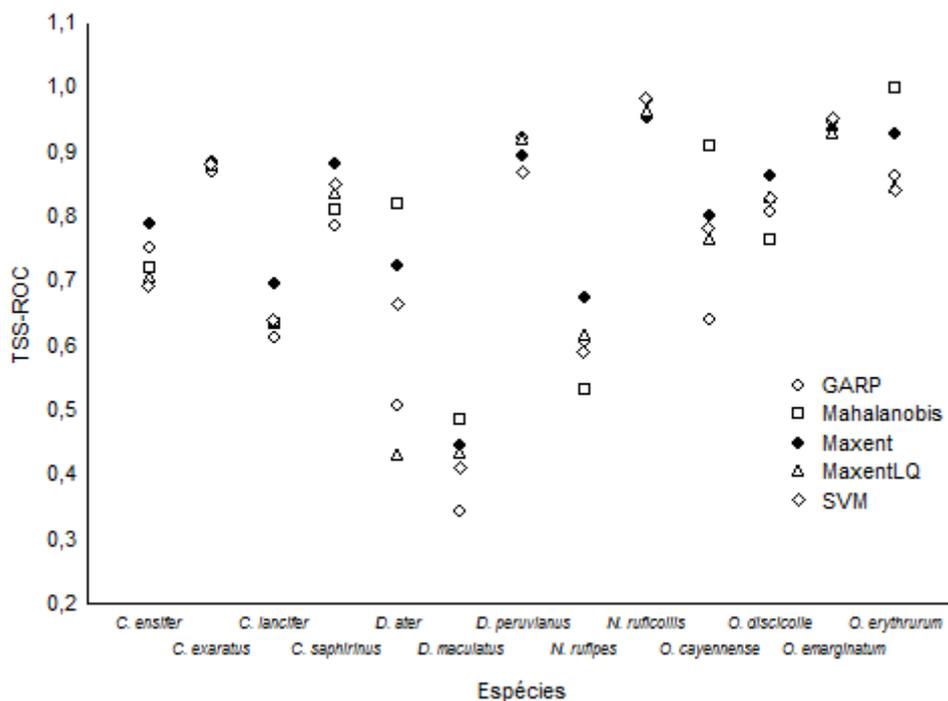


Figura 8. Comparativo entre os valores TSS-ROC para os modelos gerados pelos algoritmos utilizando o conjunto variáveis selecionadas.

3.2. Modelos

O algoritmo baseado na distância de Mahalanobis possui uma restrição que implica que só é possível gerar mapas se a quantidade de registros for maior do que a quantidade de variáveis ambientais utilizadas. Por isso, as espécies com poucos registros (*C. exaratus*, *D. peruvianus*, *N. ruficollis* e *O. emarginatum*) não possuem mapas de ocorrência potencial quando o modelo de distribuição utilizou as variáveis selecionadas por critérios biológicos.

De modo geral, dentre os modelos gerados para *C. ensifer*, o limiar ROC prevê maiores áreas de ocorrência para os algoritmos utilizando o conjunto de variáveis ambientais selecionadas pelo PCA, sendo que os modelos derivados do algoritmo distância de Mahalanobis (Fig. 9B) apresenta maior área predita. O limiar LPT incluiu quase todo o território nacional nos modelos gerados pelo GARP-PCA (Fig. 9A) e MaxentLQ-Sel (Fig. 9F). Os modelos gerados pelo GARP-PCA e Maxent-Sel apresentam maior sobreposição entre os limiares ROC e LPT.

Em *C. lancifer* os modelos gerados pelo GARP apresentam maior sobreposição entre os limiares LPT e ROC. O limiar ROC previu maiores áreas de ocorrência para os modelos gerados a partir das variáveis ambientais selecionadas pela PCA. O limiar LPT foi mais abrangente nos modelos gerados pelo algoritmo SVM (Fig. 10I-J).

Os modelos gerados a partir dos algoritmos MaxentLQ (Fig. 11E-F) e SVM (Fig. 11I-J) apresentam maiores áreas de ocorrência potencial para *C. saphirinus*, sendo que o limiar LPT abrange maior parte do país nos mapas gerados a partir das variáveis selecionadas pelo PCA (Fig. 11E e 11I). Já a distância de Mahalanobis para os dados selecionados (Fig. 11D) teve a menor área de ocorrência predita pelo limiar ROC. Os modelos do GARP possuem maior área de sobreposição entre os limiares ROC e LPT (Fig. 11A-B).

Como mencionado anteriormente, devido a pequena quantidade de registros, *C. exaratus* não possui mapas para o algoritmo distância de Mahalanobis-Sel, que apresenta um modelo bastante restritivo em Mahalanobis-PCA. Com exceção dos mapas apresentados para o algoritmo Maxent (Fig. 12F-G), todos os outros algoritmos que utilizaram as variáveis selecionadas pela PCA apresentam áreas de distribuição delimitadas pelo ROC menores que os modelos gerados a partir das variáveis selecionadas. Apenas o modelo MaxentLQ-PCA (Fig. 12D) não apresenta sobreposição entre os limiares LPT e ROC.

Dentre os modelos gerados para *D. ater* Mahalanobis-Sel (Fig. 13D), MaxentLQ-Sel (Fig. 13F) e Maxent-Sel (Fig. 13H) são os que apresentam distribuições mais restritivas. O mapa da distância de Mahalanobis-Sel (Fig. 13D) possui sobreposição entre os limiares LPT e ROC, o MaxentLQ-Sel (Fig. 13F) apresenta a maior área de distribuição potencial definida pelo limiar ROC e em Maxent-Sel (Fig. 13H) limiar ROC se apresenta de maneira bastante restritiva com o limiar LPT definindo poucas áreas além. Nos outros modelos o limiar LPT considera grandes partes do Brasil como tendo condições adequadas para a presença de *D. ater*.

Dermestes maculatus gerou modelos com distribuição predita pelo limiar LPT bastante amplas. O limiar ROC apresenta padrão de predição semelhante em Mahalanobis (Fig. 14C-D). Quando comparando os algoritmos e os conjuntos de variáveis ambientais utilizadas, o limiar ROC delimita maiores áreas de ocorrência potencial em GARP-PCA (Fig. 14A). Os modelos apresentados pelo Maxent possuem diferenças nas áreas limitadas pelos limiares ROC e LPT. Em Maxent-PCA (Fig. 14G) o LPT ocupa quase todo o mapa, já em Maxent-Sel (Fig. 14H) a área representada pelo ROC é maior e sobrepõe quase toda a área delimitada pelo limiar LPT.

Todos os modelos para *D. peruvianus* possuem sobreposição entre os limiares LPT e ROC. A distância de Mahalanobis gerou um modelo bastante restritivo apenas

para as variáveis selecionadas pelo PCA (Fig. 15C). O conjunto de variáveis derivadas biologicamente, pelas restrições da distância de Mahalanobis em relação ao número de variáveis e pontos de ocorrência, não pode ser avaliado.

Assim com em *D. peruvianus*, todos os modelos para *N. ruficollis* possuem sobreposição entre os limiares LPT e ROC. O modelo apresentado em Mahalanobis-PCA (Fig. 16C) considera como áreas adequadas apenas áreas relativamente próximas aos pontos de ocorrência conhecida. Todos os outros modelos gerados a partir das variáveis selecionadas são mais restritivos que aqueles que utilizaram as variáveis selecionadas por PCA.

Considerando os modelos gerados para *N. rufipes*, todos apresentam áreas de adequabilidade para grande parte do Brasil. O limiar ROC apresenta maiores áreas de ocorrência para o algoritmo GARP-PCA (Fig. 17A). Em Mahalanobis-Sel (Fig. 17D) há grande sobreposição entre as áreas preditas pelos limiares LPT e ROC. O mapa gerado pelos resultados do Maxent-Sel (Fig. 17H) foi o mais restritivo para ambos os limiares.

Todos os modelos de *O. cayennense* utilizando o limiar ROC mostram padrão de distribuição predita para o norte do país. Em Mahalanobis-Sel (Fig.18D) há sobreposição entre os limiares LPT e ROC. Comparativamente, o limiar LPT exhibe maiores áreas de ocorrência potencial para os modelos gerados pelos algoritmos que utilizaram o conjunto de variáveis ambientais selecionados por PCA.

Os modelos para *O. discicolle* apresentam poucas diferenças entre as regiões preditas como adequadas para a sua distribuição de acordo com o limiar ROC. O algoritmo Maxent (Fig.19G-H) é o que apresenta o limiar ROC mais restritivo, sendo que Maxent-PCA (Fig.19H) o modelo que exhibe maior nível de sobreposição entre os limiares LPT e ROC. Os modelos GARP-PCA (Fig. 19A) e MaxentLQ (Fig.19E-F) possuem maiores áreas preditas pelo limiar LPT, sendo que GARP-PCA inclui todo o território nacional.

Devido ao pequeno número de registros, o modelo de distribuição de *O. emarginatum* baseado em Mahalanobis-Sel não pode ser gerado. Todos os modelos apresentam sobreposição entre os valores de limiar LPT e ROC. O modelo GARP-PCA (Fig. 20A) é o que exhibe maior área de ocorrência potencial, enquanto Mahalanobis-PCA é o modelo mais restritivo.

Com exceção de GARP-PCA (Fig. 21A), todos os outros modelos gerados para *O. erythrurum* apresentam sobreposição entre os limiares LPT e ROC. Dentre os

modelos Mahalanobis-Sel (Fig. 21D) foi o mais restritivo, apresentando pequenas áreas de ocorrência potencial para a espécie. Os modelos para MaxentLQ (Fig. 21E-F) ambos os limiares, enquanto o modelo para Maxent-Sel (Fig. 21H) é mais restritivo que o gerado para Maxent-PCA (Fig. 21G).

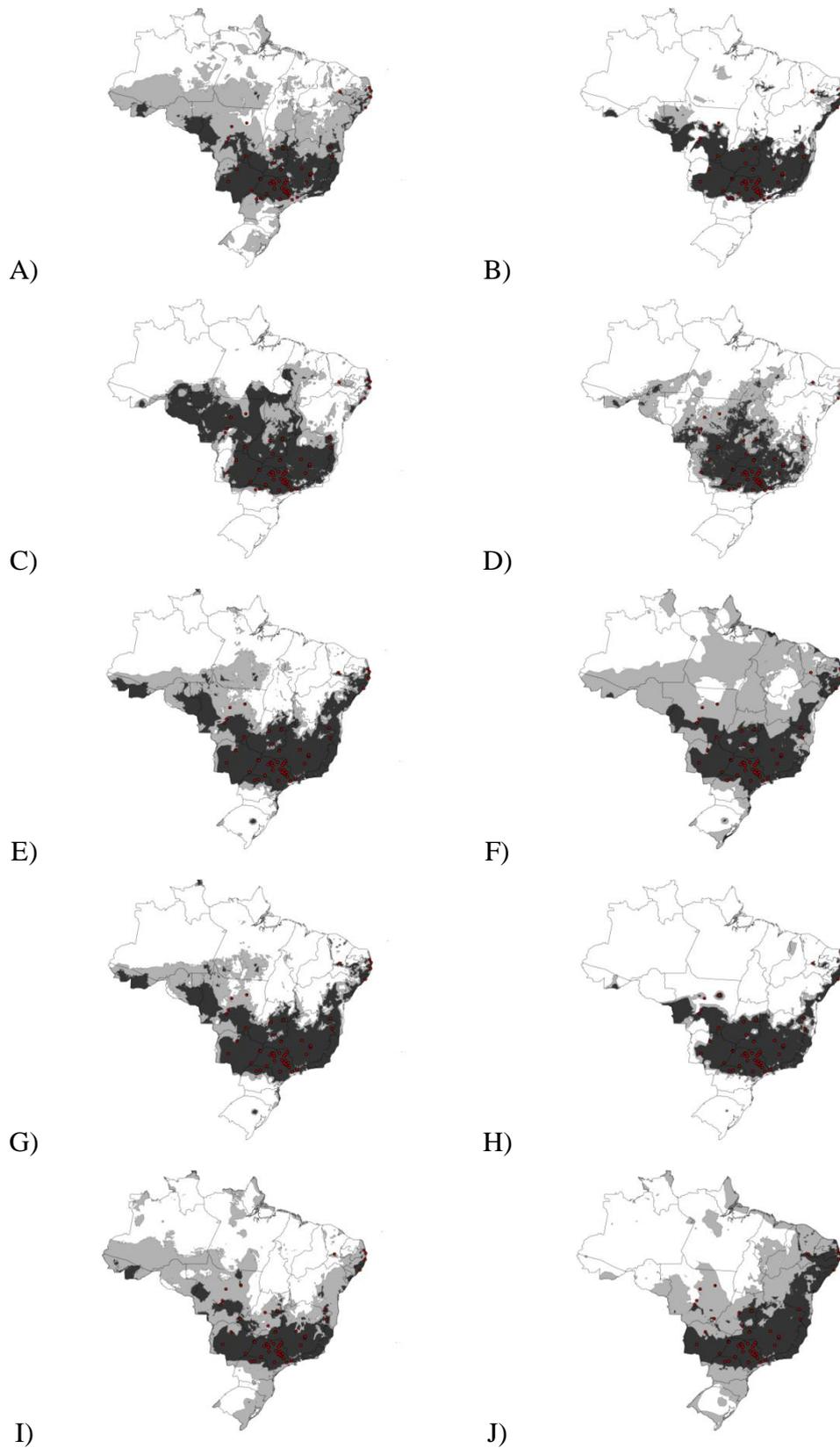


Figura 9. Modelos de distribuição para *Coprophanaeus ensifer* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

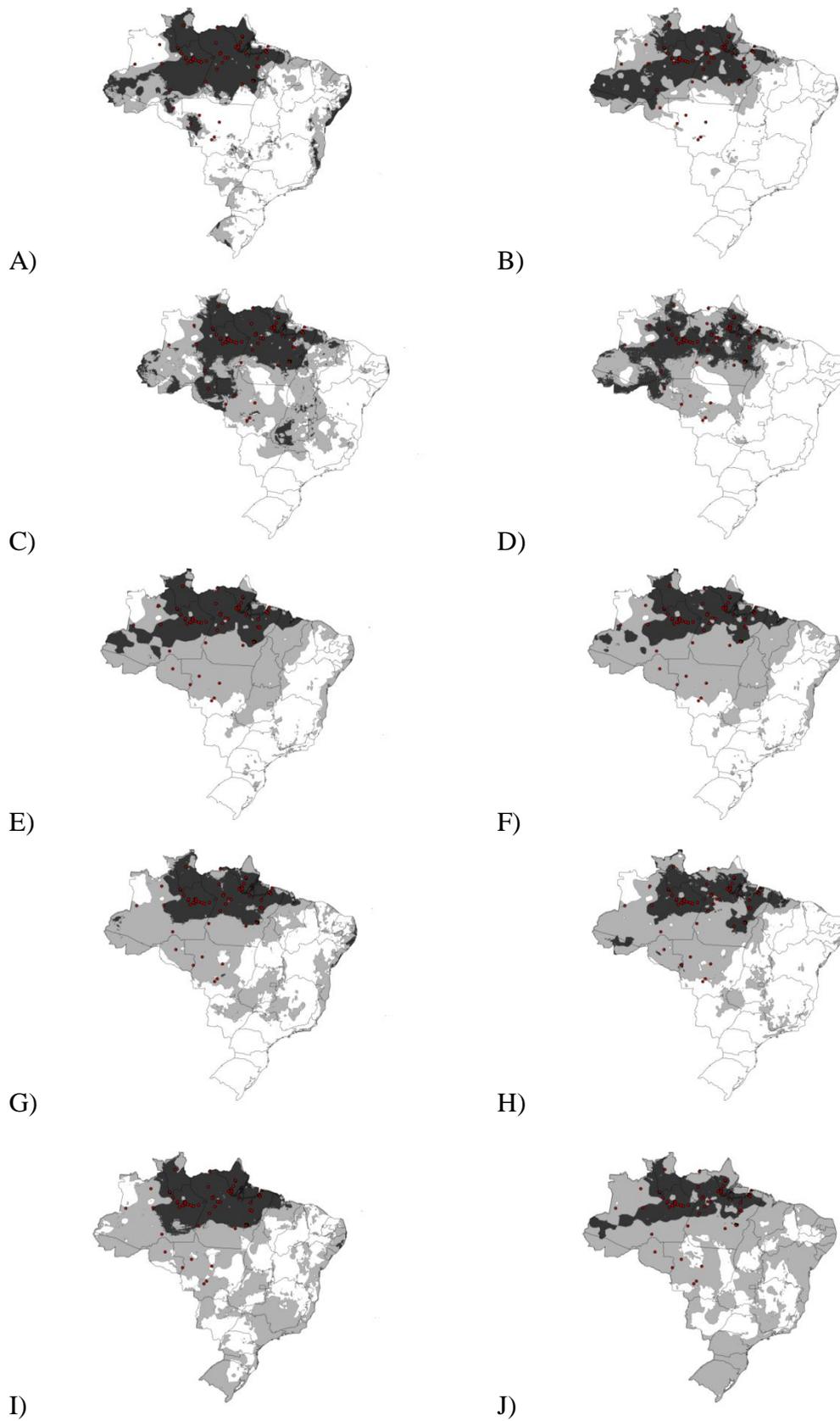


Figura 10. Modelos de distribuição para *Coprophanaeus lancifer* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ROC

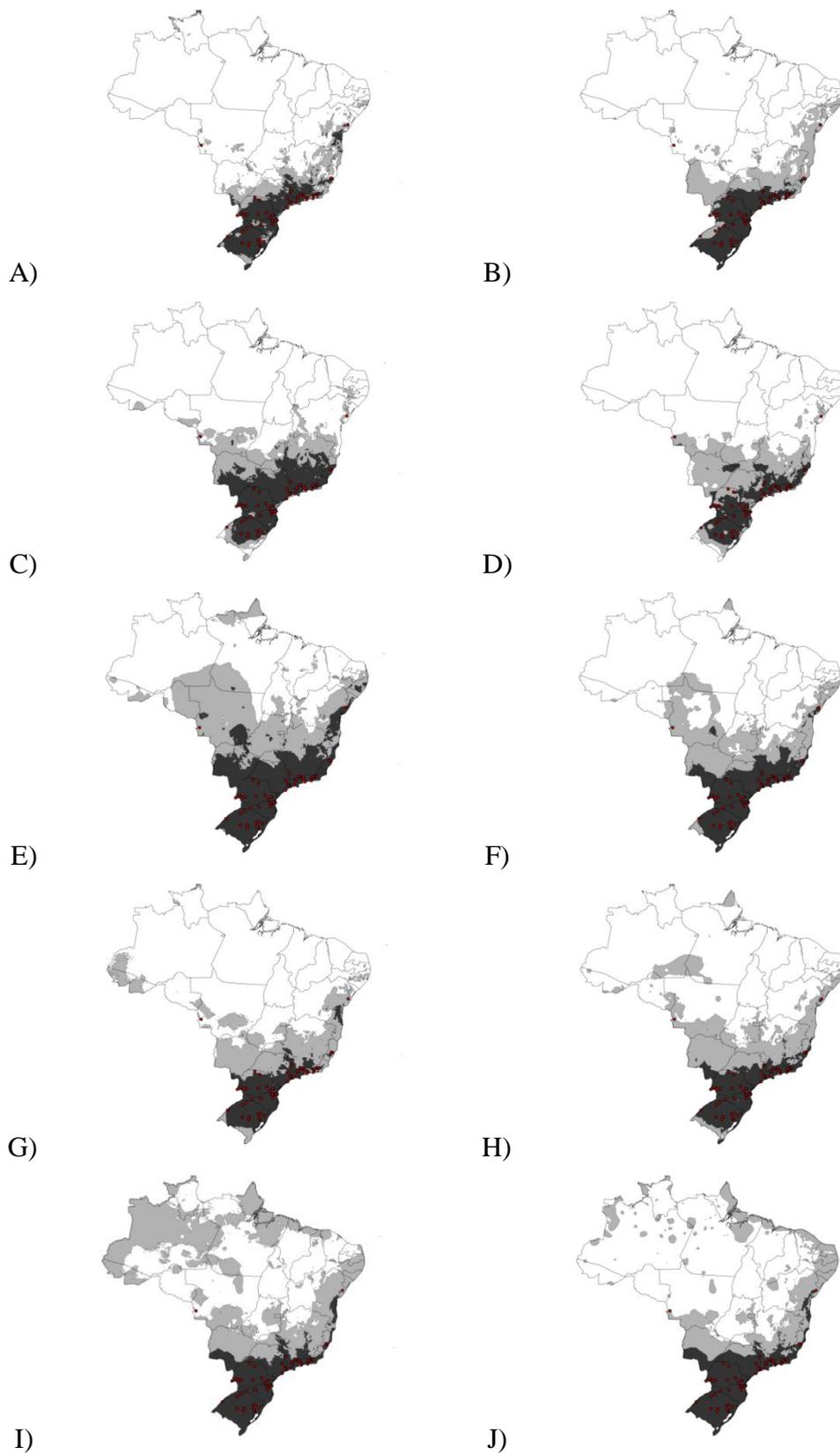


Figura 11. Modelos de distribuição para *Coprophanaeus saphirinus* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

