Cenários de desmatamento e avaliação preditiva de perda de habitat na região de influência da rodovia BR-319

Marcelo Augusto dos Santos Junior[1]
Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça[1]
Vinícius Machado Rocha[1]
Rodrigo Marciente Teixeira da Silva[1]
Paulo Estefano Dineli Bobrowiec[1]
Valéria da Cunha Tavares[1,2]
Philip Martin Fearnside[1]

[1] Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Caixa Postal 2223 - 69.067-375 - Manaus - AM, Brasil
[2] Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Departamento de Zoologia - Instituto de Ciências Biológicas
Av. Antônio Carlos 6627 - 31.270-901
{masjr, pmlag, vinicius, pmfearn }@inpa.gov.br
{marciente, paulobobro, val.c.tavares}@gmail.com

Abstract. The deforestation is a major cause of forest degradation and habitat fragmentation in the Amazon. The destruction of habitat is the main threat to terrestrial mammal species. The BR-319 highway, abandoned since the year of 1988, is now proposed for reconstruction, threatening local biodiversity in Madeira-Purus interfluve. This interfluve is a region of high biodiversity and with heterogeneous ecosystems. We developed two scenarios of potential deforestation in the region of influence of Highway BR-319 with Dinamica-EGO software. The first scenario does not consider the reconstruction of the road (scenario without road) and the second considers the reconstruction of the highway in 2015 (scenario with road). Additionally we create ecological niche models to predict habitat suitability using Maxent software and derive the potential distribution of the fruit bat species *Artibeus obscurus*. To validate the deforestation model we used a modified fuzzy test and for the ecological niche model we used the receiver operating characteristic (ROC) curve. With the worst deforestation scenario (with the reconstruction of the highway) we calculate lost bat habitat. In the "without road" scenario the increase of deforestation is 5%, and in the "with road" scenario it is 11%. For this scenario, there is a 10% reduction in available habitat for the bat species.

Palavras-chave: LUCC modeling, niche modeling, Amazon, bats, Maxent, modelagem de LUCC, modelagem de nicho, Amazônia, morcegos, Maxent.

1. Introdução

Projetos governamentais de infraestrutura desencadeiam impactos ambientais e sociais na Amazônia. A reconstrução da rodovia federal BR-319, estabelecida ao longo do eixo central do interflúvio dos entre os rios Madeira e Purus, está prevista no Programa de Aceleração do Crescimento (PAC). Este interflúvio, com aproximadamente 270.000 km^2, abriga uma alta biodiversidade, associada à extraordinária heterogeneidade de ecossistemas existentes (MMA, 2007). A rodovia BR-319 foi abandonada em 1988 e hoje representa uma ameaça potencial dos ecossistemas naturais no interflúvio Madeira-Purus. A reconstrução da rodovia tem o potencial, ainda, de direcionar a pressão antrópica proveniente do Arco do Desmatamento, que se estende próximo ao sul do estado do Amazonas, para esta região e outras adjacentes via estradas planejadas ou existentes conectadas à BR-319 (Fearnside e Graça, 2006). Estudos demonstraram que a construção de estradas ilegais, ou mesmo as legais, está correlacionada à chance de ocorrência de desmatamento próximo a estas, abrindo acesso às florestas remotas, promovendo assim o avanço da fronteira agrícola e da atividade madeireira e, consequentemente, a valorização das terras (Soares-Filho et al., 2004, 2005; Ferreira et al., 2005).

A remoção massiva da cobertura florestal tem implicações ambientais graves, com consequências negativas ao regime hidrológico, clima e biodiversidade (Fearnside, 2008). A degradação e fragmentação dos habitats pela atividade humana são consideradas as principais ameaças às espécies de mamíferos terrestres no Brasil (Costa et al., 2005) e em particular, é sabido que espécies de morcegos são afetadas por perda de habitats naturais (Cosson et al. 1999).