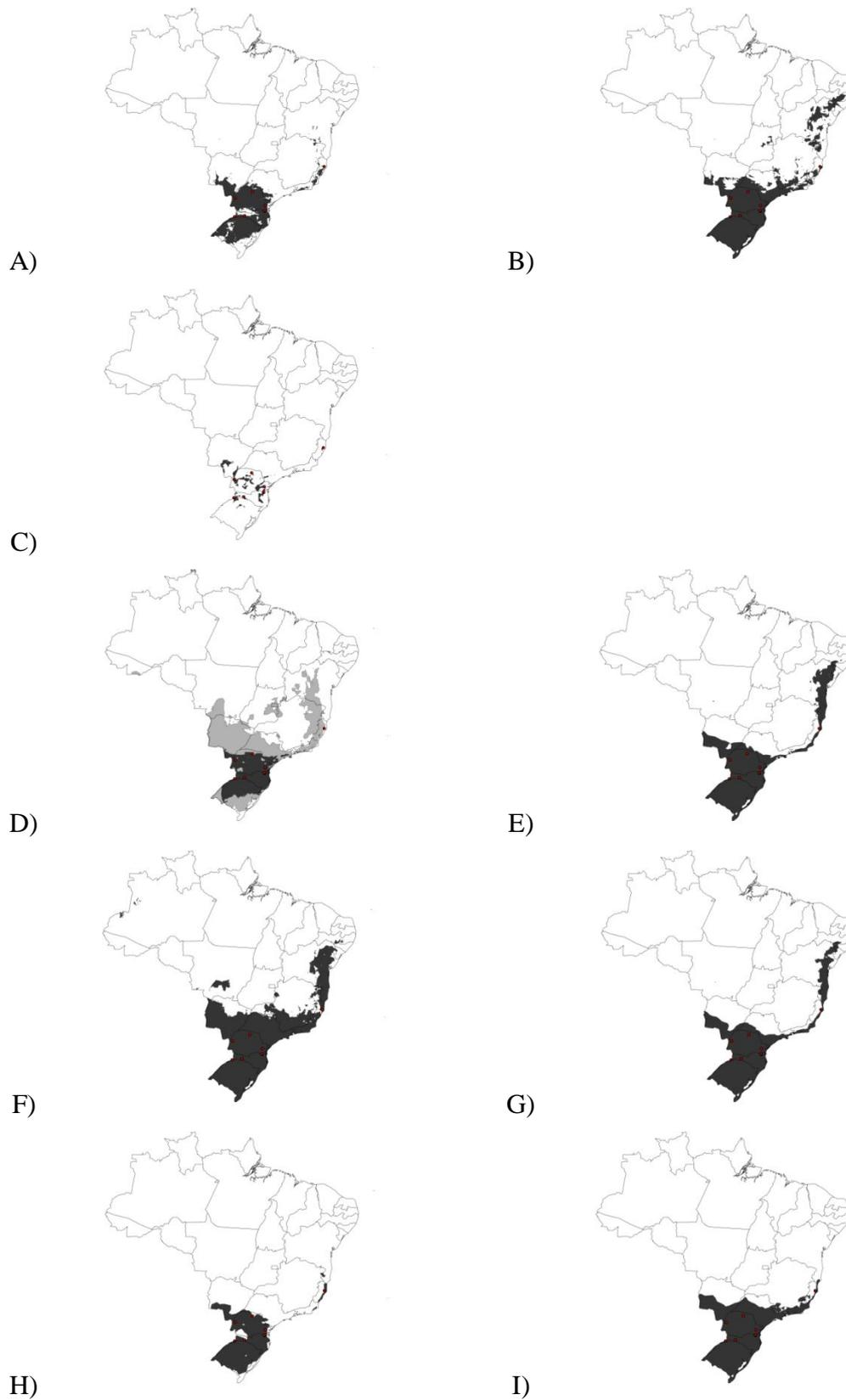


Figura 12. Modelos de distribuição para *Chaetodus exaratus* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent H-I) SVM. Limiares LPT ROC

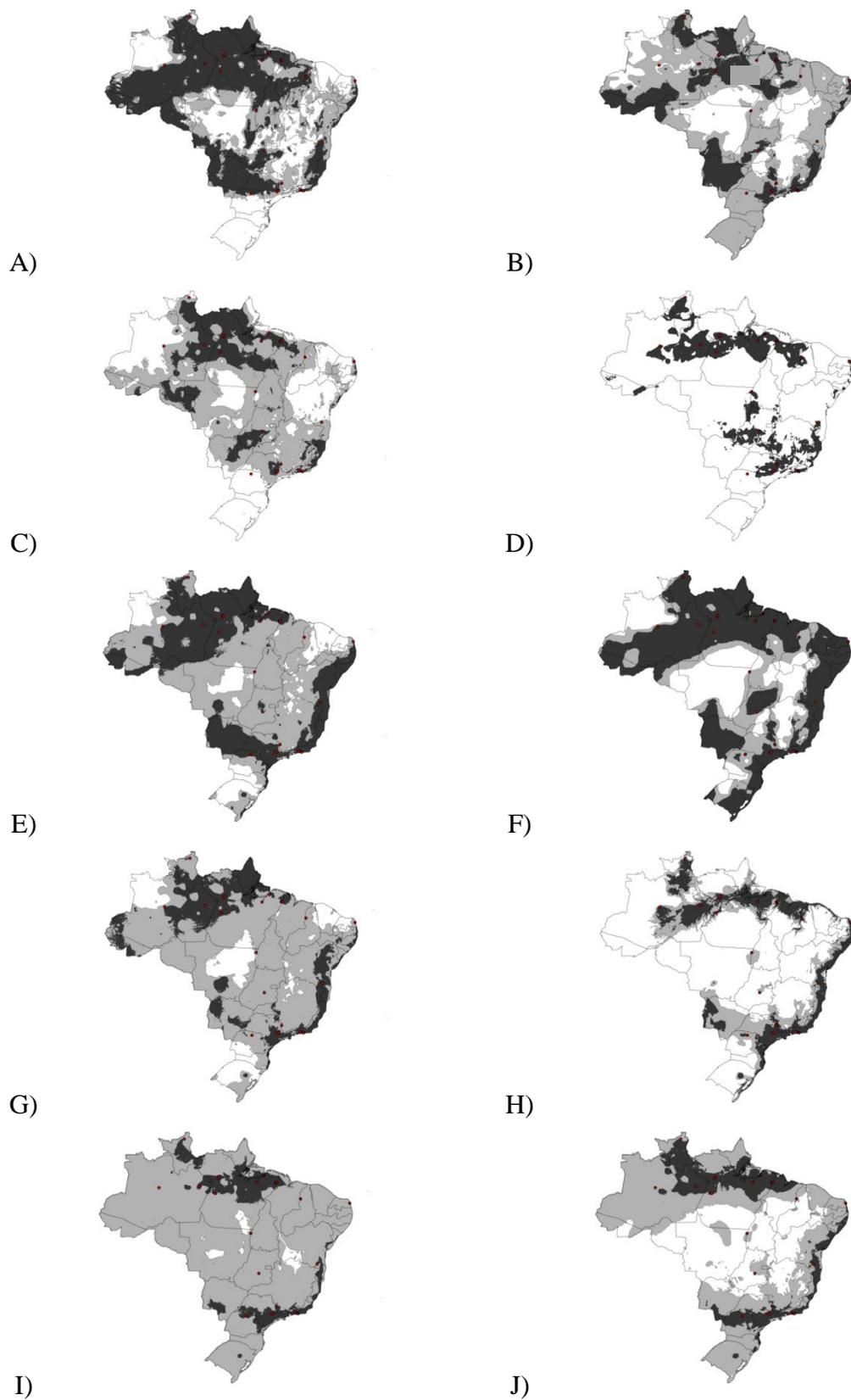


Figura 13. Modelos de distribuição para *Dermestes ater* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ROC

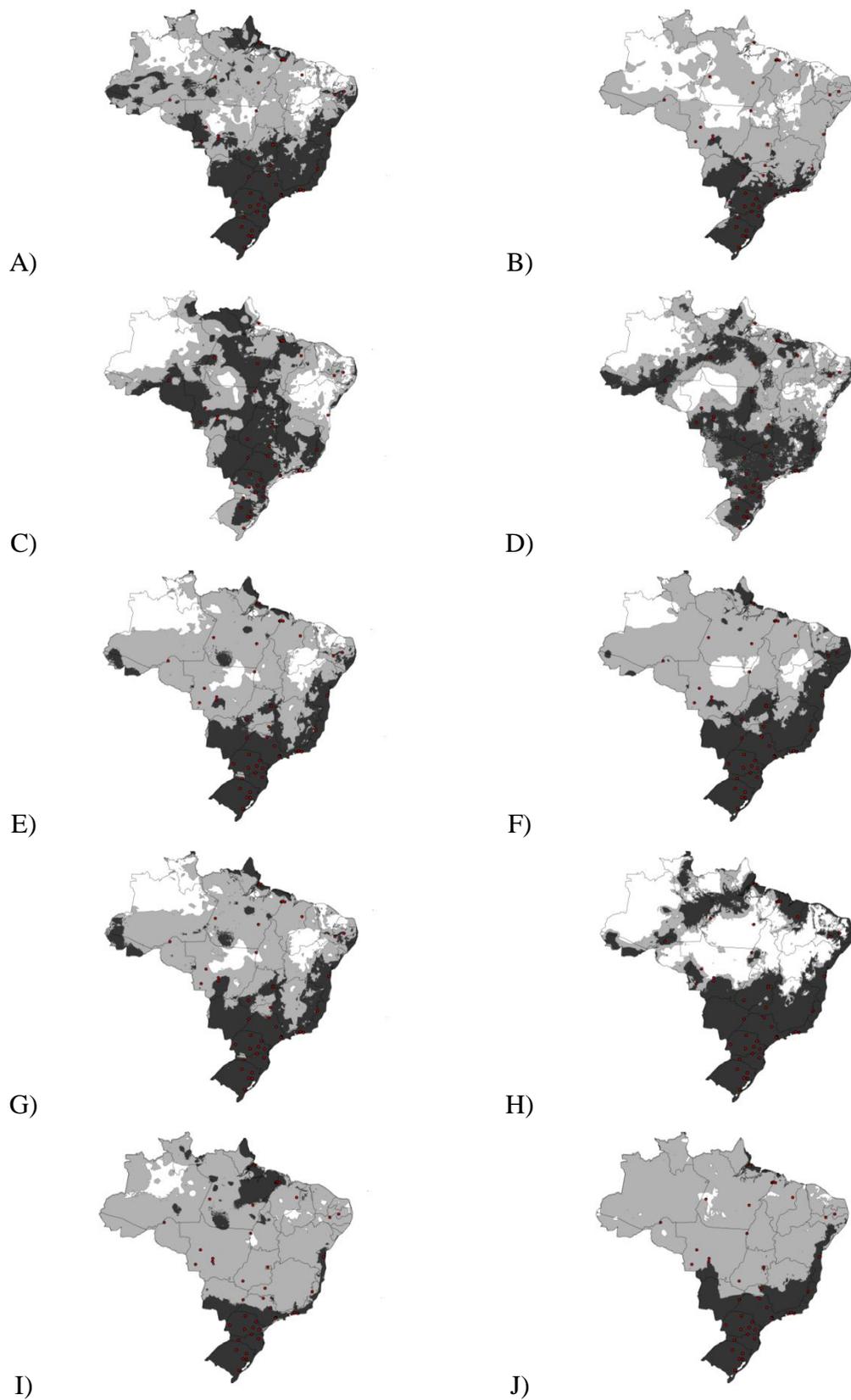


Figura 14. Modelos de distribuição para *Dermestes maculatus* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis "Sel". A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

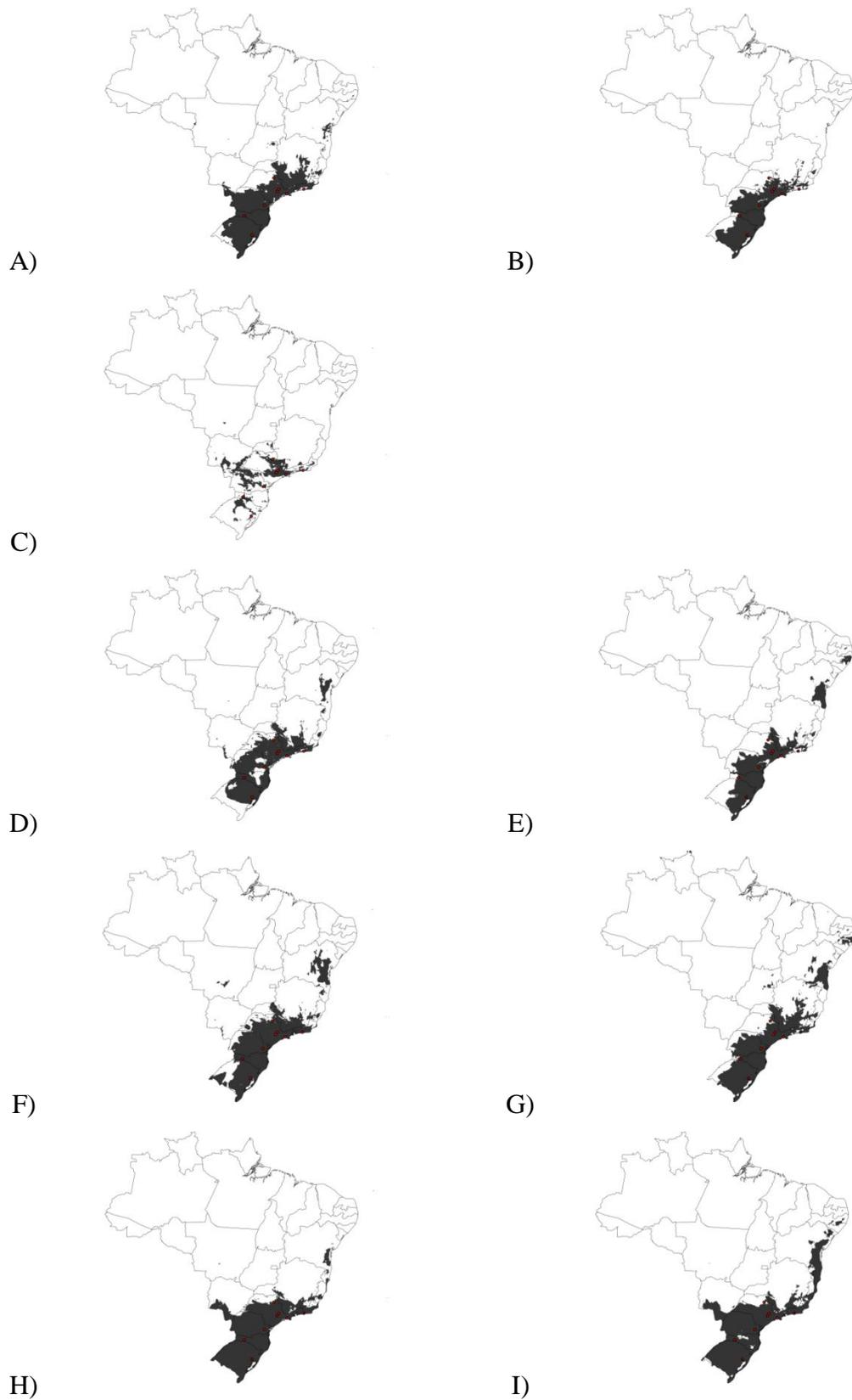


Figura 15. Modelos de distribuição para *Dermestes peruvianus* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent H-I) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

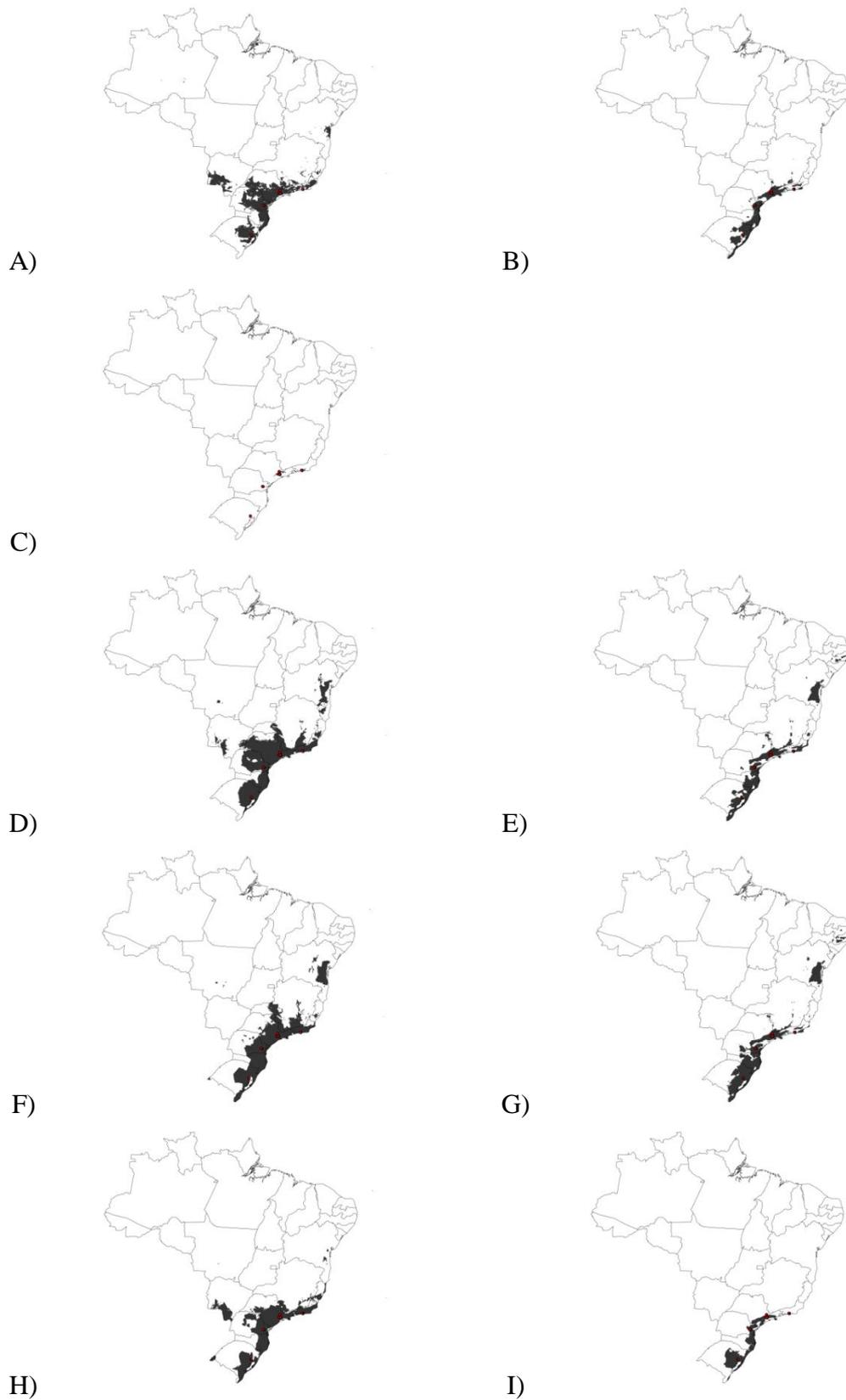


Figura 16. Modelos de distribuição para *Necrobia ruficollis* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis "Sel". A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent H-I) SVM. Limiares LPT  ROC 