Modelos espacialmente explícitos de uso e cobertura da terra podem ser adequados para as simulações preditivas de desmatamento. De fato, a formulação de cenários por meio de simulações preditivas de impactos de grandes obras viárias é primordial para fomentar discussões sobre políticas públicas e dar suporte às ações de gestores ambientais. No presente estudo testamos o estabelecimento de uma base preditiva para avaliar possíveis consequências do desmatamento em termos de perda de habitat de espécies terrestres, utilizando dados de uma espécie de morcego (*Artibeus obscurus*, Chiroptera: Phyllostomidae) como modelo. Como consequência, identificamos: (1) áreas sob a ameaça com as mudanças de uso da terra, (2) áreas com habitats propícios para a espécie alvo; (3) a previsão do impacto causado pela reconstrução da BR-319 nestes habitats identificados para a espécie.

2. Metodologia de Trabalho

2.1. Área de Estudo

Neste estudo para análise dos resultados adotamos os limites da Área sob Limitação Administrativa Provisória da rodovia BR-319 (ALAP BR-319) onde é esperado que a ocorrência dos efeitos diretos direto da rodovia. A área tem 154.000 km^2 e foi criada em 2006 com o objetivo de subsidiar estudos para a criação de unidades de conservação mediante a potencial degradação ambiental do empreendimento de reconstrução da estrada. Desde então foram criadas 11 novas unidades de conservação (5 federais e 6 estaduais), totalizando 28 unidades de conservação na ALAP BR-319. A partir do estabelecimento destas unidades era esperada a geração de uma "blindagem verde" ao redor do traçado da rodovia, com base no conceito de "estrada-parque". Para a criação dos modelos de desmatamento e nicho ecológico utilizamos uma área de modelagem que é formada pela ALAP BR-319 acrescida de uma zona tampão (*buffer*) de 100 km.

2.2. Modelagem de Uso e Cobertura da terra

Modelos espacialmente explícitos de uso e cobertura da terra são adequados para simulações preditivas de desmatamento. Utilizamos o modelo AGROECO (Fearnside et al., 2009) no *software* Dinamica EGO (Soares-Filho et al., 2002; Rodrigues et al., 2007). Para estimar o desmatamento futuro na ALAP BR-319, elaboramos dois cenários considerando todas as áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas) existentes até 2010. No primeiro cenário consideramos a não reconstrução da estrada (cenário "sem estrada") e no segundo, consideramos a reconstrução da estrada, prevista para 2015 (cenário "com estrada") e utilizamos as premissas do conceito "estrada-parque" que considera a floresta é "blindada" pelas áreas protegidas, o que impediria o avanço do desmatamento nessas áreas. No cenário "sem estrada" o modelo considera o histórico de desmatamento de nove anos (2000-2009) ocorrido na região da ALAP BR-319. Por sua vez, no cenário "com estrada" consideramos o desmatamento em áreas afetadas por rodovias trafegáveis (BR-364 e BR-230) para o mesmo intervalo de anos. Consideramos também, o conceito de superfície florestal agrária (Yanai et al, 2012) no cálculo das taxas de desmatamento a partir de mapas de uso da terra (INPE, 2012). As simulações de ambos cenários projetadas para o período de 2011 a 2030. Para validação do modelo utilizamos a comparação de similaridade recíproca (Soares-Filho et al., 2008) que confronta o mapa real e simulado de 2011 a partir de uma modificação do método *fuzzy*

(Hagen, 2003) já aplicado anteriormente em estudos de desmatamento na Amazônia (Barni, 2009; Fearnside et al., 2009; Yanai et al., 2012).

2.3. Modelagem de Nicho ecológico

Modelos de nicho ecológico utilizam funções para descrever as relações não aleatórias entre os registros de ocorrência das espécies e as variáveis ambientais. Nós usamos o algoritmo de máxima entropia presente no *software* Maxent versão 3.3.3k (Phillips et al, 2004, 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>) para mapear a adequabilidade de habitat e desta derivar a distribuição potencial da espécie. Baseado no princípio da máxima entropia (Jaynes, 1957), o Maxent utiliza apenas dados de presença e pseudo-ausências. Para gerar o modelo utilizamos os seguintes parâmetros na análise: *features*: *linear, quadratic and hinge*; *output format: logistic*; *random seed; remove duplicated presence records*; *radom test percentage*: 30; *regularization multiplier*: 1; *replicates*: 100; *replicated run type*: *subsample*; *maximum iterations*: 1000. Foram gerados 100 modelos com partição aleatória dos registros de ocorrência entre dados de teste ou validação (30%) e os dados de treinamento (70%). O resultado final analisado é a média dos 100 mapas de adequabilidade de habitat.

Modelos de nicho que utilizam somente dados de presença possuem limitações quanto ao efeito de viés amostral se algumas áreas da paisagem forem amostradas de forma mais intensa do que outras (Phillips et al. 2009). Para reduzir tendências espaciais de amostragem utilizamos a ferramenta *Gaussian kernel density* presente no conjunto de ferramentas *sdmtoolbox* (Brown, 2014) no *software* ArcGis para criar um arquivo *bias* a partir das localidades de ocorrência da espécie. Definimos uma distância espacial das localidades de ocorrências de 5 km para quantificar regiões espacialmente tendenciosas.

Por fim, utilizamos a análise ROC (*receiver operating characteristic*) para diagnóstico da qualidade do modelo (Deleo, 1993; Zweig e Campbell, 1993), que é mostrada por uma curva operacional para dados de treinamento e de teste (Fielding e Bell, 1997). A análise ROC é uma técnica que produz estimativas de omissão e comissão a partir de pseudo-ausências (Júnior e Siqueira, 2009) e baseia-se na medição da sensibilidade, que é a taxa de verdadeiros positivos (ausência de erro de omissão) versus o complemento da especificidade (1 menos especificidade) que é a taxa de falsos positivos (erro de comissão) (Phillips et al., 2004, 2006). A área sob a função ROC (AUC = *Area Under Curve*) dá uma única medida de precisão global que não é dependente de um limiar (Deleo, 1993; Phillips et al., 2004).

2.3.1. Distribuição e dados de ocorrência de *Artibeus obscurus* (Schinz, 1821)

A espécie escolhida como alvo para testar a perda de habitat é *Artibeus obscurus*, um morcego frugívoro grande (comprimento de antebraço 55-60 mm, peso 34-50 mm) pertencente à família Phyllostomidae cuja ocorrência se estende a partir da Venezuela (ao sul do Orinoco), sul e leste através das Guianas e Brasil, e a oeste com as terras baixas do leste da Colômbia, Equador, Peru e Bolívia (Marques Aguiar 2008). Espécies de *Artibeus* são consideradas especialistas em plantas do gênero *Ficus* (Moraceae) e também se alimentam frequentemente de frutos de *Cecropia* (Urticaceae) e tem papel fundamental na dispersão das sementes de ambas (Morrison, 1978; Fleming, 1986; Lobova et al., 2003; Lobova et al., 2009). Para a modelagem de nicho de *Artibeus obscurus* utilizamos 69 registros de ocorrência georreferenciados (49 para treinamento e 20 para validação). Os registros de ocorrência foram coletados em parcelas permanentes instaladas em 9 módulos do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) ao longo da BR-319, estes dados são do tipo RAP (*Rapid Assessment Program*) para uma área geográfica específica. Nesse caso, ao invés de um sistema de grade completo dos sítios padrão PPBio-PELD são utilizados pares de linhas da grade PPBio (módulos) permitindo maior abrangência

espacial. Os módulos foram instalados em intervalos de 40 a 60 km. Cada módulo é composto por 2 trilhas de 5 km, com parcelas terrestres padrão PPBio instaladas a cada quilômetro.