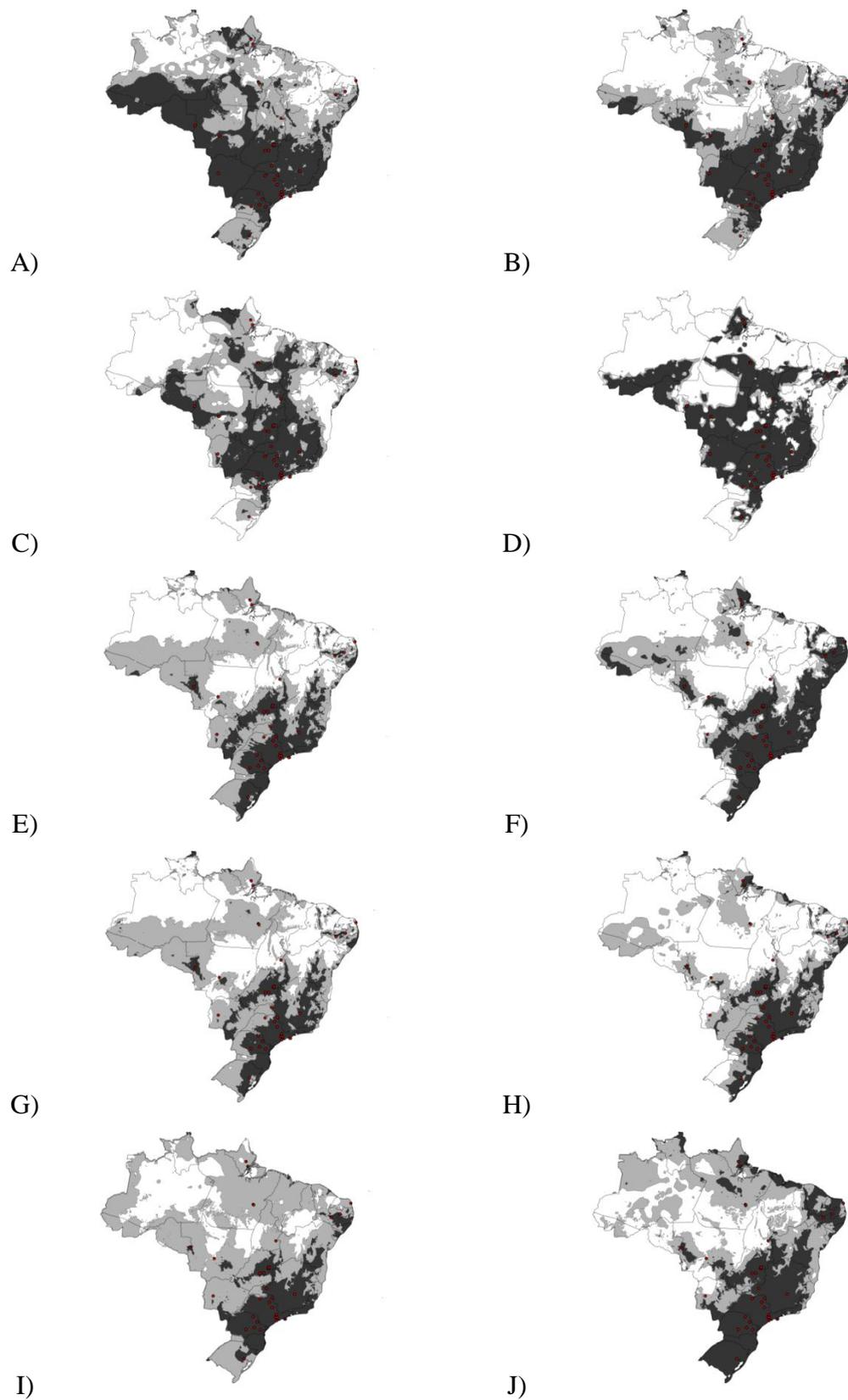


Figura 17. Modelos de distribuição para *Necrobia rufipes* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

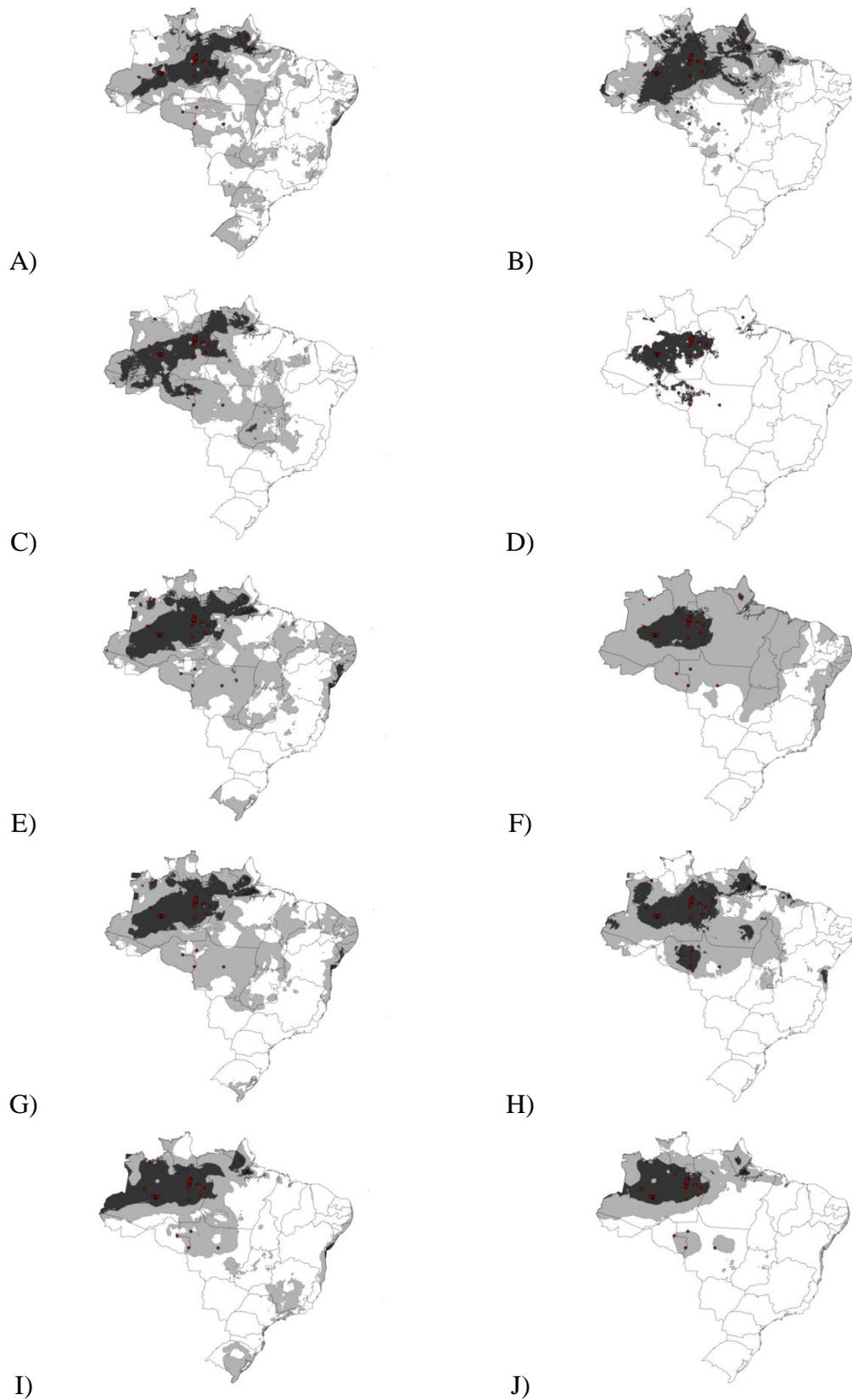


Figura 18. Modelos de distribuição para *Oxelytrum cayennense* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

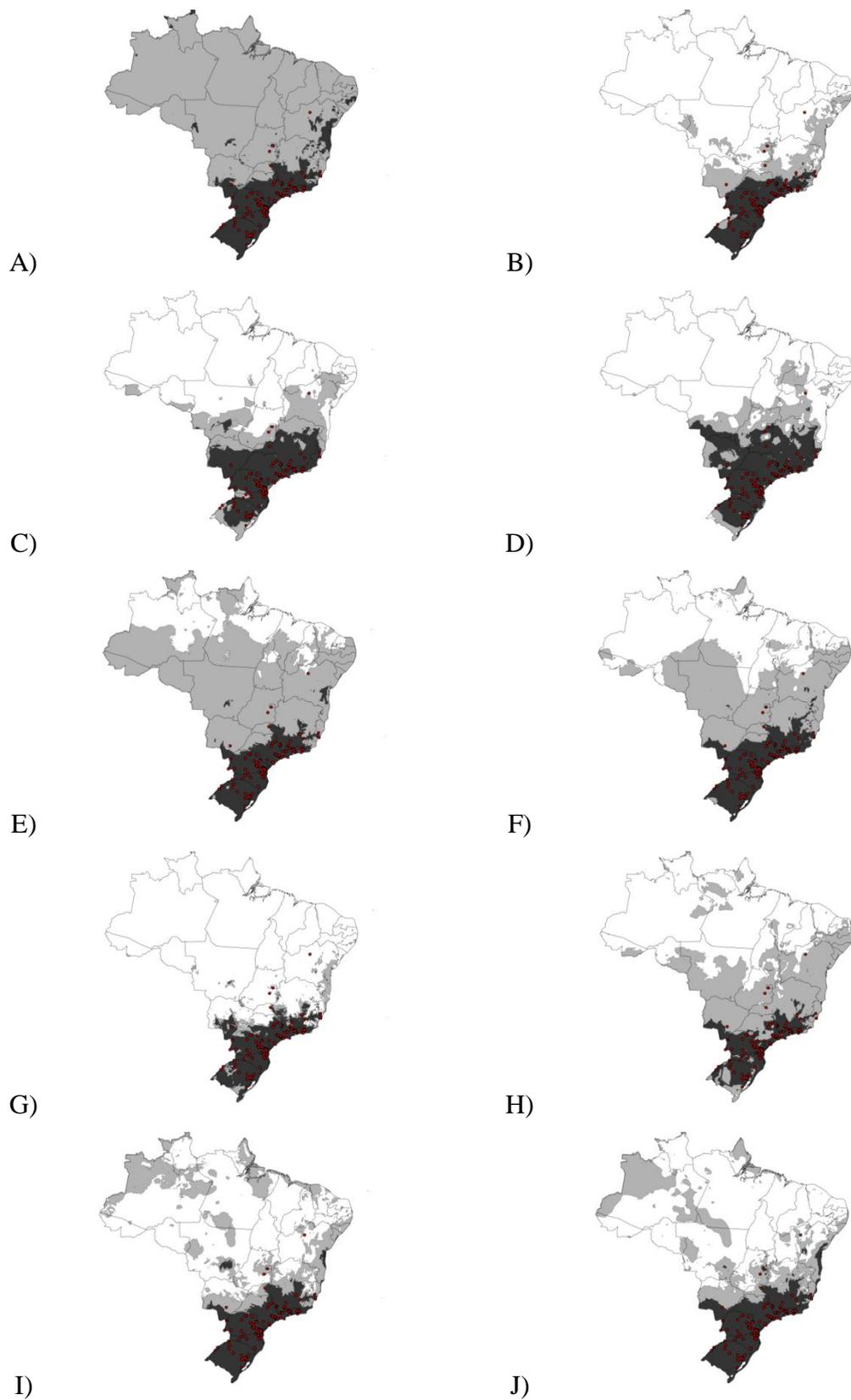


Figura 19. Modelos de distribuição para *Oxelytrum discicolle* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

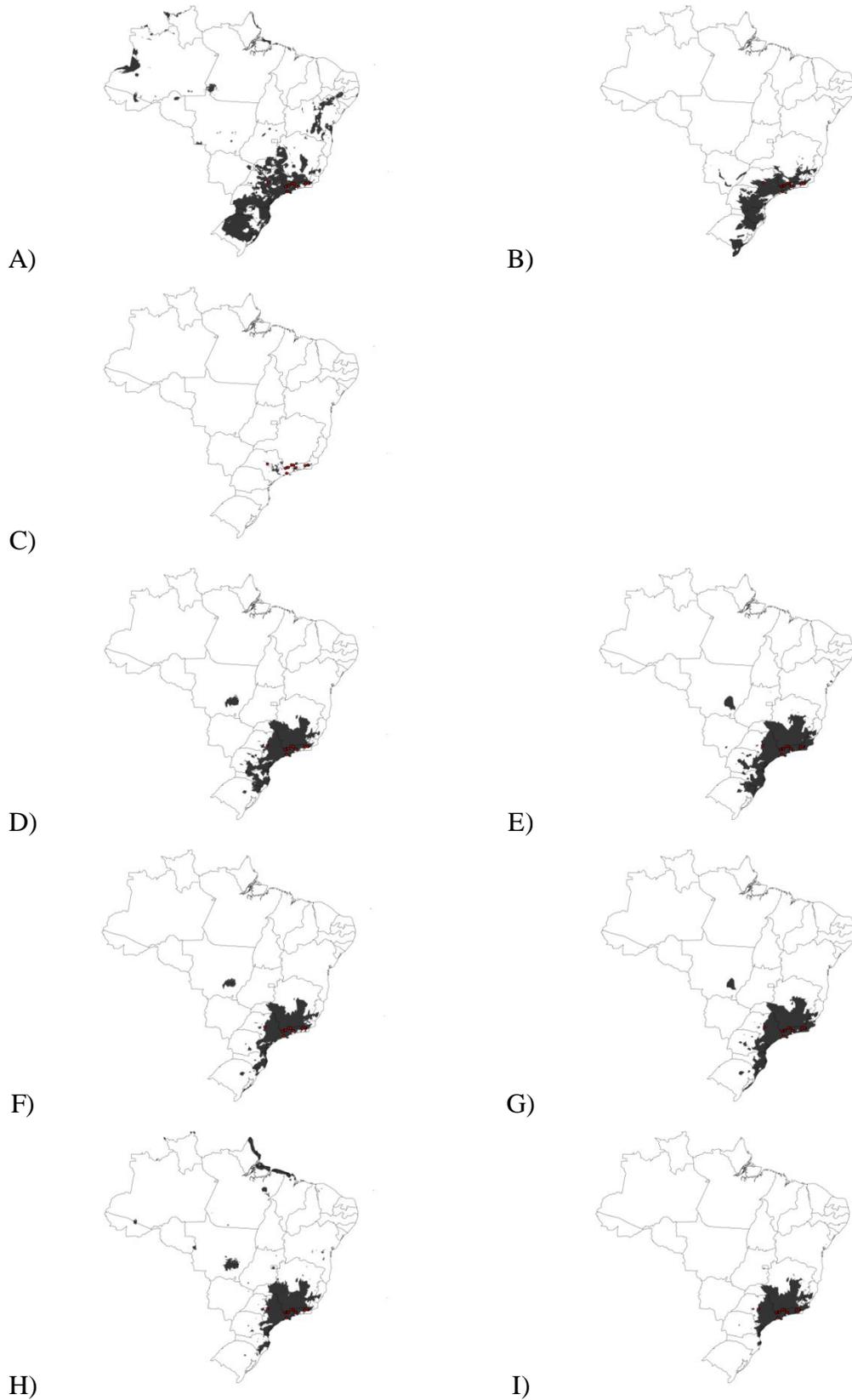


Figura 20. Modelos de distribuição para *Oxelytrum emarginatum* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis “Sel”. A-B) GARP C) Mahalanobis D-E) MaxentLQ F-G) Maxent H-I) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

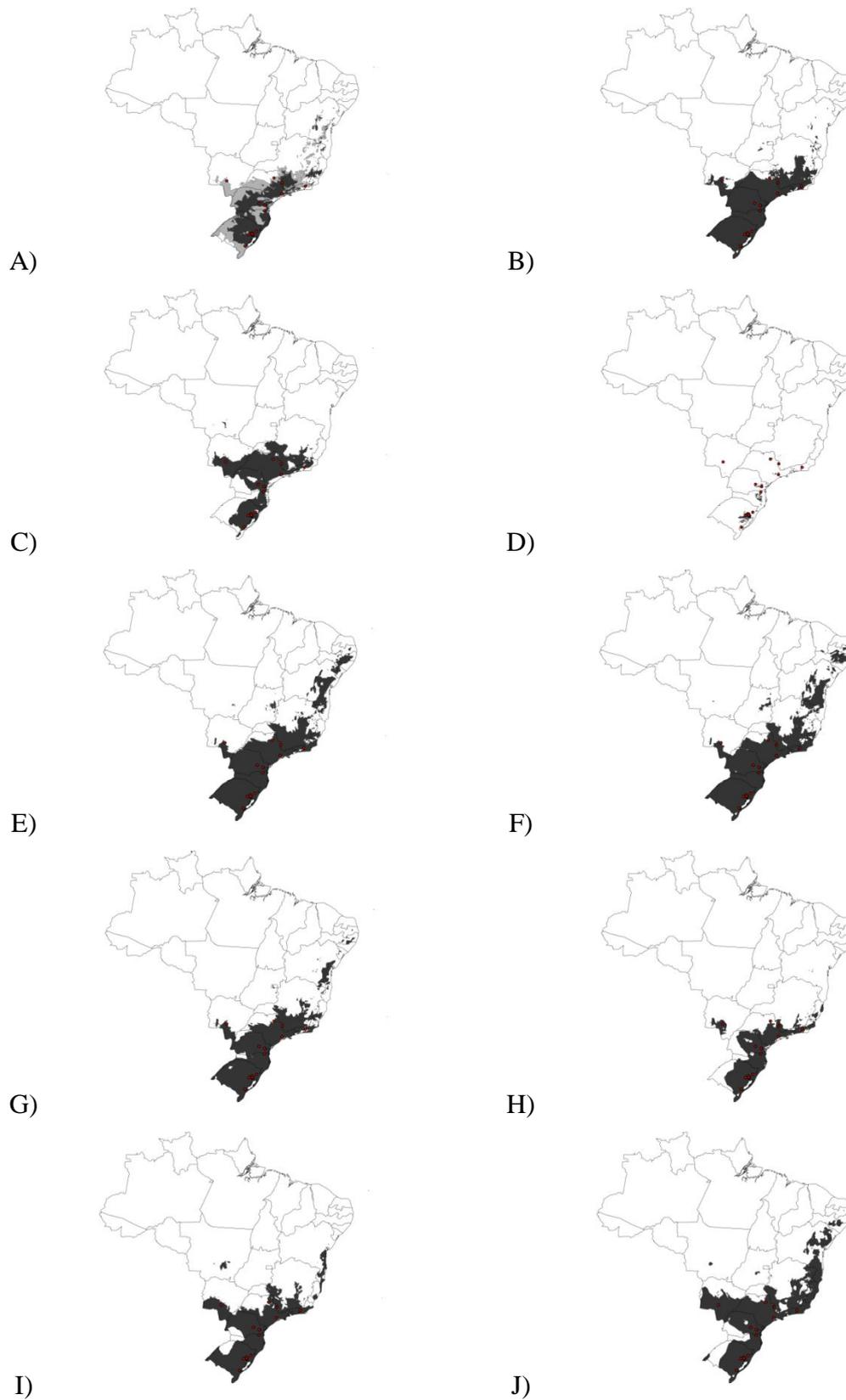


Figura 21. Modelos de distribuição para *Oxelytrum erythrurum* utilizando diferentes algoritmos. A esquerda variáveis PCA e a direita variáveis "Sel". A-B) GARP C-D) Mahalanobis E-F) MaxentLQ G-H) Maxent I-J) SVM. Limiares LPT ■ ROC ■

4. Discussão

Os resultados desse estudo servem para chamar a atenção de como a modelagem de distribuição pode ter uma contribuição efetiva à entomologia forense. É preciso reconhecer que a determinação de quais locais uma dada espécie indicadora pode ocorrer afeta diretamente as conclusões da entomologia forense. Assim, os modelos aqui apresentados servem para indicar o nível de certeza na ocorrência de uma espécie em determinado local e, por isso, têm um uso imediato. No entanto, a contribuição mais importante é a ordenação das espécies em relação ao tamanho de sua distribuição predita ou à incerteza na predição de sua distribuição. Ao se considerar o uso desses modelos como indicadores de deslocamento de cadáver, espécies com distribuição muito ampla ou grande incerteza na sua distribuição devem ser consideradas menos úteis do que aquelas com distribuição predita menor.