2.3.2. Variáveis Ambientais

O conjunto de dados ambientais para a modelagem de nicho ecológico (listado abaixo) foi obtido gratuitamente na internet e algumas variáveis foram derivadas a partir desses dados. Processamos as variáveis ambientais para a área de modelagem e padronizamos a resolução espacial para 500 m no *software* ArcGis. Realizamos um teste de correlação entre variáveis ambientais (máximo de correlação 0,321) no *software* ENMTools (Warren et al., 2010). As variáveis que utilizamos foram:

1. Dados climáticos: temperatura média anual (bio 01) e precipitação anual do Worldclim (Hijmans et al., 2005; <http://www.worldclim.org>) com resolução espacial de 1 km;
2. Dados topográficos: Altitude extraída de uma base de dados SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*, Jarvis et al., 2008) versão 4.1 do banco de dados com resolução espacial de 90 m (<http://www.cgiar-csi.org/data/srtm-90m-digital-elevation-database-v4-1>). A partir da altitude derivamos as variáveis de Declividade (em percentagem); Índice Topográfico Composto (Moore et al., 1993; Gessler et al., 1995) que calculamos com o conjunto de ferramentas *Geomorphometry and Gradient Metrics Toolbox* versão 1.01; Índice Topográfico de Posição (Jenness, 2006) que calculamos com o conjunto de ferramentas *Topography Toolbox* versão 9.1;
3. Dados Hidrológicos: Estresse Hídrico baseado em imagem de radar da temporada de baixa precipitação do satélite JERS-1 (*Japanese Earth Resources Satellite* 1) da JAXA (*Japan Aerospace Exploration Agency*), as imagens são do período entre 1995-1996, disponível em CD-ROM, com resolução espacial de 100 m; Direção de fluxo derivada a partir da base de dados SRTM com o conjunto de ferramentas *ArcHydroTools* 2.0;
4. Dados de Vegetação: Produtividade Primária Líquida (Running et al, 2004; Zhao et al., 2005), média de 2000-2012 derivada do produto MODIS 17A3 (<http://www.ntsg.umt.edu/project/mod17>), com resolução espacial de 1 km; Porcentagem de Cobertura Florestal (DeFries et al., 2000a,b), derivada do sensor AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) disponibilizada pela GLCF (*Global Land Cover Facility*), com resolução espacial de 1 km.

2.4. Distribuição potencial e perda de habitat

A distribuição potencial de *A. obscurus* (mapa binário de presença-ausência) foi obtida a partir da média dos mapas de adequabilidade de habitat mediante a aplicação de um limiar de corte de probabilidades de 20% (escolhendo todas as áreas com probabilidade maior ou igual a 20%). Para estimar a perda de habitat subtraímos do mapa de distribuição potencial original as áreas desmatadas até 2012 identificadas pelo Projeto PRODES (INPE, 2012) gerando a distribuição potencial atual (DPA) e também as áreas previstas como desmatadas no modelo AGROECO até 2030, cenário "com estrada", gerando a distribuição potencial futura (DPF) e calculamos valores de área e contribuição proporcional. A análise de perda de habitat se restringiu ao cenário "com estrada" por ser aquele que acarretaria o maior impacto para a biodiversidade em decorrência da maior supressão da cobertura florestal.

3. Resultados e Discussão

3.1. Modelagem de Uso e Cobertura da terra

Até o ano de 2012, 4% (6.233 km^2) dá área de floresta da ALAP BR-319 já havia sido desmatada. Ao final da simulação no cenário Sem Estrada haverá um acréscimo de

5% (7.772 km^2) no desmatamento totalizando 9% (14.005 km^2) em contrapartida no cenário Com Estrada haverá um acréscimo de 11% (16.265 km^2) na área desmatada, onde a remoção da cobertura florestal original até 2030 totalizará 15% (Figura 1). Ao final de 20 anos e com a construção da "estrada-parque" a área desmatada seria de 22.498 km^2, caso o empreendimento seja realizado. Entretanto os impactos da reconstrução da rodovia BR-319 podem ultrapassar os limites geográficos deste estudo, atingindo áreas ligadas por rede rodoviária atual e futura (Barni et al., 2009) e das estradas laterais planejadas pelo DNIT (Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes) que poderiam ligar a rodovia a outras sedes municipais (e.g. Tapauá, Manicoré ou Coari).