Um exemplo de espécie com distribuição ampla é *N. rufipes* com uma distribuição predita ocupando grande parte do Brasil e com maior incerteza, medida tanto pelas métricas de avaliação quanto pela diferença entre a distribuição predita pelo método baseado na curva ROC e no limiar mínimo. Uma espécie com distribuição menor e com menor incerteza foi *O. emarginatum*, que pode ser considerada especialmente útil como bioindicadora de questões de interesse forense nas áreas dos estados do Sul e Sudeste. Além disso, outro resultado com implicações importantes é de que a seleção de variáveis com base no conhecimento biológico dos organismos avaliados pode produzir melhores modelos. Por exemplo, as variáveis selecionadas com base na biologia dos organismos apresentaram os melhores resultados usando o algoritmo Maxent. Apesar das metodologias para a seleção de variáveis ambientais para a modelagem ecológica de nichos serem frequentemente discutidas (Serra *et al.* 2012, Silva *et al.* 2014), o presente estudo demonstra uma das muitas situações em que o conhecimento prévio da biologia, ecologia e comportamento dos grupos alvo de estudos são cruciais para o desenvolvimento de bons modelos. Esse resultado representa tanto um avanço interessante no processo de produção de melhores modelos, quanto um resultado preocupante. Ele sugere que o conhecimento da história natural e, principalmente, a sistematização desse conhecimento deve afetar muito a escolha das variáveis e o sucesso desse processo. No entanto, uma grande quantidade de espécies potencialmente

úteis para estudos de entomologia forense permanecem encobertas pela sombra da falta de conhecimento básico, o que limita fortemente seu uso.

A utilização de um mesmo algoritmo para um conjunto de espécies é algo normalmente criticado e considerado inadequado (Stankowski & Parker, 2010 - “*one size does not fit all*”). Entretanto, os nossos resultados apresentados demonstram que os modelos gerados pelo Maxent-Sel, quando comparados com os modelos gerados pelos outros algoritmos, tiveram os melhores resultados para a maioria das espécies. Isso faz com que o processo de modelagem seja mais simples e, apesar das considerações de Stankowski & Parker (2010), nós fortemente sugerimos o uso do algoritmo Maxent-Sel como um método ótimo para estudos de entomologia forense.

As espécies escolhidas para o presente estudo podem ser divididas em cosmopolitas, endêmicas, poucos pontos de ocorrência e sem categoria definida. As espécies dos gêneros *Dermestes* e *Necrobia*, são conhecidas pragas de grande variedade de produtos armazenados e pela distribuição cosmopolita de algumas espécies (Rajendran & Parveen, 2005), como *D. maculatus*, *D. ater* e *N. rufipes*. As três espécies possuem pontos de ocorrência dispersos e possuem distribuição predita para quase todos os estados brasileiros embora *D. ater* possua maior concentração de registros para a região Norte.

A distribuição potencial de *D. ater*, definida pelo limiar ROC, é representada principalmente por uma faixa contínua do litoral do Rio Grande do Sul até o Amazonas (Fig. 13H) sendo que a maior parte dos registros para a espécie vem de localidades com altitudes menores que 300m. Segundo Coombs (1981) a temperatura ideal para a espécie é 25°C mas o nível de umidade relativa pode variar bastante, por exemplo os insetos chegaram a fase adulta com valores de UR entre 40 e 80%. Além disso, os ovos não eclodem a 15°C e quando incubados a 37,5°C tiveram índice de eclosão de apenas 13%. Segundo estas características, a espécie pode ocorrer em locais com variações de temperatura bastante grandes e são resistentes a níveis baixos de umidade.

De acordo com o modelo, os estados da região Norte são os que apresentam menor chance de ocorrência para *N. rufipes*, entretanto, estas também são as regiões com menor número de pontos de coleta (Fig. 17H). Apesar disso, *N. rufipes* nunca foi coletada em experimentos de sucessão entomológica, ou em casos reais, em Manaus e

regiões vizinhas (Ururahy-Rodrigues, comunicação pessoal). As características ambientais da região podem ser um fator limitante para *N. rufipes*, já que a espécie possui limiar máximo para desenvolvimento próximo de 35°C (Corrêa *et al.* dados não publicados). Hasan & Phillips (2010) compararam dados de biologia de fornecidos por diversos autores, indicando que as temperaturas mais utilizadas para a criação desta espécie variam entre 27 e 31°C, umidade relativa entre 65 e 87%. As necessidades mínimas para a espécie são 22°C, sendo que os valores ótimos estão entre 30 e 34°C (Howe 1965).

Assim como ocorre em *N. rufipes*, *D. maculatus* também não foi coletada em experimentos realizados em Manaus. A concentração de pontos de coleta nas regiões Sul e Sudeste pode ter levado o modelo a estimar praticamente toda a área das duas regiões como adequadas para a espécie. Como já mencionado anteriormente, as espécies de *Dermestes* possuem alto nível de tolerância a temperaturas elevadas e baixos índices de umidade. Em estudos de biologia Zakka *et al.* (2013) criaram *D. maculatus* em 30 °C e 65±5% de umidade relativa. No entanto, adultos alimentados com ração de cachorro foram observados em temperaturas maiores do que 35 °C e umidade abaixo de 40% (dados não publicados). De acordo com Howe (1965), 20°C e 30% de umidade relativa são os limiares mínimos para *D. maculatus*, sendo que a temperatura ótima varia entre 30 e 35°C.

O status de praga cosmopolita das espécies dificulta a delimitação de áreas de ocorrência, uma vez que os registros podem incluir indivíduos coletados em armazéns ou outros locais com condições climáticas controladas ou diferentes daquelas que definem a região.

As espécies com distribuição conhecidamente endêmica para a Floresta Amazônica *O. cayennense* e *C. lancifer* mantiveram sua distribuição potencial similar a conhecida quando consideramos o limiar ROC, evidentemente que por utilizar as características mínimas para a ocorrência de espécies o limiar LPT incluiu áreas fora dos limites do bioma. Entretanto, o limiar ROC limitou as áreas de ocorrência potencial àquelas próximas aos pontos de ocorrência conhecidos, uma característica do Maxent (Elith *et al.* 2006). Em *C. lancifer* a concentração de pontos nas proximidades de Manaus (AM) e Monte Dourado (PA) pode ter contribuído para a geração um modelo tendencioso às características dessas localidades (Fig. 10H), assim como os pontos de coleta nas regiões próximas a Coari e Manaus podem ter influenciado o modelo de *O.*

cayennense (Fig. 18H). Ambas as espécies são ativas durante todos os meses do ano (Peck & Anderson 1985, Ratcliffe 2013).

A região Amazônica apresenta temperatura média anual entre 24 e 26 °C com amplitude térmica sazonal entre 1 e 2°C (Fisch *et al.* 1998). As condições de temperatura e umidade dessa região diferem drasticamente daquelas onde as outras espécies brasileiras de *Oxelytrum* ocorrem, reforçando o status desta espécie como endêmica. Nenhuma das espécies possui dados publicados que permitam uma avaliação aprofundada sobre a relação entre as áreas potenciais e os dados biológicos. Entretanto, o endemismo destas para a região amazônica torna ambas extremamente importantes para a entomologia forense nesta região.

As espécies com poucos pontos (i.e. menos que 20) incluem cinco espécies, *C. exaratus*, *D. peruvianus*, *N. ruficollis*, *O. emarginatum* e *O. erythrurum*. Os modelos gerados para as espécies neste grupo apresentaram em comum a sobreposição entre os limiares LPT e ROC (Figs. 12H, 15H, 16H, 20H, 21H), esta característica é comumente associada a modelos gerados a partir de bases de dados contendo poucos dados de ocorrência.

Chaetodus exaratus apresenta distribuição conhecida para áreas de Mata Atlântica, sendo que os poucos registros são para os estados da região Sul e Espírito Santo. O mapa de distribuição potencial inclui todos os biomas brasileiros, com exceção da Floresta Amazônica. Contudo, a maior área está concentrada nos estados do Sul e numa grande faixa litorânea que se estende do sul ao Nordeste. A falta de conhecimento da biologia e comportamento desta espécie dificultam inferências sobre a importância das variáveis na distribuição de *C. exaratus*. Uma das poucas informações disponíveis menciona que a espécie foi coletada apenas durante o inverno e primavera em estudo com carcaças enterradas de coelho em Curitiba (Corrêa *et al.* 2014).

Apesar de espécies de *Dermestes* serem, em sua maioria, consideradas cosmopolitas, os registros de *D. peruvianus* coletados apresentam seis dos oito registros conhecidos em áreas de Mata Atlântica. A maior parte da área de adequabilidade apresentada pelo modelo (Fig 15H) esta concentrada nas regiões Sul e Sudeste em região de Mata Atlântica. Considerando os resultados apresentados, a espécie não ocorre apenas no Pantanal e Floresta Amazônica. O desconhecimento da biologia e os poucos pontos amostrados dificultam a análise das preferencias desta espécie.

Entretanto, como já mencionado, *D. peruvianus* possui maiores possibilidades de ser encontrado em áreas de Mata Atlântica.

Apesar de *N. ruficollis* ser considerada uma espécie cosmopolita, a sua área de ocorrência potencial ficou restrita a áreas de Pampa e de Mata Atlântica, indo da região Sul a região Nordeste (Fig. 16H). *Necrobia ruficollis* é ativa em temperaturas que variam entre 18 e 32°C (Scott 1919) e apresenta tempo de desenvolvimento e limiares máximos de desenvolvimento similares ao de *N. rufipes* (Mise 2011).

O modelo para *O. emarginatum* ampliou a área de ocorrência conhecida (Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo) para toda a região Sul, Sudeste e parte do estado de Mato Grosso (Fig. 20H). Mesmo com dados de biologia indisponíveis, *O. emarginatum* possui características relacionadas aos pontos de coleta, a maioria em áreas de altitude em regiões de Mata Atlântica. Além dos registros fornecidos em Peck & Anderson (1985), *O. emarginatum* também foi coletada com armadilhas luminosas na região de Nova Friburgo-RJ, em altitudes de 1500 e 2200m (P.C. Grossi, comunicação pessoal). Por isso, mesmo com as áreas de adequabilidade apresentadas no mapa, áreas montanhosas em regiões de mata devem ser consideradas como tendo maior probabilidade de ocorrência para a espécie.

Oxelytrum erythrurum apresenta distribuição potencial em áreas localizadas próximas aos pontos de distribuição já conhecidos (Fig. 21H), principalmente na região de Mata Atlântica que inclui Espírito Santo e uma pequena área da Bahia, Pampa e áreas de Cerrado encontradas no Mato Grosso do Sul, São Paulo e Minas Gerais. A espécie apresenta limiares de desenvolvimento entre 10 e 30°C, com valores ideais variando entre 20 e 25°C (Corrêa *et al.*, dados não publicados). Assim como as outras quatro espécies do gênero utilizadas no presente estudo, é considerada uma espécie silvestre, sua presença em casos reais é sempre relacionada a áreas de mata (Corrêa *et al.* dados não publicados).

As três espécies restantes (*O. discicolle*, *C. ensifer* e *C. saphirinus*) não se enquadram em nenhum dos grupos mencionados anteriormente, ou seja, não possuem poucos pontos de ocorrência, nem são endêmicas ou cosmopolitas.

Oxelytrum discicolle tem o maior número de registros disponíveis (103) e sua distribuição (Fig. 19H) praticamente se sobrepõe com a de *O. erythrurum*. Apesar de o modelo indicar áreas de Pampa e Cerrado, a espécie apresenta maior probabilidade de ocorrência em Mata Atlântica. A maioria dos locais incluídos no mapa de

adequabilidade se aproxima da distribuição conhecida. Entretanto, poucos pontos estão indicados apenas pelo LPT, sendo os mais distantes das áreas indicadas pelo limiar ROC os pontos de ocorrência registrada para Bahia, Distrito Federal e Goiás. A espécie ocorre durante todo o ano em Curitiba e regiões vizinhas, não tendo um padrão sazonal. Estudos preliminares revelam que os limiares de temperatura de *O. discicolle* estão aproximadamente entre 10 e 30°C (Corrêa *et al.* dados não publicados) o que implica que a sobrevivência da espécie em determinadas regiões de climas mais quentes pode estar relacionada a áreas de mata com clima mais ameno.

O modelo para *Coprophanaeus ensifer* apresenta uma grande área de adequabilidade que vai dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul passando pelos estados da região Sudeste e subindo por uma faixa litorânea até o Rio Grande do Norte (Fig. 9H). O limiar ROC indica principalmente áreas de Cerrado e Mata Atlântica tanto os registros de ocorrência, quando o modelo de adequabilidade incluem áreas de Mata Atlântica que vão do Sul ao Nordeste. Na região Nordeste, a espécie ocorre principalmente em remanescentes de Mata Atlântica da Paraíba e em áreas cobertas por vegetação semelhante à do Cerrado do Brasil Central (Endres 2005). O único ponto de coleta na Caatinga é na Floresta do Araripe (Ceará), bioma onde a espécie ainda não apresentava registros (Endres *et al.* 2005). Ainda segundo Endres *et al.* (2005), a ocorrência da espécie em áreas de Caatinga pode estar restrita a áreas de mata e suas proximidades, por apresentarem condições mais amenas de temperatura e umidade em relação ao restante da Paraíba, uma vez que adultos da espécie não foram coletados em período de seca. Assim, é possível dizer que a espécie tem maiores chances de ocorrer em regiões de mata que apresentem condições que permitam controle de seu balanço hídrico, e sua ocorrência em áreas de Caatinga pode estar diretamente relacionada ao cumprimento destas condições.

De acordo com o limiar ROC, as áreas consideradas adequadas para *C. saphirinus* incluem toda a região Sul e áreas de Mata Atlântica do Sudeste e parte da Bahia e Mato Grosso do Sul (11H), sendo a maioria localizada nos limites do mapa de Edmonds & Zidek (2010). Contudo, o único ponto registrado na Bahia expande a distribuição conhecida da espécie para áreas de Mata Atlântica do Nordeste, mesmo que com menor possibilidade, esforços de coleta nessas áreas podem revelar novos pontos de ocorrência para a espécie. Edmonds & Zidek (2010) afirmam que esta é uma espécie que ocorre preferencialmente em áreas de floresta. Assim, uma possível inferência sobre

o papel destas variáveis seria a possível preferência para áreas com temperaturas mais amenas e constantes.

O conhecimento dos limites de tolerância climática das espécies e preferências de habitat e/ou biomas permitiu uma melhor interpretação dos modelos de distribuição potencial fornecidos pelos algoritmos computacionais. Entretanto, essas informações nem sempre estão disponíveis ou mesmo completas. Assim, a representação das áreas de provável ocorrência desconsidera outras características que não aquelas definidas pelas condições ambientais. Entretanto, o conhecimento das espécies costuma ser utilizado para melhorar a interpretação dos modelos (Anderson *et al.* 2003, Tognelli *et al.* 2009).

O pressuposto básico para a utilização da entomologia forense em casos de deslocamento de cadáver reside no fato de que algumas espécies são restritas a determinados tipos de habitat. Mais do que isso, estas espécies devem viver aderidas ao cadáver para permanecerem no corpo durante o deslocamento e possuir resistência a mudança de local (Matuszewski *et al.* 2013).

Como já mencionado anteriormente, algumas das espécies estudadas apresentaram padrões de restrição para alguns biomas ou regiões. Mas ao considerar a aplicação do conhecimento da distribuição destas espécies para casos de deslocamento de cadáver as preferências quanto ao tipo de ambiente permitem que as áreas de ocorrência potencial para estes insetos sejam delimitadas de maneira ainda mais eficaz.

Espécies de Diptera são comumente utilizadas em estudos de entomologia forense, em casos de movimentação ou deslocamento de corpos a preferência das moscas por ambientes rurais (i.e. áreas de mata, afastadas dos centros urbanos) ou urbanos (ou ambos) ajuda a entender se houve ou não deslocamento e em qual região o crime ocorreu identificando a espécie mais velha habitando o cadáver (Catts & Goff 1992). Entretanto, este conhecimento apresenta uma lacuna no que se refere aos besouros, contudo, a análise dos dados de comportamento das espécies e dos trabalhos realizados no Brasil é possível inferir os ambientes preferidos por cada espécie.

As espécies dos gêneros *Necrobia* e *Dermestes* por serem comumente associadas a produtos armazenados estão intimamente ligadas ao meio urbano (Robinson 2005). Contudo, resultados das publicações realizadas no Brasil indicam a ocorrência das espécies de ambos os gêneros em ambientes urbanos (Souza & Linhares 1997, Carvalho

et al. 2004, Silva & Santos 2012) e rurais (Rosa *et al.* 2011, Mayer & Vasconcelos 2013, Souza *et al.* 2008).

As espécies de *Coprophanaeus* têm forte preferência por habitats de floresta (Edmonds & Zidek 2010). Os dados disponíveis em literatura onde as espécies alvo do presente estudo indicam áreas de floresta para *C. lancifer* (Ururahy-Rodrigues *et al.* 2008; Mise *et al.* 2010), *C. ensifer* (Carvalho *et al.* 2000 e Rosa *et al.* 2011) e *C. saphirinus* (Moura *et al.* 1997). Portanto, é pouco provável que estas espécies sejam encontradas fora de áreas de mata (mesmo que fragmentos) ou colonizando cadáveres em ambientes estritamente urbanos.

Segundo Ocampo (2006), as espécies do gênero *Chaetodus* são encontradas em florestas tropicais. *Chaetodus exaratus* é a única espécie de Hybosoridae registrada em estudos de entomologia forense no Brasil, coletada em fragmento de floresta ombrófila mista (Corrêa *et al.* 2014). Neste caso, acrescento uma nova categoria além de “rural” e “urbano”, as “matas urbanas” que incluem fragmentos de mata ou áreas conservadas próximo ou dentro das cidades. Muitas espécies apresentam preferência por habitat de mata e estes fragmentos apresentam condições ideais para a ocorrência de espécies que não ocorrem em ambientes urbanos. Por isso, a probabilidade de encontrar uma espécie que habita “matas urbanas” em áreas estritamente urbanas vai depender da capacidade destes insetos em detectar o alimento (i.e. cadáver) e de dispersar para fora destas regiões.

Em Silphidae as espécies de *Oxelytrum* que ocorrem no Brasil são descritas por Peck & Anderson (1985) como tendo preferência por áreas de mata. *Oxelytrum discicolle* e *O. erythrurum* podem ser coletadas em áreas de floresta ou em matas urbanas, como é o caso das coletas realizadas por Moura *et al.* (1997), Mise *et al.* (2007) e Mise *et al.* (2013). Entretanto, *O. cayennense* ocorre apenas em áreas de floresta amazônica e *O. emarginatum* possui registros de ocorrência (dados de etiqueta), mas os dados disponíveis (os mais detalhados) indicam a presença da espécie em áreas de mata (Apêndice I).

A determinação dos ambientes preferidos por cada uma das espécies permite a calibração dos mapas gerados a partir dos modelos de distribuição potencial e maior aplicabilidade para a entomologia forense. Mesmo que o modelo indique que uma espécie de ambiente florestado ocorre em um centro urbano, saberemos que isso não é possível devido ao seu comportamento. Como já mencionado, esta mesma ideia pode

ser extrapolada para casos de deslocamento de cadáver em que as espécies coletadas no corpo não condizem com a distribuição, comportamento e preferências de cada uma. Teoricamente espécies com distribuição mais restrita seriam mais úteis para estimativas desta natureza. Estas restrições são a combinação entre a distribuição potencial gerada pela modelagem e o conhecimento das áreas preferencialmente habitáveis para estas espécies, quanto menor a área considerada adequada mais restrita a espécie. Ao considerar estes fatores, todas as espécies apresentam potencial aplicabilidade em algum nível.

Além da aplicabilidade para os casos de deslocamento de cadáver os mapas de distribuição potencial apresentam a possibilidade de identificação a partir do conhecimento prévio das espécies que podem ocorrer em determinada região. A listagem de espécies esperadas para uma localidade onde nenhuma espécie foi coletada anteriormente pode ser obtida por meio da sobreposição dos mapas de cada espécie agilizando e facilitando o processo de identificação.

As espécies cosmopolitas (*D. ater*, *D. maculatus* e *N. rufipes*) apresentam ainda outras possibilidades para a entomologia forense. A realização de estudos de biologia, cruciais para a estimativa do IPM, com estas espécies apresentam possibilidade de aplicabilidade para todo o país. Portanto, o direcionamento de estudos para estes grupos pode ser extremamente benéfico para o avanço da entomologia forense brasileira.

Áreas para validação dos modelos e realização de experimentos

A definição dos locais apropriados para a ocorrência de cada espécie deve levar em consideração o conhecimento disponível sobre distribuição, biologia e comportamento. Mesmo que os modelos indiquem a ocorrência para determinadas regiões, as preferências por determinados ambientes (rural, urbano, floresta) podem levar a um entendimento errôneo de sua verdadeira distribuição, exatamente pelo fato de que os modelos apresentados no presente estudo exibem a distribuição potencial e não a real das espécies amostradas. A correlação entre as características de cada espécie com o desempenho dos modelos auxilia nas inferências sobre áreas de distribuição e guia o uso sensato dos modelos em pesquisa aplicada (Franklin, 2009).

A indicação de áreas para validação dos modelos envolve a avaliação de áreas onde a adequabilidade do modelo foi baixa (áreas consideradas adequadas de acordo

com o limiar LPT no presente estudo) ou onde a espécie não ocorre (Silva *et al.* 2013). Algumas espécies estão nitidamente associadas a determinados biomas. Nesses casos, os estados que possuem áreas destes biomas, mas não possuem nenhum registro de ocorrência, devem ser considerados como alvos para amostragens.

Poucos dados e experimentos

Os dados de distribuição utilizados para a confecção dos mapas de distribuição potencial incluem registros de museus e de publicações na área de entomologia forense. É importante mencionar este fato, uma vez que espécies pertencentes a comunidades necrófilas tendem a ser coletadas conjuntamente em experimentos com carcaças ou cadáveres, o que não é o caso para dados provenientes de museus e coleções entomológicas. Por exemplo, na região Norte *C. lancifer* e *O. cayennense* são comumente coletados em carcaças basicamente durante o mesmo período (observação pessoal, Mise *et al.* 2010), ou seja, em áreas onde *C. lancifer* ocorre *O. cayennense* também pode ser coletado. Por isso, os dados provenientes de coleções entomológicas ao indicar a ocorrência de uma espécie, podem também estar indicando a provável ocorrência de outras espécies necrófilas.

Poucos registros de ocorrência estão disponíveis para as regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. O levantamento realizado exhibe um padrão enviesado para as regiões Sul e Sudeste, o que é esperado devido sua tradição em coleções e pesquisas na área de entomologia. Além disso, muitas vezes dados de presença vem de observações não planejadas e podem ser tendenciosos por conter dados concentrados nas proximidades de cidades e rodovias (ou rios) e com variação no esforço amostral para diferentes ambientes ou áreas geográficas (Wintle *et al.* 2005). Quando algumas regiões são mais amostradas que outras, as localidades resultantes para cada espécie refletem esse padrão (Anderson & Gonzalez 2011).

A quantidade de registros também se reflete nos poucos experimentos realizados com foco na entomologia forense. Entretanto, desde os dados levantados por Pujol *et al.* (2008), vários grupos de pesquisa passaram a atuar em diferentes estados, com trabalhos publicados (Souza *et al.* 2008 – RS, Santos 2012 – PB) e painéis de congresso (Almeida-Silva *et al.* 2014 MA, Souza *et al.* 2014 – MS, Souza & Menicucci 2014 – RO e Gaedke *et al.* 2014 – SC). Entretanto, dada a imensa extensão territorial do Brasil

muito ainda precisa ser feito. As regiões indicadas pelos modelos incluem muitos estados sem registros de ocorrência ou de grupos pesquisa atuantes na área, essas devem ser o foco de coletas e experimentos. Os trabalhos de sucessão entomológica fornecem dados importantes não apenas sobre a presença de espécies, mas também sobre a ausência de algumas delas.

O aumento de registros de ocorrência pode ser utilizado para gerar modelos cada vez mais robustos. Teoricamente nenhuma das espécies estudadas é rara, contudo devido à pequena quantidade de registros metodologias utilizadas em estudos para espécies raras podem ser apropriadas. O uso contínuo de técnicas de modelagem ecológica de nichos, toda vez que novos registros forem adquiridos, podem aprimorar o conhecimento dos limites de distribuição das espécies e otimizar os trabalhos de campo (Silva *et al.* 2013).

Considerações finais e perspectivas futuras

O presente estudo se restringiu as principais espécies necrófagas de Coleoptera associadas a cadáveres no Brasil. Apesar do grande esforço para coleta de dados, relativamente poucos registros puderam ser levantados a partir de coleções e publicações disponíveis, deixando clara a necessidade de esforços de coleta e a divulgação destes dados.

A partir dos dados coletados as características das espécies ficaram mais claras e quatro grupos foram identificados de acordo com sua distribuição: endêmicas (*C. lancifer* e *O. cayennense*), cosmopolitas (*D. ater*, *D. maculatus*, *Necrobia rufipes*), aquelas com poucos pontos registrados (*C. exaratus*, *D. peruvianus*, *N. ruficollis*, *O. erythrurum* e *O. emarginatum*) e sem categoria definida (*O. discicolle*, *C. ensifer*, *C. saphirinus*). O levantamento dos trabalhos realizados no Brasil indicou que apenas *N. rufipes* e *D. maculatus* possuem registros em áreas urbanas, apesar de também ocorrerem em áreas rurais.

Devido ao maior esforço amostral em determinadas regiões a concentração de pontos de ocorrência pode gerar modelos tendenciosos para determinadas áreas. O algoritmo interpreta tais áreas como as que possuem melhores condições para a ocorrência da espécie, atribuindo menores valores para pontos distantes dos “hotspots”. Esta condição pode ser observada nos modelos de distribuição potencial de *C. lancifer* e

O. cayennense. Nessas espécies, os pontos de coleta estão praticamente centrados em duas regiões, levando o modelo a concentrar as áreas de adequabilidade em suas proximidades. Apesar dos pontos de coleta dispersos, as espécies consideradas cosmopolitas (*D. ater*, *D. maculatus*, *N. rufipes*) apresentaram condição semelhante. Os esforços de coleta são claramente maiores em determinadas regiões (principalmente Sul e Sudeste). Por isso, seguindo o padrão enviesado de coleta, os modelos para este grupo de espécies ficam condicionados a determinadas regiões, mesmo sendo teoricamente cosmopolitas.

A interpretação da ocorrência das espécies aqui definidas como cosmopolitas deve ser feita com cautela. Isto se deve, principalmente, ao fato destas espécies serem conhecidas pragas de produtos armazenados, podendo se manter por gerações em armazéns que possuam fonte de alimento. Assim, os registros de ocorrência para estas espécies, quando não claramente definidos, podem se referir a coletas em ambientes com temperatura e umidade diferente das condições do ambiente. Desta forma, é possível que as espécies sejam registradas em regiões onde não costumam ser coletadas em condições naturais. Nenhuma das três espécies foi coletada por grupos de estudo em entomologia forense na região Norte do país e nenhuma das etiquetas disponíveis possuía informações sobre o substrato.

Em todos os modelos para as espécies com poucos pontos de ocorrência conhecida houve sobreposição entre os limiares LPT e ROC, assim como o esperado para dados com estas características. O acréscimo de registros por meio de coletas direcionadas nos locais apresentados pelos mapas de distribuição potencial certamente aprimorariam os modelos para estas espécies. Dentre estas, *O. emarginatum* apresenta maior probabilidade de ocorrência em áreas de altitude elevada.

O aperfeiçoamento dos modelos depende da quantidade de informação disponível sobre as espécies. Por isso, não somente a coleta em diferentes localidades, mas também estudos sobre o comportamento, ecologia e biologia devem ser considerados para aperfeiçoar a interpretação dos modelos.

Uma das possibilidades para o melhor aproveitamento dos dados deste estudo seria a sua disponibilização em uma plataforma *online* para consulta tanto de pesquisadores quanto de peritos. A aplicabilidade do estudo reside em grande parte na disponibilidade e facilidade de acesso aos dados aqui gerados.

Este foi o primeiro trabalho a utilizar a modelagem ecológica de nichos como uma ferramenta para auxiliar a entomologia forense. Apesar da falta de informação para algumas das espécies todos os modelos apresentaram distribuição potencial congruente com a esperada, revelando um enorme potencial para a aplicação desta metodologia. Perspectivas futuras envolvem a aplicação da técnica para moscas (Diptera) e outros grupos de besouros (Coleoptera) necrófagos. Além disso, os resultados também podem ser utilizados para direcionar experimentos de sucessão entomológica e outros estudos sobre a fauna necrófila brasileira.

5. Referências

- Allsopp, P.G. 1984. Checklist of the Hybosorinae (Coleoptera: Scarabaeidae) **Coleopterists Bulletin** **38**: 105-117.
- Allouche O, A Tsoar, R Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology** **43**: 1223-1232.
- Almeida LM, KM Mise. 2009. Diagnosis and key of the main families and species of South American Coleoptera of forensic importance. **Revista Brasileira de Entomologia** **53**: 227–244.
- Almeida-Silva F, AMJ Sousa-Cunha, RN Costa, JR Pujol-Luz, CG Silva. 2014. Calliphoridae (Diptera) associados à carcaça de *Oryctolagus cuniculus* L. em fragmento de cerrado no município de Chapadinha, Maranhão, Brasil. **XXX Congresso Brasileiro de Zoologia, 2014 – Livro De Resumos**.
- Amendt J, R Krettek, R Zehner. 2004. Forensic Entomology. **Naturwissenschaften** **91**:51-65.
- Anderson GS, SH Vanlaerhoven. 1996. Initial studies on succession on carrion in the carrion in Southwestern British Columbia. **Journal of Forensic Sciences** **41**: 617-625.
- Anderson RP, D Lewc, AT Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling** **162**: 211-232.
- Anderson RP, I Gonzalez Jr. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. **Ecological Modelling** **222**: 2796– 2811.
- Araújo MB, RG Pearson, W Thuillers, M Erhard. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. **Global Change Biology** **11**: 1504-1513.
- Bakkenes M, JRM Alkemade, F Ihle, R. Leemans, JB Latour. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. **Global Change Biology** **8**: 390-407.
- Beaumont LJ, L Hughes, M Poulsen. 2005. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. **Ecological Modelling** **186**: 250–269.

- Broennimann O, U Treier, H Müller-Schärer, W. Thuiller, AT Peterson, A Guisan 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. **Ecology Letters** **10**: 701-709.
- Brown, JH 1995. **Macroecology**. University of Chicago Press, Chicago. 269 pp.
- Byrd JH, JL Castner 2001. Insects of forensic importance *In*: Byrd JH, JL Castner (eds.) **Forensic Entomology: The Utility of Arthropods in Legal Investigations**, 1st Ed. CRC Press, Florida, 437 p.
- Cantor SB, CC Sun, G Tortolero-Luna, R Richards-Kortum, M Follen. 1999. A comparison of C/B ratios from studies using receiver operating characteristic curve analysis. **Journal of Clinical Epidemiology** **52**: 885-892.
- Carvalho LML, PJ Thyssen, AX Linhares, FAB Palhares. 2000. A checklist of arthropods associated with pig carrion and human corpses in southeastern Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz** **95**: 135-138.
- Carvalho LML, PJ Thyssen, ML Goff, AX Linhares. 2004. Observations on the Succession Patterns of Necrophagous Insects on a Pig Carcass in an Urban Area of Southeastern Brazil. **Aggrawal's Internet Journal of Forensic Medicine and Toxicology** **5**: 33-39.
- Catts EP. 1990. Analyzing entomological data, p. 124-137. *In*: Catts, E. P. & N. H. Haskell (eds.). **Entomology & Death: A Procedural Guide**. Clemson: Joyce's Print Shop, xii+182 p.
- Catts EP, ML Goff. 1992. Forensic entomology in criminal investigations. **Annual Review of Entomology** **37**: 253-272.
- Charabidze D, T Colard, B Vincent, T Pasquerault, V Hedouin. 2013. Involvement of larder beetles (Coleoptera: Dermestidae) on human cadavers: a review of 81 forensic cases. **International Journal of Legal Medicine** (online first).
- Coombs W. 1981. The development, fecundity, and longevity of *Dermestes ater* DeGeer (Coleoptera: Dermestidae). **Journal of Stored Products Research** **17**: 31-36.
- Corrêa RC. 2010. Análise da fauna de Coleoptera (Insecta) associada a carcaças enterradas de coelhos, *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758) (Lagomorpha, Leporidae), em Curitiba, Paraná. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Paraná. 61p.

- Corrêa RC, LM Almeida, MO Moura 2014. Coleoptera associated with buried carrion: potential forensic importance and seasonal composition. **Journal of Medical Entomology** **51**: 1057-1066.
- Costa C. 2000. Estado de conocimiento de los Coleoptera Neotropicales *In*: Martín-Piera F, JJ Morrone, A Melic (eds.) **Proyecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática: PRIBES 2000. Vol. 1**. Zaragoza, m3m: Monografías Tercer Milenio. 99-114.
- Costa J, AT Peterson, CB Beard. 2002. Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* Neiva, 1911, the most important Chagas disease vector in northeast Brasil (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae). **The American Society of Tropical Medicine and Hygiene** **67**(5): 516-520.
- DeMarco Jr. P, MF Siqueira. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade** **5**: 65-76.
- Diaz CD, ME Anteparra, A Hermann. 2008. Dermestidae (Coleoptera) en el Perú: revisión y nuevos registros. **Revista Peruana de Biología** **15**: 15-20.
- Edmonds WD, J Zidek. 2010. A taxonomic review of the Neotropical genus *Coprophanaeus* Olsoufieff, 1924 (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **Insecta Mundi** **129**: 1-111.
- Elith J, CH Graham, RP Anderson, M Dudík, S Ferrier, A Guisan, RJ Hijmans, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, J Li, LG Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, J McC. Overton, AT Peterson, SJ Phillips, K Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, S Williams, MS Wisz, NE Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography** **29**: 129-151.
- Endres AA, MIM Hernández, AJ Creão-Duarte. 2005. Considerações sobre *Coprophanaeus ensifer* (Germar) (Coleoptera, Scarabaeidae) em um remanescente de Mata Atlântica no Estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **49**: 427-429.
- Farber O, R Kadmon. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. **Ecological Modelling** **160**: 115-130.
- Fisch G, Marengo JA, Nobre CA. 1998. Uma revisão sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazonica** **28**: 101-126.

- Fitzpatrick MC, JF Weltzin. 2005. Ecological niche models and the geography of biological invasions: A review and a novel application. Invited chapter in Inderjit (ed.) **Invasive plants: Ecological and agricultural aspects**. Birkhauser-Verlag AG, Basel, Switzerland
- Foley DH, LM Rueda, AT Peterson, RC Wilkerson. 2008. Potential Distribution of Two Species in the Medically Important *Anopheles minimus* Complex (Diptera: Culicidae). **Journal of Medical and Veterinary Entomology 45**: 852-860.
- Franklin J. 2009. **Mapping species distributions: Spatial inference and prediction**. Cambridge University Press. New York. 340pp.
- Freire O. 1914a. Algumas notas para o estudo da fauna cadavérica da Bahia. **Gazeta Médica da Bahia 46**: 110–125.
- Freire O. 1914b. Algumas notas para o estudo da fauna cadavérica da Bahia. **Gazeta Médica da Bahia 46**: 149–162.
- Freire O. 1923. Fauna cadavérica brasileira. **Revista de Medicina 3-4**: 15–40.
- Gaedke A, DMDS Mougá, AJS Pires, M Warkentin. 2014. Levantamento da diversidade de coleópteros e himenópteros em carcaça de *Sus scrofa* (Artiodactyla, Mammalia) em Joinville - Santa Catarina. **XXX Congresso Brasileiro de Zoologia, 2014 – Livro De Resumos**.
- Giovanelli JGR, CO Araújo, CFB Haddad, J Alexandrino. 2008. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. **Neotropical Biology and Conservation 3**: 59-65.
- Goff ML. 1991. Comparison of insect species associated with decomposing remains recovered inside dwellings and outdoors on the island of Oahu, Hawaii. **Journal of Forensic Sciences 36**: 748-753.
- Grinnell J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. **The American Naturalist 51**: 115–128.
- Grassberger M, C Reiter. 2002 Effect of temperature on development of the forensically important Holarctic blow fly *Protophormia terranova* (Robineau-Desvoidy) (Diptera: Calliphoridae). **Forensic Science International 128**: 177-182.

- Grassberger M, C Frank. 2003. Temperature-related development of the parasitoid wasp *Nasonia vitripennis* as forensic indicator. **Medical and Veterinary Entomology** **17**: 257-262.
- Greenberg B. 1985. Forensic entomology: case studies. **Bulletin of the Entomological Society of America** **31**:25–28
- Guisan A, NE Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling** **135**: 147-186.
- Guo Q, M Kelly, CH Graham. 2005. Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. **Ecological Modelling** **182**: 75-90.
- Hall RD. 1990. Medicocriminal Entomology, p. 1-8. *In*: Catts EP, NH Haskell (eds.) **Entomology & Death: A Procedural Guide**. Clemson: Joyce's Print Shop. xii+182 p.
- Hasan MM, TW Phillips. 2010. Mass-rearing of the redlegged ham beetle, *Necrobia rufipes* De Geer (Coleoptera: Cleridae) for laboratory research. **Journal of Stored Products Research** **46**: 38-42.
- Hastie T, R Tibshirani. 1990. **Generalised Additive Models**. London, Chapman and Hall. 355p.
- Háva J. 2003. World Catalogue of the Dermestidae (Coleoptera). **Studie a zprávy Oblastního muzea Praha-východ v Brandýse nad Labem a Staré Boleslavi Supplementum 1**: 1–196.
- Háva J. 2013. Description of *Sodaliatoma konvickai* gen. et sp.nov. (Coleoptera: Dermestidae: Megatominae) from Peru. **Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa** **52**: 113–115.
- Hernandez PA, CH Graham, LL Master, DL Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography** **29**: 773-785
- Hijmans RJ, SE Cameron, JL Parra, PG Jones, A Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** **25**: 1965–1978

- Hodges RJ, S Addo, L Birkinshaw. 2003. Can observation of climatic variables be used to predict dispersal rates of *Prostephanus truncatus*? **Agricultural and forest entomology 5**: 123-135.
- Hutchinson GE. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? **American Naturalist 93**:145–159.
- IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. Biomas Continentais do Brasil, escala 1: 5 000 000. Shape file version available from URL: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm>.
- Jameson, M.L. 2002. Hybosoridae. *In*: Arnett RH, MC Thomas (eds.) **American Beetles. Volume 2. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea**. CRC Press: 861 p.
- Kearney M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modeling? **Oikos 115**:1
- Keh B. 1985. Scope and applications of forensic entomology. **Annual Review of Entomology 30**: 137-54.
- Kossmann CM, P Macedo, TAF Barbosa, JR Pujol-Luz. 2011. *Chrysomya albiceps* (Wiedemann) and *Hemilucilia segmentaria* (Fabricius) (Diptera, Calliphoridae) used to estimate the postmortem interval in a forensic case in Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia 55**: 621–623
- Kulshrestha P, DK Satpathy. 2001. Use of beetles in forensic entomology. **Forensic Science International 120**: 15-17.
- Kumara TK, AA Hassan, MRC Salmah, S Bhupinder. 2009. The infestation of *Dermestes ater* (De Geer) on a human corpse in Malaysia. **Tropical Biomedicine 26**: 73-79.
- Lepesme, P. 1946. Révision des Dermestes (Coleoptera, Dermestidae). **Annales de la Société Entomologique de France 115**: 37-68.
- Liu C, MP Berry, TP Dawson, RG Pearson. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography 28**: 385-393.
- Lord WD, JR Stevenson. 1986. **Directory of forensic entomologists**, 2nd. Ed. Def. Pest Mgmt. Info. Anal. Center, Walter Reed Army Medical Center, Washington, D.C. 42p.