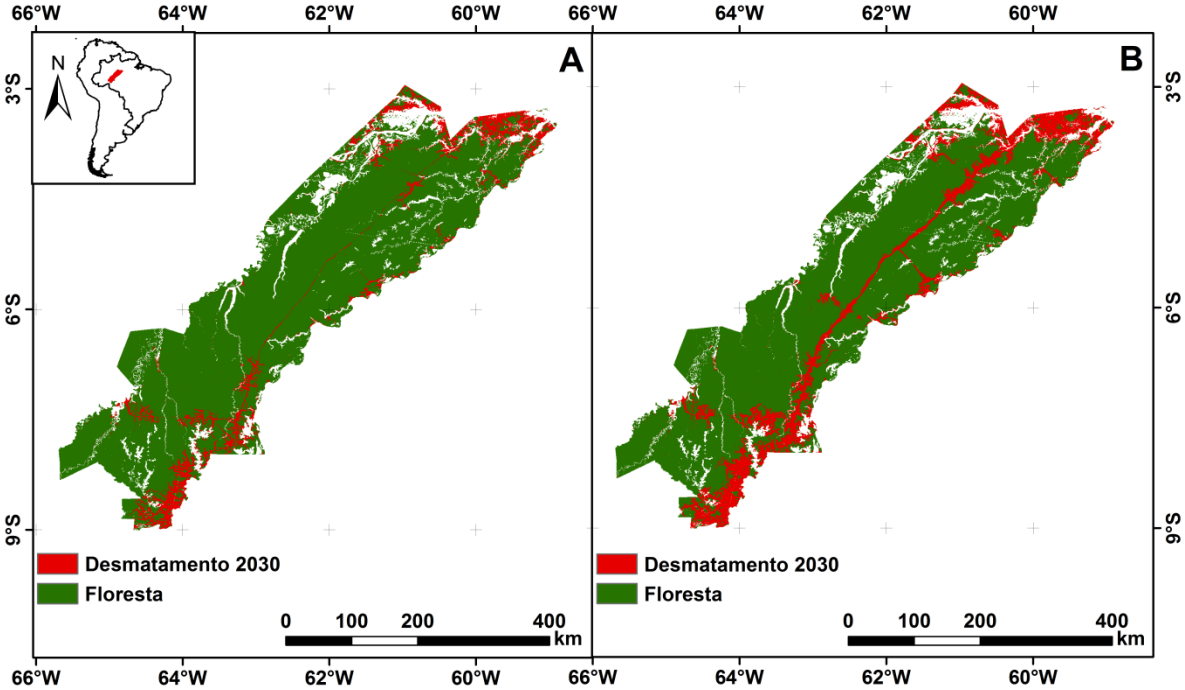

Figura 1. Projeções de desmatamento para 2030 do modelo AGROECO, em "A" cenário Sem Estrada e "B" cenário Com Estrada.

3.2. Modelagem de Nicho Ecológico

Deve notar-se que a probabilidade de adequabilidade de habitat depende dos detalhes da amostragem, bem como a distribuição espacial das amostras de ocorrência. O valor da AUC média foi de 0,718 com desvio padrão de 0,064. Este resultado torna o modelo aceitável e de acordo com os critérios estabelecidos para valores da AUC (Metz, 1986) obtivemos um modelo com média capacidade de previsão.

3.3. Distribuição potencial e perda de habitat

A espécie estudada, *Artibeus obscurus*, teve sua DPA prevista para 84% da área de estudo (131.295 Km^2) e sua DPF prevista para 74% (116.149). Em 20 anos haveria uma redução de 10% (15.146 Km^2) no habitat disponível para a espécie (Figura 2), na área da ALAP BR-319.

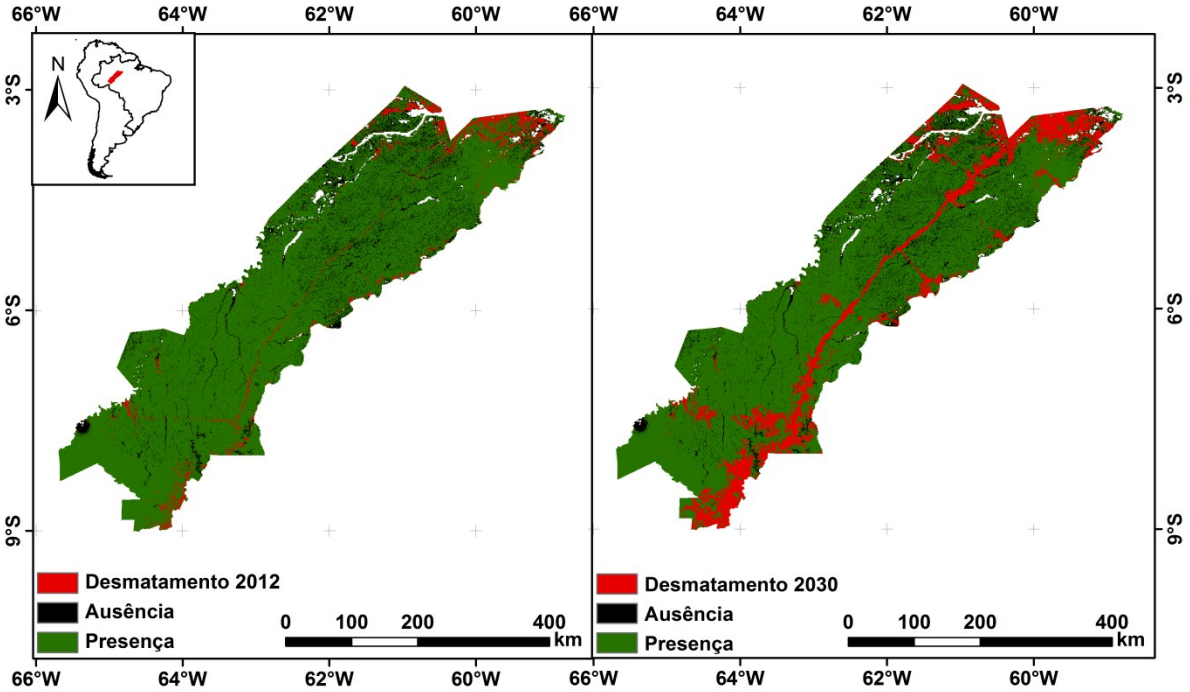

Figura 2. Distribuição potencial atual (DPA, à esquerda) e futura (DPF, à direita) prevista para *Artibeus obscuros* com desmatamento real atual (2012) e projetado para o futuro (2030).

A espécie é negativamente afetada sob a nova condição de cobertura da terra prevista para 2030 com a reconstrução da rodovia BR-319. Parte das áreas da distribuição potencial da espécie foi prevista para regiões desmatadas ao final da simulação. Dessa maneira as áreas com habitat adequado poderão efetivamente serem mais reduzidas, o que definiria uma perda de habitat potencial para um futuro próximo. Os nossos resultados são, portanto, consistentes com a hipótese de que o impacto do desmatamento ao longo da estrada reduzirá o habitat disponível para *Artibeus obscurus*. Morcegos do gênero *Artibeus* prestam serviços ecossistêmicos cruciais, são geralmente localmente abundantes e dispersam sementes de plantas pioneiras (e.g. *Cecropia*), auxiliando em processos de manutenção e regeneração natural de habitats florestais (Gardner, 1977; Fleming, 1986) e na manutenção de oferta de frutos para outros frugívoros. Dado a essas características é possível que grandes *Artibeus* tenham papel de espécies-chave em comunidades florestais e que a depleção de habitats potencialmente adequados para *A. obscurus* na área modelada tenha consequências diretas na conservação de outras espécies de frugívoros pertencentes às mesmas comunidades no entorno.

4. Conclusões

Iniciativas como a deste trabalho que integrem modelagem de desmatamento e modelagem de distribuição de espécies são importantes para estimar em termos quantitativos o impacto das políticas públicas de obras de infraestrutura sobre populações de espécies naturalmente distribuídas. Como a tendência dos padrões de desmatamento é a expansão para as áreas de florestas pristinas é certo o comprometimento do habitat destas espécies. Mesmo com a criação de algumas novas áreas protegidas para proteger as espécies da região, é necessária investigação para o manejo efetivo da área e também um esforço para a manutenção e manejo do que já foi estipulado como área preservada, com investimentos em inspeções, trabalhos de conscientização, além de pesquisas e monitoramento nessas unidades.