- Luederwaldt G. 1911. Os insetos necrophagos paulistas. **Revista do Museu Paulista** **8**: 414-433.
- Manel S, HC Williams, SJ Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. **Journal of Applied Ecology** **38**: 921-931.
- Mastrorillo S, S Lek, F Dauba, A Belaud. 1997. The use of artificial neural networks to predict the presence of small bodied fish in a river. **Freshwater Biology** **38**: 237-246.
- Mata RA, R Tidon, LG Côrtes, P de Marco, JAF Diniz-Filho. 2010. Invasive and flexible: niche shift in the drosophilid *Zaprionus indianus* (Insecta, Diptera). **Biological Invasions** **12**: 1231–1241.
- Matuszewski S, M Szafałowicz, M Jarmusz. 2013. Insects colonising carcasses in open and forest habitats of Central Europe: search for indicators of corpse relocation. **Forensic Science International** **231**: 234–9.
- Mayer ACG, SD Vasconcelos. 2013. Necrophagous beetles associated with carcasses in a semi-arid environment in Northeastern Brazil: Implications for forensic entomology. **Forensic Science International** **226**: 41-45.
- McCullagh P, JA Nelder. 1989. Generalized Linear Models. 2nd ed. London, Chapman and Hall. 511p.
- Mégnin J. 1894. **La faune des cadavres: application de l'entomologie à la médecine légale**. Encyclopedie Scientifique des Aides-Memoire. Masson et Gauthiers-Villars, Paris, 214p.
- Mise KM, LM Almeida, MO Moura. 2007. Levantamento da fauna de Coleoptera que habita a carcaça de *Sus scrofa* L., em Curitiba, Paraná. **Revista Brasileira de Entomologia**, **51**: 358-368.
- Mise KM, ASB Souza, CM Campos, RLF Keppler, LM Almeida. 2010. Coleoptera associados a carcaça de porco em reserva florestal, Manaus, Amazonas, Brasil. **Biota Neotropica** **10**: 321-324.
- Mise KM. 2011. **Parâmetros biológicos e métodos de diferenciação de espécies e ínstares de Coleoptera de interesse forense**. (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Paraná. 101p.

- Mise KM, RC Corrêa, LM Almeida. 2013. Coleopterofauna found on fresh and frozen rabbit carcasses in Curitiba, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **73**: 543-548.
- Monteiro-Filho ELA, JL Penereiro. 1987. Estudo de decomposição e sucessão sobre uma carcaça animal numa área do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **47**: 289-295.
- Moura MO, CJB Carvalho, ELA Monteiro-Filho. 1997. A preliminary analysis of insects of medico-legal importance in Curitiba, State of Paraná. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, **92**(2): 269-274.
- Muñoz MED, R De Giovanni, MF de Siqueira, T Sutton, P Brewer, RS Pereira, DAL Canhos, VP Canhos. 2011. openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. **Geoinformatica**: **15**:111-135.
- Nabout JC, P DeMarco Jr, LM Bini, JAF Diniz-Filho. 2009. Distribuição geográfica potencial de espécies americanas do caranguejo “violonista” (*Uca* spp.) (Crustacea, Decapoda) com base em modelagem de nicho ecológico. **Iheringia, Série. Zoologia** **99**: 92-98
- Neerinckx SB, AT Peterson, H Gulinck, J Deckers, H Leirs. 2008. Geographic distribution and ecological niche of plague in sub-Saharan Africa. **International Journal of Health Geographics** **7**: 54. 12p.
- Nix HA. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. *In*: Longmore,R. (Ed.), Atlas of Elapid snakes of Australia – **Australian Flora and Fauna Series Number 7**. Australian Government Publishing Service, Canberra. pp. 4–15.
- Nóbrega CC, P DeMarco Júnior. 2011. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis for odonates in a core Cerrado area. **Diversity and Distributions** **17**: 491–505
- Ocampo, F.C. 2006. Phylogenetic analysis of the scarab family Hybosoridae and monographic revision of the New World subfamily Anaidinae 3. Phylogenetic analysis of the subfamily Anaidinae. **Bulletin of the University of Nebraska State Museum** **19**:13-177.
- Oliveira-Costa J, CA Mello-Patiu. 2004. Application of Forensic Entomology to Estimate the Postmortem Interval (PMI) in Homicide Investigations by the Rio de Janeiro Police Department in Brazil. **Aggrawal's Internet Journal of Forensic Medicine and Toxicology** **5**: 40-44.

- Opitz W. 2002. 73. Cleridae Latreille 1804, p. 267-280. *In*: R. H. Arnett; M. C. Thomas & P. E. Skelley (Eds.) **American Beetles: Volume 2**. Boca Raton, London, New York e Washington D.C. CRC Press. xix+861 p.
- Peck SB, RS Anderson. 1985. Taxonomy, filogeny and biogeography of the carrion beetles of Latin America (Coleoptera: Silphidae). **Quaestiones Entomologicae 21**: 247-317.
- Pearson RG, TP Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography 12**: 361-371.
- Pearson RG, CJ Raxworthy, M Nakamura, AT Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography 34**: 102–117
- Pereira RC, MF Siqueira. 2007. Algoritmo genético para produção de conjuntos de regras (GARP). **Megadiversidade 3**: 46-55.
- Peterson AT. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. **The Condor 103**: 599-605.
- Peterson AT, J Shaw. 2003. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. **International Journal of Parasitology 33**, 919-931.
- Peterson AT, DA Vieglais. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: New approaches from Bioinformatics attack a pressing problem. **Bioscience 51**: 363-371
- Peterson AT. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics 3**: 59–72.
- Phillips SJ, M Dudik. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography 31**: 161–175.
- Phillips SJ, M Dudík, RE Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *In*: Brodley CE (ed). **Machine Learning**. Proceedings of the 21st century international conference on machine learning, Banff, Canada.
- Phillips SJ, RP Anderson, RE Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling 190**: 231-259

- Piñero R, JF Aguilar, DD Munt, GN Feliner. 2007. Ecology matters: Atlantic-Mediterranean disjunction in the sand-dune shrub *Armeria pungens* (Plumbaginaceae). **Molecular Ecology** **16**: 2155–2171.
- Pujol-Luz JR, H Marques, A Ururahy-Rodrigues, JA Rafael, FHA Santana, LC Arantes, R. Constantino. 2006. A forensic entomology case from the amazon rain forest of Brazil. **Journal of Forensic Sciences** **51**: 1151-1153
- Pujol-Luz JR, H Marques, A Ururahy-Rodrigues, JA Rafael, FHA Santana, LC Arantes, R Constantino *et al.* 2008. The black soldier-fly, *Hermetia illucens* (Diptera, Stratiomyidae), used to estimate the postmortem interval in a case in Amapá state, Brazil. **Journal of Forensic Sciences** **53**: 476-478.
- Pujol-Luz JR, LC Arantes, R Constantino. 2008. Cem anos de entomologia forense no Brasil (1908-2008). **Revista Brasileira de Entomologia** **52**: 485-492.
- Rajendran S, KM Hajira Parveen. 2005. Insect infestation in stored animal products. **Journal of Stored Product Research** **41**: 1-30.
- Rangel TF, RD Loyola. 2012. Labeling ecological niche models. **Natureza & Conservação** **10**: 119-126.
- Ratcliffe BC. 1996. The carrion beetles (Coleoptera: Silphidae) of Nebraska. **Bulletin of the University of Nebraska State Museum** **13**: 107p.
- Ratcliffe BC. 2013. The Dung and Carrion Feeding Scarabs (Coleoptera : Scarabaeoidea) of an Amazonian Blackwater Rainforest : Results of a Continuous , 56-Week , Baited-PitfallTrap Study. **Coleopterists Bulletin** **67**: 481–520.
- Robertson MP, CI Peter, MH Villet, BS Ripley. 2003. Comparing models for predicting species' potential distributions: a case study using correlative and mechanistic predictive modeling techniques. **Ecological Modelling** **164**:153-167.
- Robinson WH. 2005. **Handbook of urban insects and arachnids**. Cambridge University Press, New York. 470pp.
- Roquette-Pinto E. 1908. Nota sobre a fauna cadavérica do Rio de Janeiro. **A Tribuna Médica** **21**: 413–417.
- Rosa TA, MLY Babata, CM Souza, D Sousa, CA Mello-Patiu, FZ Vaz-de-Mello, J Mendes. 2011. Arthropods associated with pig carrion in two vegetation profiles of Cerrado in the State of Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** **55**: 424–434.

- Santana FS. 2009. **Uma Infraestrutura Orientada a Serviços para a Modelagem de Nicho Ecológico**. (Tese Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Computação e Sistemas Digitais. 141p.
- Santos WE. 2012. **Diversidade, sazonalidade e sucessão ecológica de Coleoptera (Insecta) associados ao processo de decomposição de *Sus scrofa* L. em Caatinga Paraibana**. Universidade Federal da Paraíba. (Dissertação de Mestrado). 75 pp.
- Schölkopf B, JC Plat, J Shawe-Taylor, AJ Smola, RC Williamson. 2001. Estimating the support of a high-dimensional distribution. **Neural Computation** **13**: 1443–1471.
- Schroeder H, H Klotzbach, L Oesterhelweg, K Püschel. 2002. Larder beetles (Coleoptera, Dermestidae) as an accelerating factor for decomposition of a human corpse. **Forensic Science International** **127**: 231-236.
- Serra BDV, P de Marco, CC Nobrega, LAD Campos. 2012. Modeling Potential Geographical Distribution of the Wild Nests of *Melipona capixaba* Moure & Camargo, 1994 (Hymenoptera, Apidae): Conserving Isolated Populations in Mountain Habitats. **Natureza & Conservação**.**10**:199-206.
- Silva DP, AJC Aguiar, GAR Melo, EJ Anjos-Silva, P DeMarco Jr. 2013. Amazonian species within Cerrado savana: new records and potential distribution for *Aglae caerulea* (Apidae: Euglossini). **Apidologie** **44**: 673-683.
- Silva DP, VH Gonzalez, GAR Melo, M, Lucia LJ Alvarez, P De Marco. 2014 Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. **Ecological Modelling** **273**: 200-209.
- Silva RC, WE Santos. 2012. Fauna de Coleoptera associada a carcaças de coelhos expostas em uma área urbana no Sul do Brasil. **EntomoBrasilis** **5**: 185-189.
- Soberón J, AT Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. **Biodiversity Informatics** **2**: 1-10.
- Souza AM, AX Linhares. 1997. Diptera and Coleoptera of potencial forensic importance in southeastern Brazil: relative abundance and seasonality. **Medical and Veterinary Entomology** **11**: 8-12.
- Souza, AS, FD Kirst, R Krüger. 2008. Insects of forensic importance from Rio Grande do Sul state in southern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** **52**: 641-646.

- Souza MS, LLO Bavutti, PHS Alexandre, M Pepinelli, FO Roque. 2014. Scarabaeidae responde a fragmentação ambiental através de indicadores espaciais: implicações para entomologia forense. **XXX Congresso Brasileiro de Zoologia, 2014 – Livro De Resumos.**
- Souza TC, T Menicucci. 2014. Entomofauna em carcaças de *Sus scrofa* em uma área rural do município de Pimenta Bueno – RO, Brasil. **XXX Congresso Brasileiro de Zoologia, 2014 – Livro De Resumos.**
- Stockwell, DRB, IR Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of analysis. **Mathematics and Computers in Simulation** 33:385-390.
- Stockwell, DRB, D Peters. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. **International Journal of Geographical Information Science** 13: 143-158.
- Swets JA. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. **Science** 240:1285:1293
- Tax DMJ, RPW Duin. 2004. Support vector data description. **Machine Learning** 54: 45-66.
- Tabor KL. 2009. Insect Succession in a Natural Environment *In*: Byrd JH, JL Castner (eds.) **Forensic Entomology: The Utility of Arthropods in Legal Investigations**, 2nd Ed. CRC Press, Florida, 708 p.
- Tigar BJ, PE Osborne, GE Key, SME Flores, AM Vazquez. 1994. Distribution and abundance of *Prostephanus truncatus* (Horn) (Coleoptera: Bostrichidae) and its predator *Teretriosa nigrescens* Lewis (Coleoptera: Histeridae). **Bulletin of Entomological Research** 84: 555-565.
- Tognelli MF, SA Roig-Juñent, AE Marvaldi, GE Flores, JM Lobo. 2009. An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. **Revista Chilena de Historia Natural** 82: 347-360.
- Ururahy-Rodrigues A, JA Rafael, RF Wanderley, H Marques, JR Pujol-Luz. 2008. *Coprophanus lancifer* (Linnaeus, 1767) (Coleoptera, Scarabaeidae) activity moves a man-size pig carcass: Relevant data for forensic taphonomy. **Forensic Science International** 182: e18-e22.
- Ururahy-Rodrigues A, JA Rafael, JR Pujol-Luz, AL Henriques, MMC Queiroz, RR Barbosa, MN Baroni. 2010. Association of *Oxelytrum cayennense* (Silphidae,

Coleoptera) with pig carcasses (*Sus scrofa*, Suidae) in Terra Firme areas in Manaus, Amazonas, Brazil. **Entomobrasilis 3**: 44-48.

Vairo KP, Corrêa RC, Lecheta MC, Mise KM, Caneparo MFC, Carvalho CJB, Preti D, Almeida LM, Moura MO. 2015. Forensic use of a subtropical blowfly: The first case indicating minimum post-mortem interval (mPMI) in Southern Brazil and first record of *Sarconesia chlorogaster* from a human corpse. **Journal of Forensic Sciences (Aceito)**

Vanzolini PE. 1992. **A supplement to the Ornithological Gazetteer of Brazil**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo. 252 p.

Vaz de Mello. 2000. Estado atual de conhecimento dos Scarabaeidae *s. Str.* (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil. *In*: Martín-Piera F, JJ Morrone, A Melic (eds.) **Proyecto de Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática: PRIBES 2002. Vol. 1**. Zaragoza, m3m: Monografías Tercer Milenio. 183-195.

Warren DL, SN Seifert. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological Applications 21**: 335–342.

Wiens JJ, CH Graham. 2005. Niche Conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36**: 519-539.

Wolff M, A Uribe, A Ortiz, P Duque. 2001. A preliminary study of forensic entomology in Medellín, Colombia. **Forensic Science International 120**: 53-59.

6. Apêndice

Apêndice I. Registros georreferenciados das espécies utilizadas para a confecção dos modelos de distribuição, com localidades de coleção de origem.

Espécie	Longitude	Latitude	UF	Cidade	Localidade	Coleção / Referência
<i>C. ensifer</i>	-35,708925	-9,649744	AL	Maceió		Edmonds & Zidek 2010
<i>O. cayennense</i>	-59,833056	-2,018056	AM	Presidente Figueiredo	240 Km 24. Com. São Francisco	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,908889	-2,736944	AM	Manaus	Am 010, Km 48	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,987172	-3,096450	AM	Manaus	Área urbana - Petrópolis - Bosque da Ciência	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,969542	-3,095500	AM	Manaus	Campus UFAM	UFAM
<i>C. lancifer</i>	-59,367231	-2,873694	AM	Manaus	est. Am 10. km 134	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,926389	-2,060000	AM	Presidente Figueiredo	Est. de Balbina Am 240 Km 12	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,918911	-2,050500	AM	Presidente Figueiredo	Est. de Balbina, Ramal do 13	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,775758	-2,736758	AM	Manaus	estrada Manaus a Itacoatiara Km 70 (AM-10)	MNRJ
<i>O. cayennense</i>	-58,830000	-3,004722	AM	Itacoatiara	Faz. Aruana, Am 010 Km 215	INPA
<i>C. lancifer</i>	-58,830000	-3,004722	AM	Itacoatiara	Fazenda Aruana Am. 10 km 215	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,854167	-2,384167	AM	Manaus	Fazenda Esteio ZF-3 Km 23	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,854167	-2,384167	AM	Manaus	Fazenda Esteio ZF-3 Km-23	INPA
<i>C. lancifer</i>	-60,171517	-3,021742	AM	Tarumã Mirim	Igapó	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,987172	-3,096450	AM	Manaus	INPA	INPA
<i>C. lancifer</i>	-60,901633	-2,458183	AM		Lago Acará	DZUP
<i>O. cayennense</i>	-60,233056	-3,405833	AM	Manaquiri	Lago Janauacá	INPA
<i>O. cayennense</i>	-65,668333	-4,723333	AM	Tefé	locação São Mateus	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-66,987500	-3,573369	AM	Jurua	Mineruazinho	UFAM
<i>C. lancifer</i>	-63,344856	-7,520069	AM	Humaitá	Praia do rio Ipixuna, 40km de Humaitá	DZUP
<i>C. lancifer</i>	-60,928889	-2,656389	AM	Novo Airão	ramal do Olímpio	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-60,108889	-5,265833	AM	Nova Aripurã	Res. Sokagakkay (clareira/mata)	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,983056	-2,930833	AM	Manaus	Reserva Ducke- Rod. AM-010 Km 26	INPA
<i>O. cayennense</i>	-59,983056	-2,930833	AM	Manaus	Reserva Ducke, Rod Am-010 Km 26	INPA
<i>O. cayennense</i>	-58,220556	-4,594167	AM	Maués	Rio Abacaxis, Campina Pacamiri	INPA
<i>C. lancifer</i>	-57,677367	-2,971711	AM	Guajará	Rio Madeira	DZUP
<i>O. cayennense</i>	-66,126000	0,625444	AM	Maturacá	Rio Negro	MPEG