Agradecimentos

Agradecemos o auxílio financeiro do projeto "Cenários para a Amazônia: clima, biodiversidade e uso da terra", FINEP/MCTI, ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia dos Serviços Ambientais da Amazônia (INCT SERVAMB) (CNPq. Proc. 573810/2008-7, 610042/2009-2; FAPEAM Proc. 708565) e a Fábio Rohe pelos comentários úteis ao trabalho. Marcelo A. dos Santos Junior e Vinicius M. Rocha receberam bolsa DTI-2 do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências Bibliográficas

Barni E. P. **Reconstrução e asfaltamento da Rodovia BR–319: Efeito "dominó" pode elevar as taxas de desmatamento no Sul do Estado de Roraima, Brasil**. 2009. 136 p (INPA/UFAM-CDD19. ed.574.52642) Dissertação (Mestrado em Ciência de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2009.

Brown, J. L. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 7, p. 694-700, 2014.

Cosson, J. F.; Pons, J.M.; Masson, D. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, n. 4, p.515-534, 1999.

Costa, L. P.; Leite, Y. L. R.; Mendes, S. L.; Ditchfield, A. D. Mammal Conservation in Brazil. **Conservation Biology,** v. 19, n. 3, p. 672-679, 2005.

DeFries, R.; Hansen, M.; Townshend, J. R. G.; Janetos, A.C.; Loveland, T.R. **1 Kilometer Tree Cover Continuous Fields, 1.0**, Department of Geography, University of Maryland, College Park, Maryland, 2000a. Disponível em: <http://glcf.umd.edu/data/treecover/>. Acesso em 20/08/2013

DeFries, R.; Hansen, M.; Townshend, J. R. G.; Janetos, A. C.; Loveland, T. R. A new global 1-km data set of percent tree cover derived from remote sensing. **Global Change Biology**, v. 6, n. 2, p. 247-254, 200b.

Gessler, P. E.; Moore, I. D.; McKenzie, N. J.; Ryan, P. J. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. **International Journal of GIS,** v. 9, n. 4, p. 421-432, 1995.

Deleo, J. M. Receiver operating characteristic laboratory (ROCLAB): software for developing decision strategies that account for uncertainty. Proceedings of the **Second International Symposium on Uncertainty Modelling and Analysis**, p. 318-325. 1993.

Fearnside, P. M.; Graça, P. M. L. A.; Keizer, E.W.H.; Maldonado, F.D.; Barbosa, R.I.; Nogueira, E.M. Modelagem de desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na região sob influência da rodovia Manaus-Porto Velho (BR-319), **Revista Brasileira de Meteorologia,** v. 24, n. 2, p. 208-233, 2009.

Fearnside, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciência** v. 80, n. 1, p. 101-114, 2008.

Fearnside, P. M.; Graça, P. M. L. A. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to Central Amazonia. **Environmental Management,** v. 38, n. 5, p. 705-716, 2006.

Ferreira, L. V.; Venticinque, E.; Almeida, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados,** v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.

Fleming, T. H. Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. In Estrada, A.; Fleming, T. H. (Org.). **Frugivores and Seed Dispersal**. New York: Springer Publications, 1986, cap. 9, p. 105-118.

Fielding, A. H.; Bell, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation,** v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.

Gardner, A. L. Feeding habits. In Baker, R. J.; Jones, J. K. Jr.; Carter, D. C. (Org.) **Biology of the bats of the New World family Phyllostomatidae**, part II, Special Publications, Museum of Texas Tech University, 1977, n. 13, p. 293-350.

Gessler, P. E.; Moore, I. D.; McKenzie, N. J.; Ryan, P. J. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. **International Journal of GIS,** v. 9, n. 4, p. 421-432, 1995.

Hagen, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science,** v. 17, n. 3, p. 235-249, 2003.

Hijmans, R. J.; Cameron, S. E.; Parra, J. L.; Jones, P. G.; Jarvis, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology,** v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto PRODES: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite. 2012. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/>. Acesso em: 22 mar. 2013.