<i>O. cayennense</i>	-58,574614	-3,043678	AM		Rio Urubú	INPA
<i>O. cayennense</i>	-65,082389	-4,865722	AM	Coari	Rio Urucu	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-64,917306	-4,823056	AM	Coari	Rio Urucu	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-59,816667	-2,166667	AM		Rio Urucu	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,246667	-5,059167	AM	Coari	Rio Urucu, Angelim	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,043611	-4,836944	AM	Coari	Rio Urucu, Ig Marta-3	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,082222	-4,865556	AM	Coari	Rio Urucu, LUC-09	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,199444	-4,898056	AM	Coari	Rio Urucu, LUC-18	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,030278	-4,825833	AM	Coari	Rio Urucu, prox IMT-1	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,260278	-4,826111	AM	Coari	Rio Urucu, RUC-27	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,303611	-4,931389	AM	Coari	Rio Urucu, RUC-36	UFAM
<i>O. cayennense</i>	-65,327222	-4,960556	AM	Coari	Rio Urucu, SUC-2	UFAM
<i>C. lancifer</i>	-65,033875	-0,416781	AM	Tapuruquara	Santa Isabel do Rio Negro	DZUP
<i>C. lancifer</i>	-61,587500	-1,876111	AM	Parque Nac. do Jaú	Seringalzinho	INPA
<i>C. lancifer</i>	-59,750000	-2,457222	AM	Manaus	ZF-03 Km 41	INPA
<i>O. cayennense</i>	-60,115278	-2,589167	AM	Manaus	ZF-2 Km-14, torre. 35m e 40m alt	INPA
<i>O. cayennense</i>	-60,210833	-2,593611	AM	Manaus	ZF-2 Km-34, Base LBA	INPA
<i>C. lancifer</i>	-58,445342	-3,138944	AM	Itacoatiara		MZSP
<i>C. lancifer</i>	-60,622061	-3,290900	AM	Manacapurú		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-68,936114	-3,466828	AM	São Paulo de Olivença		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-64,719842	-3,368539	AM	Tefé		Edmonds & Zidek 2010
<i>D. ater</i>	-58,445342	-3,138944	AM	Itacoatiara		MZSP
<i>D. ater</i>	-64,719842	-3,368539	AM	Tefé		MZSP
<i>O. cayennense</i>	-57,707233	-3,393147	AM	Maués		DZUP
<i>C. lancifer</i>	-52,003633	0,901189	AP		Serra do Navio	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-51,950736	0,777200	AP	Pedra Branca do Amapari	Tucano - II	MPEG
<i>N. rufipes</i>	-51,173619	-0,045861	AP	Macapá	UFAP	DZUP
<i>C. lancifer</i>	-52,003633	0,901189	AP	Serra do Navio		DZUP, MPEG
<i>N. rufipes</i>	-51,451011	0,700442	AP	Porto Platon		MZSP
<i>O. cayennense</i>	-52,003633	0,901189	AP	Serra do Navio		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-42,183508	-10,726169	BA		Cidade	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-40,912786	-15,530481	BA	Encruzilhada		Edmonds & Zidek 2010

<i>C. saphirinus</i>	-38,087489	-11,939464	BA	Entre Rios		Edmonds & Zidek 2010
<i>D. ater</i>	-40,248575	-15,247872	BA	Itapetinga		DZUP
<i>D. maculatus</i>	-39,258833	-14,144328	BA	Santa Rita		MZSP
<i>C. ensifer</i>	-39,495806	-7,248647	CE		Floresta do Araripe	MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-47,929167	-15,780272	DF	Brasilia	600m	Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-47,937500	-15,946944	DF	Brasília	Água Limpa, UnB, 1050m	INPA
<i>D. maculatus</i>	-47,882400	-15,737000	DF	Brasilia	EEB-UnB	DZUP
<i>N. rufipes</i>	-47,882400	-15,737000	DF	Brasilia	EEB-UnB	DZUP
<i>N. rufipes</i>	-47,935556	-15,945833	DF	Brasilia	Faz. Água Limpa (Porco 2 6° dia)	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-40,600550	-19,936114	ES	Santa Teresa	Reserva do Museu	MNRJ
<i>C. exaratus</i>	-40,064644	-19,395128	ES	Linhares		Ocampo 2006
<i>C. saphirinus</i>	-40,598331	-19,936611	ES	Santa Teresa		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-40,411953	-20,003214	ES	Timbuí		Edmonds & Zidek 2010
<i>D. maculatus</i>	-41,011272	-19,521681	ES	Baixo Guandú		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-40,500000	-20,666700	ES	Guarapari		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-40,596186	-19,933936	ES	Santa Teresa		MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-49,356944	-18,012778	GO	Goiatuba	(= Bananeiras)	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-49,804783	-16,023361	GO	Itaberaí	(= Itaborahy)	MNRJ
<i>N. rufipes</i>	-49,294078	-16,666064	GO	Goiânia	Campinas	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-51,720892	-17,878833	GO	Jatai	Faz. Aceiro. Exp. Dept Zool	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-48,450019	-16,800092	GO	Vianópolis	Ponte Funda	DZUP
<i>D. ater</i>	-49,264769	-16,686933	GO	Goiânia		DZUP
<i>N. rufipes</i>	-48,743169	-16,619486	GO	Leopoldo de Bulhões		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,083500	-2,592339	MA		Igarapé Gurupi - Uma Aldeia Araçu	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-43,412228	-4,888625	MA	Caxias	Inhamum	INPA
<i>C. saphirinus</i>	-45,096886	-22,326847	MG	Virginia	1500m	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-45,090417	-22,332536	MG	Virgínia	1500m	MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-48,297231	-18,983189	MG	Uberlândia	7 Km do perimetro urbano	Rosa <i>et al.</i> 2011
<i>D. maculatus</i>	-48,297231	-18,983189	MG	Uberlândia	7 Km do perimetro urbano	Rosa <i>et al.</i> 2011
<i>N. rufipes</i>	-48,297231	-18,983189	MG	Uberlândia	7 Km do perimetro urbano	Rosa <i>et al.</i> 2011
<i>O. discicolle</i>	-48,297231	-18,983189	MG	Uberlândia	7 Km do perimetro urbano	Rosa <i>et al.</i> 2011
<i>O. discicolle</i>	-46,629561	-21,813250	MG	Poços de Caldas	Campo do Saco	MNRJ

<i>O. discicolle</i>	-45,740981	-22,748506	MG	Sapucaí-Mirim	Cidade Azul, 1400m	MZSP
<i>O. emarginatum</i>	-45,740981	-22,748506	MG	Sapucaí-Mirim	Cidade Azul, 1400m, Trav F.	MZSP
<i>O. emarginatum</i>	-45,090417	-22,332536	MG	Virgínia	Faz. Campos, 1500m	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-45,090417	-22,332536	MG	Virgínia	Faz. Campos. 1500m	MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-44,971342	-22,387403	MG	Passa Quatro	Faz. Dos Campos	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-42,858556	-20,802494	MG	Viçosa	Mata da Prefeitura - Res. Ambiental Mata do Paraíso	DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-46,566667	-21,916667	MG	Poços de Caldas	Morro do Ferro	Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-46,566667	-21,916667	MG	Poços de Caldas	Morro do Ferro	MNRJ
<i>O. erythrurum</i>	-46,566667	-21,916667	MG	Poços de Caldas	Morro do Ferro	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-46,513606	-21,779806	MG	Poços de Caldas	Retiro Branco	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,498692	-20,133559	MG		Serra Caraça	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,035000	-22,864200	MG	Monte Verde	Vila Monte Verde	MZSP
<i>O. emarginatum</i>	-46,035000	-22,864200	MG		Vila Monte Verde	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-45,189486	-18,832361	MG	Barra do Paraopeba		MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-43,926983	-19,910578	MG	Belo Horizonte		DZUP
<i>C. ensifer</i>	-43,894917	-19,627561	MG	Lagoa Santa		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-40,717381	-17,078011	MG	Machacalis		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-44,508958	-20,912700	MG	São Tiago		DZUP
<i>C. ensifer</i>	-48,275375	-18,914619	MG	Uberlândia		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-43,924275	-19,688794	MG	Vespasiano		DZUP
<i>D. ater</i>	-46,569617	-21,780486	MG	Poços de Caldas		MZSP
<i>N. rufipes</i>	-43,926983	-19,910578	MG	Belo Horizonte		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-45,297386	-21,850158	MG	Cambuquira		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-45,350000	-21,966700	MG	Lambary		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-45,000000	-21,233300	MG	Lavras		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-51,701189	-20,785319	MS	Três Lagoas	margem esquerda rio Sucuriu, Faz. Canaã	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-56,546789	-20,186744	MS		Salobra	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-56,116647	-20,816553	MS	Piraputanga		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-52,696028	-22,210142	MS	Porto Cabral		MCNZ
<i>C. ensifer</i>	-54,843819	-18,925381	MS	Rio Verde de Mato Grosso		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-51,419714	-20,364206	MS	Selvíria		Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-54,300000	-21,966700	MS	Rio Brilhante		DZUP

<i>O. erythrurum</i>	-55,168236	-21,611058	MS	Maracajú		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-58,287461	-13,021806	MT	Utiariti	(325m) Rio Papagaio	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-53,383333	-11,983333	MT	Jacaré	Alto Xingú	MNRJ
<i>D. ater</i>	-50,508100	-10,474278	MT	Santa Terezinha	Barra do Tapirapés	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-50,508100	-10,474278	MT	Santa Terezinha	Barra do Tapirapés	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-55,616667	-12,516667	MT	Sinop	BR-163 Km 500 a 600, 350m	MNRJ
<i>C. lancifer</i>	-55,616667	-12,516667	MT	Sinop	BR-163 km 500 a 600, 350m	MNRJ
<i>D. maculatus</i>	-56,383969	-14,358989	MT	Diamantino	BR-364	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-56,383969	-14,358989	MT	Diamantino	BR-364	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-56,136389	-14,236111	MT		Fazenda São João, 400m	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-56,833311	-15,249914	MT	Barra dos Bugres	R. E. Serra das Araras	MPEG
<i>O. cayennense</i>	-59,800000	-10,183333	MT	Bento Mascarenhas	Reserva Humboldt	INPA
<i>C. ensifer</i>	-53,525869	-16,945936	MT	Alto Garças		DZUP
<i>C. ensifer</i>	-56,424053	-14,826347	MT	Rosário Oeste		MNRJ
<i>C. lancifer</i>	-58,757167	-11,422736	MT	Juína		MNRJ
<i>C. lancifer</i>	-56,424053	-14,826347	MT	Rosário Oeste		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-59,947764	-15,004242	MT	Vila Bela da Santíssima Trindade		MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-56,424053	-14,826347	MT	Rosário Oeste		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-59,057297	-15,288883	MT	São Domingos		MZSP
<i>O. cayennense</i>	-55,600000	-12,766667	MT	Vera		MNRJ
<i>D. ater</i>	-46,634300	-2,572381	PA	Aldeia Coraci	11Km W Canindé, Rio Curupá	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,634300	-2,572381	PA	Aldeia Coraci	11Km W Canindé, Rio Curupá	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-52,733333	-1,016667	PA	Monte Dourado	150m	MPEG
<i>D. maculatus</i>	-46,418897	-2,474158	PA	Coraci	15Km NW Canindé, Rio Gurupi	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-55,960014	2,222878	PA	Tiriós	Alto Perú d'Oeste	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-48,372175	-1,366825	PA	Belém	Ananindeua	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,583333	-0,766667	PA	Monte Dourado	Apui	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-52,633333	-1,183333	PA	Monte Dourado	Bituba, 180m	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-55,521244	-1,901422	PA	Óbidos	Bx. Amazonas	MZSP
<i>D. ater</i>	-55,521244	-1,901422	PA	Óbidos	Bx. Amazonas	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-55,412572	-1,688019	PA	Óbidos	Colônia Rio Branco	DZUP

<i>D. ater</i>	-55,412572	-1,688019	PA	Óbidos	Colônia Rio Branco	MNRJ
<i>C. lancifer</i>	-55,490447	-1,834344	PA	Óbidos	Curuçamba	DZUP
<i>C. lancifer</i>	-51,455672	-1,737189	PA	Melgaço	ECFPn (dentro da FLONA de Caxiuanã)	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-55,155264	-3,209925	PA	Santarém	FLONA de Tapajós	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-49,424211	-3,886483	PA	Tucuruí	Ig. Do Pitinga	INPA
<i>D. maculatus</i>	-49,997672	0,176194	PA	Chaves	Ilha Caviana, Faz. São Luis (F. Umbrófila Aluvial)	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,583333	-0,816667	PA	Monte Dourado	Jari Celulose 130m, Eucalyptus	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-53,033333	-0,833333	PA	Monte Dourado	Jari Celulose Area 127, 220m, Eucalyptus	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,650000	-0,583333	PA	Monte Dourado	Jari Celulose Area 55, 50m	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,816667	-0,683333	PA	Monte Dourado	Jari Celulose Area 95, 150m	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-47,933319	-0,683239	PA	Curuçá	Iha Mutucal	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-49,610047	-2,606739	PA	Mocajuba	Mangabeira	DZUP
<i>D. ater</i>	-49,610047	-2,606739	PA	Mocajuba	Mangabeira	MNRJ
<i>C. lancifer</i>	-51,982569	-6,641342	PA	São Felix do Xingu	Mata próximo ao rio Fresco	MCNZ
<i>C. lancifer</i>	-52,283333	-0,016667	PA	Monte Dourado	Quaruba, 100m	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,566667	-0,633333	PA	Monte Dourado	Reserva do Pacanari, 180m	MPEG
<i>D. ater</i>	-46,516700	-2,566669	PA	Canindé	Rio Gurupí	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,516700	-2,566669	PA	Canindé	Rio Gurupí	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-55,993097	-4,266958	PA	Itaituba	Rio Tapajós	DZUP
<i>D. ater</i>	-55,993097	-4,266958	PA	Itaituba	Rio Tapajós	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-50,304444	-6,108056	PA		Serra dos Carajas	MNRJ
<i>N. rufipes</i>	-50,270772	-6,038922	PA	Serra Norte	Serra Norte - N-1 Canga	MPEG
<i>N. rufipes</i>	-50,344786	-5,964953	PA	Serra Norte	Serra Norte - Pojuca	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-50,105972	-6,046572	PA	Carajás	Serra Norte, Carajás	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-50,176619	-6,084142	PA	Serra Norte	Serra Norte, Est da Fofoca	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-50,270772	-6,038922	PA		Serra Norte, Est N1-Km29	MPEG
<i>D. maculatus</i>	-50,176619	-6,084142	PA	Serra Norte	Serra Norte, Est. Do Fofoca	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-50,344786	-5,964953	PA		Serra Norte, Pujuca	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-52,750000	-0,950000	PA	Monte Dourado	Tingilingi	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-56,172303	-0,142269	PA	Óbidos	Traíra	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-48,419092	-1,424089	PA	Belém	Utinga - água preta	INPA
<i>C. lancifer</i>	-48,243375	-1,360939	PA	Benevides		MPEG

<i>C. lancifer</i>	-48,120042	-1,626536	PA	Bujaru		MPEG
<i>C. lancifer</i>	-57,760800	-6,226469	PA	Jacareacanga		DZUP
<i>C. lancifer</i>	-55,521244	-1,901422	PA	Óbidos		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-54,698736	-2,439436	PA	Santarém		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-54,303950	-2,490933	PA	Taperinha		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. lancifer</i>	-49,677764	-3,765969	PA	Tucuruí		Edmonds & Zidek 2010
<i>D. ater</i>	-48,490158	-1,455753	PA	Belém		MNRJ
<i>D. maculatus</i>	-56,859456	-5,147692	PA	Jatobal		INPA
<i>D. maculatus</i>	-36,883333	-7,466667	PB	São José dos Cordeiros	(RPPN) Faz. Almas (650m)	Santos 2012
<i>N. rufipes</i>	-36,883333	-7,466667	PB	São José dos Cordeiros	(RPPN) Faz. Almas (650m)	Santos 2012
<i>C. ensifer</i>	-34,860858	-7,145711	PB	João Pessoa	Mata do Buraquinho (=Jd. Bot. Benjamim Maranhão)	Endres <i>et. al.</i> 2005
<i>C. ensifer</i>	-35,125481	-6,690931	PB	Mamanguape	Rebio Guaribas	Edmonds & Zidek 2010
<i>D. maculatus</i>	-38,283333	-7,983333	PE	Serra Talhada	429m "private farm"	Mayer & Vasconcelos 2013
<i>N. rufipes</i>	-38,283333	-7,983333	PE	Serra Talhada	429m "private farm"	Mayer & Vasconcelos 2013
<i>C. ensifer</i>	-34,951372	-8,055450	PE	Recife	Campus UFPE	Edmonds & Zidek 2010
<i>D. ater</i>	-42,803722	-5,092219	PI	Teresina		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-49,999142	-25,247214	PR	Ponta Grossa	(Vila Velha) Reserva IAPAR BR-376	DZUP
<i>N. rufipes</i>	-50,350000	-23,416667	PR	Ribeirão do Pinhal	Bairro Jardim Bandeirantes	Silva & Santos 2012
<i>O. discicolle</i>	-48,979722	-25,439167	PR	Quatro Barras	Banhado (estacao de trem)	DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-49,307481	-25,426186	PR	Curitiba	Barigui	Edmonds & Zidek 2010
<i>N. ruficollis</i>	-49,307481	-25,426186	PR	Curitiba	Barigui	DZUP
<i>C. exaratus</i>	-53,842464	-24,295669	PR	Palotina	Campus UFPR	Caron, 2014 (comunicação pessoal)
<i>C. exaratus</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>D. maculatus</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>N. ruficollis</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>N. rufipes</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>O. erythrurum</i>	-49,232389	-25,445694	PR	Curitiba	Centro Politécnico - UFPR	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,158725	-25,321897	PR	Colombo	Embrapa BR-476 Km 20	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,964722	-25,636942	PR	Guarapuava	Est. Aguas Santa Clara	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-48,926111	-25,780639	PR	Guaratuba	Estrada Castelhanos, 300m	INPA

<i>O. discicolle</i>	-49,606433	-25,223625	PR	Campo Largo	Estrada do Cerne - Km 45	DZUP
<i>D. maculatus</i>	-49,694867	-24,230767	PR	Jaguariaíva	Estrada p/ P. E. do Cerrado, 863m	MPEG
<i>N. rufipes</i>	-49,694867	-24,230767	PR	Jaguariaíva	Estrada p/ P. E. do Cerrado, 863m	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-50,244528	-23,422517	PR	Jundiá do Sul	Fazenda Monte Verde	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,149956	-23,250286	PR	Londrina	Heimtal (=distrito de Londrina)	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-48,849886	-25,453564	PR	Morretes	IAPAR	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,986389	-26,512222	PR	Palmas	IFPR	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-48,981667	-25,496111	PR	Piraquara	Manancial Serra do Mar 1000m	INPA
<i>O. discicolle</i>	-48,918678	-25,439583	PR	Morretes	Marumbi (500m)	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-48,887222	-25,854222	PR	Serra do mar	Morro dos Perdidos 900m	INPA
<i>O. discicolle</i>	-49,666111	-24,170556	PR	Jaguariaíva	Parque Estadual do Cerrado	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-50,247494	-25,042594	PR	Ponta Grossa	Parque Estadual Vila Velha	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-50,258889	-24,562500	PR	Castro	Parque Estrada Guartelá 1000m	INPA
<i>O. discicolle</i>	-50,163314	-25,094583	PR	Ponta Grossa	pedreira	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-50,587817	-24,285028	PR	Telêmaco Borba	Res. Samuel Klabin	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,955361	-23,917183	PR	Fênix	Reserva Est. ITCF	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-54,255967	-24,080294	PR	Guaíra	São João	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-48,982447	-25,574956	PR	São José dos Pinhais	Ser. Do Mar BR 277, km 54	DZUP
<i>C. ensifer</i>	-51,933803	-23,420981	PR	Maringá		DZUP
<i>C. ensifer</i>	-51,366700	-23,300000	PR	Rolândia		DZUP
<i>C. exaratus</i>	-51,169567	-23,304383	PR	Londrina		Ocampo 2006
<i>C. saphirinus</i>	-53,614444	-25,480000	PR	Cap. Leônidas Marques		MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-49,271992	-25,429703	PR	Curitiba		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-54,578439	-25,546975	PR	Foz do Iguaçu		DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-51,450000	-25,383300	PR	Guarapuava		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-49,717244	-25,767506	PR	Lapa		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-51,169567	-23,304383	PR	Londrina		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-53,983683	-25,244753	PR	Matelândia		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-50,163272	-25,094447	PR	Ponta Grossa		DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-53,180983	-25,421617	PR	Três Barras do Paraná		MCNZ
<i>D. ater</i>	-51,169567	-23,304383	PR	Londrina		DZUP
<i>D. maculatus</i>	-51,450000	-25,383300	PR	Guarapuava		MZSP

<i>D. maculatus</i>	-50,163272	-25,094447	PR	Ponta Grossa		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-51,366700	-23,300000	PR	Rolândia		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-53,741658	-24,725067	PR	Toledo		DZUP
<i>D. peruvianus</i>	-49,280983	-25,426317	PR	Curitiba		DZUP
<i>N. rufipes</i>	-51,450000	-25,383300	PR	Guarapuava		MZSP
<i>N. rufipes</i>	-50,163272	-25,094447	PR	Ponta Grossa		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,555552	-26,157722	PR	Bituruna		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-49,681900	-25,979400	PR	Campo do Tenente		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-53,614444	-25,480000	PR	Cap. Leônidas Marques		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-50,000000	-24,783300	PR	Castro		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,950000	-23,900000	PR	Fênix		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-54,583300	-25,550000	PR	Foz do Iguaçu		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-54,250000	-24,066700	PR	Guaira		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,700000	-24,250000	PR	Jaguariaíva		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-50,163272	-25,094447	PR	Ponta Grossa		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,793300	-26,096700	PR	Rio Negro		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-51,366700	-23,300000	PR	Rolândia		MNRJ, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-49,216700	-25,516700	PR	São José dos Pinhais		DZUP
<i>O. erythrurum</i>	-49,271992	-25,429703	PR	Curitiba		DZUP
<i>O. erythrurum</i>	-50,163272	-25,094447	PR	Ponta Grossa		MCNZ
<i>O. emarginatum</i>	-44,785464	-22,395581	RJ		16Km SE Itamonte, Pq. Nac. Itatiaia, Ponte Torta, 1850m	
<i>C. saphirinus</i>	-42,558333	-22,384444	RJ		17Km E Nova Friburgo, 750m	Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-43,201111	-22,494167	RJ	Petrópolis	Alto da Mosela	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,199044	-22,512375	RJ	Petrópolis	Bairro Bingen, 863m	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-42,983300	-22,433300	RJ	Teresópolis	Barreira	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,368306	-22,557914	RJ	Tinguá	Caminho da Represa Boa Esperança	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,210858	-22,951547	RJ	Rio de Janeiro	Corcovado	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-44,283333	-22,983339	RJ	Angra dos Reis	Fazenda Japuhya	MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-43,265204	-22,969985	RJ		Floresta da Tijuca	Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-43,265204	-22,969985	RJ	Rio de Janeiro	Floresta da Tijuca	DZUP, MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,208611	-22,543611	RJ	Petrópolis	Independencia	MNRJ

<i>D. maculatus</i>	-43,686950	-22,761517	RJ	Seropédica	Km 47 est Rio - São Paulo (UFRRJ)	MNRJ
<i>D. ater</i>	-43,686950	-22,761517	RJ	Itaguaí	Km-47 estrada Rio- S. Paulo (UFRRJ)	MNRJ
<i>O. emarginatum</i>	-42,495758	-22,375192	RJ	Nova Friburgo	Macaé de Cima, 1500m	DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-42,487175	-22,333342	RJ	Nova Friburgo	Mury	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-44,608475	-22,439308	RJ	Itatiaia	P. Nac. do Itatiaia, Trilha do Hotel Simon, 1250m	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-43,209422	-22,947581	RJ	Rio de Janeiro	Paineiras	DZUP
<i>O. emarginatum</i>	-43,011514	-22,441608	RJ	Teresópolis	Parque Nacional Serra dos Órgãos - 1500-1700m	MNRJ
<i>O. emarginatum</i>	-42,585092	-22,354516	RJ	Nova Friburgo	Pico da Caledônia, 2219m	DZUP
<i>C. saphirinus</i>	-43,011514	-22,441608	RJ	Teresópolis	Serra dos Órgãos	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-44,450000	-22,466700	RJ	Resende	Serrinha de Alambari	MNRJ
<i>O. emarginatum</i>	-42,989072	-22,454047	RJ	Teresópolis	Soberbo	MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-44,228936	-23,151947	RJ	Ilha Grande		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-44,566700	-22,500000	RJ	Itatiaia		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-42,538081	-22,293511	RJ	Nova Friburgo		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-43,192972	-22,520297	RJ	Petrópolis		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-42,983300	-22,433300	RJ	Teresópolis		MNRJ
<i>D. ater</i>	-43,385250	-22,854897	RJ	Deodoro		MNRJ
<i>D. ater</i>	-43,267472	-22,908600	RJ	Engenho Novo		MNRJ
<i>D. ater</i>	-43,174456	-22,933289	RJ	Flamengo		MNRJ
<i>D. ater</i>	-43,200603	-22,913089	RJ	Rio de Janeiro		MPEG
<i>D. maculatus</i>	-43,780228	-22,863944	RJ	Itaguaí		MNRJ
<i>D. maculatus</i>	-43,200603	-22,913089	RJ	Rio de Janeiro		MNRJ
<i>D. peruvianus</i>	-43,200603	-22,913089	RJ	Rio de Janeiro		MNRJ
<i>N. ruficollis</i>	-43,189967	-22,953189	RJ	Botafogo		DZUP
<i>N. ruficollis</i>	-43,267472	-22,908600	RJ	Engenho Novo		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-42,983300	-22,533300	RJ	Guapimirim		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-44,566700	-22,500000	RJ	Itatiaia		DZUP, MNRJ, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-44,273889	-22,940556	RJ	Jussara		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-42,998272	-22,496547	RJ	Teresópolis		DZUP, MCNZ
<i>O. emarginatum</i>	-44,422044	-22,796228	RJ	S. Bocaina		MZSP
<i>O. erythrurum</i>	-42,983300	-22,433300	RJ	Teresópolis		MCNZ
<i>D. ater</i>	-35,200881	-5,779144	RN	Natal		MNRJ

<i>N. rufipes</i>	-35,200881	-5,779144	RN	Natal		DZUP
<i>C. lancifer</i>	-62,842183	-10,281644	RO		9 Km NE Cacaúlândia	Edmonds & Zidek 2010
<i>D. maculatus</i>	-63,901961	-8,761825	RO	Porto Velho	Rio Tapirapé	MZSP
<i>O. cayennense</i>	-61,932075	-10,876547	RO	Ji-Paraná	V. Rondônia (378 Km S de Porto Velho)	DZUP
<i>C. lancifer</i>	-60,144586	-12,734061	RO	Vilhena		DZUP
<i>N. rufipes</i>	-60,149344	-12,750719	RO	Vilhena		DZUP
<i>O. cayennense</i>	-60,144586	-12,734061	RO	Vilhena		DZUP
<i>C. lancifer</i>	-61,299975	2,566783	RR	Mucujáí	Mata Apiáu	MPEG
<i>C. lancifer</i>	-62,164083	-0,990361	RR	Caracaráí	Vila Caicubi	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-62,101500	-1,029611	RR	Caracaráí	Vila Caicubi	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-62,102417	-0,976806	RR	Caracaráí	Vila Caicubi, trilha Bacaba	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-62,135694	-0,955444	RR	Caracaráí	Vila Caicubi, trilha Paraguai	MZSP
<i>C. lancifer</i>	-62,098833	-0,990861	RR	Caracaráí	Vila Caicubi, trilha Pupunha	MZSP
<i>D. ater</i>	-60,792600	4,193417	RR	Surumu		MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-51,367669	-29,878594	RS	Triunfo	(Copesul)	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,367669	-29,878594	RS	Triunfo	(Copesul)	MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-51,367669	-29,878594	RS	Triunfo	(Copesul)	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,118889	-29,945556	RS	Cachoeirinha	(EEA - IRGA)	MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-51,118889	-29,945556	RS	Cachoeirinha	(EEA -IRGA)	MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-51,177431	-30,052094	RS	Porto Alegre	(FZB)	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-53,210667	-29,089761	RS	Salto do Jacuí	(Horto da CEEE)	MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-51,716700	-29,966700	RS	São Jerônimo	(IRGA)	MCNZ
<i>N. rufipes</i>	-51,716700	-29,966700	RS	São Jerônimo	(IRGA)	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-53,947997	-28,392064	RS	Ijuí	Campus Unijuí	MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-51,440261	-29,247792	RS	Farroupilha	DESV. BLAUTH	MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-52,789986	-29,668794	RS	Candelária	H. Botucaráí	MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-53,834997	-29,658381	RS	Santa Maria	Morro da Caturrita - "Morro das Antenas"	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,123889	-30,047222	RS	Porto Alegre	Morro Santana	MCNZ
<i>C. exaratus</i>	-53,935342	-27,206475	RS	Derrubadas	Parque Est. Turvo	MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-53,935342	-27,206475	RS	Derrubadas	Parque Est. Turvo	MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-52,893269	-30,033375	RS	Cachoeira do Sul		MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-51,179656	-29,163442	RS	Caxias do Sul		MCNZ

<i>C. saphirinus</i>	-51,974767	-22,837800	RS	Colorado		MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-53,783300	-27,850000	RS	Santo Augusto		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-56,006525	-28,653889	RS	São Borja		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-50,580089	-29,446694	RS	São Francisco de Paula		MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-51,179656	-29,163442	RS	Caxias do Sul		MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-52,337572	-31,765231	RS	Pelotas		MNRJ
<i>D. maculatus</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MCNZ
<i>D. maculatus</i>	-52,750033	-28,563608	RS	Victor Graeff		MCNZ
<i>D. peruvianus</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MCNZ
<i>N. ruficollis</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,950000	-29,400000	RS	Arroio do Melo		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,966700	-30,116700	RS	Butiá		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-50,812706	-29,361756	RS	Canela		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-55,638564	-28,183933	RS	Garruchos		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,316700	-30,111100	RS	Guaíba		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,242744	-29,700625	RS	Portão		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-53,783300	-27,850000	RS	Santo Augusto		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-56,006525	-28,653889	RS	São Borja		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,716700	-29,966700	RS	São Jerônimo		MCNZ
<i>O. discicolle</i>	-51,978819	-31,362769	RS	São Lourenço do Sul		MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-51,178172	-29,918975	RS	Canoas		MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-52,337572	-31,765231	RS	Pelotas		DZUP
<i>O. erythrurum</i>	-51,242744	-29,700625	RS	Portão		MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-51,200000	-30,033300	RS	Porto Alegre		MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-50,580089	-29,446694	RS	São Francisco de Paula		MCNZ
<i>O. erythrurum</i>	-51,716700	-29,966700	RS	São Jerônimo		MCNZ
<i>C. saphirinus</i>	-49,233300	-26,433300	SC	Corupá	60m	Edmonds & Zidek 2010
<i>O. discicolle</i>	-49,233300	-26,433300	SC	Corupá	60m	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,333328	-26,283253	SC	São Bento do Sul	Rio Vermelho	DZUP
<i>C. exaratus</i>	-52,400000	-27,050000	SC	Nova Teutonia		Ocampo 2006

<i>C. exaratus</i>	-49,300464	-26,348275	SC	Rio Natal		Ocampo 2006
<i>C. exaratus</i>	-49,333503	-26,280969	SC	Rio Vermelho		Ocampo 2006
<i>C. saphirinus</i>	-48,833300	-26,300000	SC	Joinville		MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-52,400000	-27,050000	SC	Nova Teutônia		Edmonds & Zidek 2010, INPA
<i>C. saphirinus</i>	-51,074440	-26,898610	SC	Rio das Antas		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-49,333503	-26,280969	SC	Rio Vermelho		Edmonds & Zidek 2010, MNRJ, MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-49,383539	-26,249919	SC	São Bento do Sul		MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-48,634822	-26,258275	SC	São Francisco		Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-49,300000	-26,833300	SC	Timbó		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-50,395522	-26,177006	SC	Canoinhas		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-52,400000	-27,050000	SC	Nova Teutônia		MZSP
<i>D. maculatus</i>	-49,300000	-26,833300	SC	Timbó		MZSP
<i>D. peruvianus</i>	-52,400000	-27,050000	SC	Nova Teutônia		DZUP, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-49,066100	-26,919000	SC	Blumenau		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-44,450000	-22,466700	SC	Corupá		MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-48,833300	-26,300000	SC	Joinville		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-52,400000	-27,050000	SC	Nova Teutônia		MNRJ, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-51,074440	-26,898610	SC	Rio das Antas		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-49,333503	-26,280969	SC	Rio Vermelho		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-49,933300	-28,300000	SC	São Joaquim		DZUP
<i>O. discicolle</i>	-49,300000	-26,833300	SC	Timbó		MZSP
<i>O. erythrurum</i>	-49,333503	-26,280969	SC	Rio Vermelho		MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,628611	-23,571389	SP	São Paulo	Aclimação	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,657058	-23,544372	SP	São Paulo	Avenida Angélica	MZSP
<i>D. peruvianus</i>	-45,835681	-23,637211	SP	Salesópolis	Est. Biol. Boraceia	MZSP
<i>O. emarginatum</i>	-45,835681	-23,637211	SP	Salesópolis	Est. Biol. Boraceia	MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-45,835681	-23,637211	SP	Salesópolis	Est. Biol. Boracéia	Edmonds & Zidek 2010, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-45,835681	-23,637211	SP	Salesópolis	Est. Biológica Boracéia	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,728611	-21,613056	SP	Luiz Antonio	Est. Ecológica Jataí - mata ciliar	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-47,816667	-22,250000	SP	Itirapina	Estação Ecológica de Itirapina	MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-47,078808	-24,380278	SP		Estacao Ecológica Jureia-Itatins	MCNZ

<i>O. discicolle</i>	-45,628611	-22,825556	SP	Campos do Jordão	Eug. Lefèvre 1200m	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-45,628611	-22,825556	SP	Pindamonhangaba	Eug. Lefèvre 1200m	DZUP
<i>O. erythrurum</i>	-47,858289	-21,173689	SP	Ribeirão Preto	Fac de Medicina	MZSP
<i>D. peruvianus</i>	-47,858289	-21,173689	SP	Ribeirão Preto	Fac. Medicina	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-47,858289	-21,173689	SP	Ribeirão Preto	Fac. Medicina	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-44,566667	-22,633333	SP	São José do Barreiro	Faz. Do Bonito, Serra da Bocaina	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-48,533353	-24,186331	SP	Guapiara	Faz. Interv	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,168886	-23,341500	SP	Itú	Faz. Pau d'alho	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-49,293361	-20,604722	SP	Onda Verde	Faz. São João	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,255861	-21,346747	SP	Cajurú	Faz. Sta Carlota (hoje Faz. Sta. Cecilia)	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-47,178408	-22,220186	SP	Mogi Guaçu	Fazenda Campininhas	Edmonds & Zidek 2010
<i>N. rufipes</i>	-46,716647	-24,033111	SP	Porto Velho	Guaporé	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,607806	-23,591375	SP	São Paulo	Ipiranga	MZSP
<i>N. ruficollis</i>	-46,607806	-23,591375	SP	São Paulo	Ipiranga	DZUP
<i>N. rufipes</i>	-46,607806	-23,591375	SP	São Paulo	Ipiranga	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-46,607806	-23,591375	SP	São Paulo	Ipiranga	MZSP
<i>O. erythrurum</i>	-46,607806	-23,591375	SP	São Paulo	Ipiranga	DZUP
<i>O. discicolle</i>	-46,646369	-23,652167	SP	São Paulo	Jabaquara	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,733300	-23,450000	SP	São Paulo	Jaraguá	MZSP
<i>N. ruficollis</i>	-46,665100	-23,550947	SP	São Paulo	Jardim América, FM-USP	
<i>O. discicolle</i>	-46,316650	-23,783397	SP	Santo André	Paranapiacaba	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,299872	-23,777358	SP	Santo André	Paranapiacaba, Alto da Serra	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,699753	-24,516206	SP		Porto Cabral - Rio Paraná	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,641703	-23,565317	SP	São Paulo	rua Maestro Cardim, 987	MZSP
<i>C. saphirinus</i>	-44,422044	-22,796228	SP	Bananal	S. Bocaina	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-46,626303	-23,504097	SP	São Paulo	Santana	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,700000	-23,650000	SP	São Paulo	Santo Amaro	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-47,547731	-22,397394	SP	Rio Claro	Unesp - Instituto de Biociências	MZSP
<i>D. peruvianus</i>	-47,316700	-23,266700	SP	Itú	Vila Nova (Filtro)	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,620689	-23,651086	SP	São Paulo	Zoo Água Funda	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-48,414319	-23,492211	SP	Angatuba		MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-48,178536	-21,784717	SP	Araraquara		Edmonds & Zidek 2010

<i>C. ensifer</i>	-50,418733	-22,660456	SP	Assis	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-49,586956	-20,735356	SP	Bálsamo	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,592642	-20,893350	SP	Batatais	MCNZ
<i>C. ensifer</i>	-47,067083	-22,908133	SP	Campinas	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-48,539114	-20,711942	SP	Colina	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,620458	-21,903764	SP	Descalvado	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,404300	-20,535619	SP	Franca	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-51,343531	-20,428858	SP	Ilha Solteira	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,817042	-22,256806	SP	Itirapina	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,409803	-22,583725	SP	Limeira	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-49,928817	-21,034581	SP	Planalto	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-49,227242	-21,891856	SP	Reginópolis	MZSP
<i>C. ensifer</i>	-47,814867	-21,166572	SP	Ribeirão Preto	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-47,569575	-22,413400	SP	Rio Claro	Edmonds & Zidek 2010, DZUP
<i>C. ensifer</i>	-49,376206	-20,811750	SP	São José do Rio Preto	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-45,881733	-23,181339	SP	São José dos Campos	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. ensifer</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	MNRJ
<i>C. ensifer</i>	-49,293786	-21,203683	SP	Urupês	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-47,067083	-22,908133	SP	Campinas	MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-45,592203	-22,738658	SP	Campos do Jordão	Edmonds & Zidek 2010, MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-46,635478	-23,449283	SP	Cantareira	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-46,700000	-23,650000	SP	Santo Amaro	MNRJ
<i>C. saphirinus</i>	-46,564742	-23,689942	SP	São Bernardo	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	Edmonds & Zidek 2010
<i>C. saphirinus</i>	-45,547969	-22,957508	SP	Tremembé	Edmonds & Zidek 2010
<i>D. ater</i>	-47,067083	-22,908133	SP	Campinas	MNRJ
<i>D. ater</i>	-47,312614	-22,945450	SP	Monte Mor	DZUP
<i>D. maculatus</i>	-48,570311	-20,553533	SP	Barretos	MNRJ
<i>D. maculatus</i>	-47,426397	-21,996278	SP	Pirassununga	MZSP
<i>D. maculatus</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	MZSP
<i>D. peruvianus</i>	-47,067083	-22,908133	SP	Campinas	MNRJ
<i>N. ruficollis</i>	-46,883300	-23,516700	SP	Barueri	MZSP

<i>N. ruficollis</i>	-46,728453	-23,104269	SP	Jarinú	MZSP
<i>N. ruficollis</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-46,883300	-23,516700	SP	Barueri	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-47,404300	-20,535619	SP	Franca	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-46,728453	-23,104269	SP	Jarinú	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-47,426397	-21,996278	SP	Pirassununga	MZSP
<i>N. rufipes</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	MNRJ
<i>N. rufipes</i>	-45,414706	-23,795286	SP	São Sebastião	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,883300	-23,516700	SP	Barueri	DZUP, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,550000	-24,716700	SP	Iguape	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,316700	-23,266700	SP	Itu	MCNZ, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-44,422044	-22,796228	SP	S. Bocaina	MNRJ
<i>O. discicolle</i>	-46,564742	-23,689942	SP	São Bernardo	MNRJ, MZSP
<i>O. discicolle</i>	-47,900000	-22,016700	SP	São Carlos	MZSP
<i>O. discicolle</i>	-46,616700	-23,533300	SP	São Paulo	MZSP
<i>O. emarginatum</i>	-48,781283	-22,193158	SP	Boracéia	DZUP
<i>O. emarginatum</i>	-45,592203	-22,738658	SP	Campos do Jordão	MNRJ
<i>N. rufipes</i>	-46,820189	-11,624347	TO	Dianópolis	MPEG