Jarvis, A.; Reuter, H. I.; Nelson, A.; Guevara, E. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4**. 2008, Disponível em: <http://srtm.csi.cgiar.org>. Acesso em: 10.fev. 2013.

Jaynes, E. T. Information theory and statistical mechanics. **Physical Reviews,** v. 106, n. 4, p. 620-630, 1957.
Jenness, J. **Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.3a**. Jenness Enterprises. 2006, Disponível em: <http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>. Acesso em: 10.mar. 2013.
Júnior, P. de M.; Siqueira, M. F. de. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade,** v. 5, n. 1-2, p. 1-2, 2009.
Lobova, T. A.; Mori, S. A.; Blanchard, F.; Peckham, H.; Charles-Dominique, P. Cecropia as a food resource for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. **American Journal of Botany**, v. 90, n. 3, p. 388-403, 2003.
Lobova, T. A.; Eiselman, C. K. G.; Mori, S. A. **Seed dispersal by bats in the Neotropics**. New York: New York Botanical Garden Press, 2009, xiii, 471p.
Marques-Aguiar, S. A. 2008. Genus *Artibeus* Leach, 1821. In Gardner, A.L. (Ed.) **Mammals of South America volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats**. Chicago: Univ. of Chicago Press, 2007. p. 301-320.
Metz, C.E. ROC methodology in radiologic imaging. **Investigative Radiology,** v. 21, n. 9, p. 720-733, 1986.
MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade do Médio Madeira: bases científicas a para propostas de conservação**. In: Py-Daniel, L. R.; de Deus, C. P.; Henriques, A. L.; Pimpão, D. M.; Ribeiro, O. M. (Org.) Manaus, INPA, 2007. cap. 3, 244 p.
Moore, I. D.; Gessler, P. E.; Nielsen, G. A.; Petersen, G. A. Terrain attributes: estimation methods and scale effects. In Jakeman, A. J.; Beck, M. B.; McAleer, M. (Org.) **Modeling Change in Environmental Systems**, Wiley, London, p. 189-214. 1993.
Morrison, D. W. Foraging ecology and energetics of the frugivorous bat *Artibeus jamaicensis*. **Ecology**, v. 59, n. 4, p. 716-723. 1978.
Phillips, S. J.; Dudík, M.; Elith, J.; Graham, C.H.; Lehmann, A.; Leathwick, J.; Ferrier, S. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudoabsence data. **Ecological Applications,** v. 19, n. 1, p. 181-197, 2009.
Phillips, S. J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling,** v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.
Phillips, S. J.; Dudík, M.; Schapire, R. E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Proceedings of the **Twenty-First International Conference on Machine Learning,** p. 655-662. 2004.
Rodrigues, H. O.; Soares-Filho, B. S.; Costa, W. L. S. Dinamica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 13., 2007, Florianópolis. **Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: INPE, 2007. Artigos, p. 3089-3096. On-line. ISBN 978-85-17-00031-7. Disponível em: <http://bibdigital.sid.inpe.br/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.06.17.59>. Acesso em: 10 ago. 2014.
Running, S. W.; Nemani, R. R.; Heinsch, F. A.; Zhao, M.; Reeves, M.; Hashimoto, H. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. **BioScience,** v. 54, n. 6, p. 547-560, 2004.
Soares-Filho, B. S.; Rodrigues, H. O.; Costa, W. L. Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO. 1 ed. Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil. 2009. Disponível em: <http.www.csr.ufmg.br/dinamica/>. Acesso em 10 julho de 2013.
Soares-Filho, B. S.; Nepstad, D. C.; Curran, L.; Cerqueira, G. C.; Garcia, R. A.; Ramos, C. A.; McDonald, A.; Lefebvre, P.; Schlesinger, P.; McGrath, D. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados,** v. 19, n. 54, p. 138-152, 2005.
Soares-Filho, B. S.; Alencar, A.; Nepstad, D. C.; Cerqueira, G. C.; Diaz, V. M.; Rivero, S.; Solórzano, L.; Voll, E. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. **Global Change Biology,** v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004.
Soares-Filho, B. S.; Pennachin, C.; Cerqueira, G. Dinamica - a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling,** v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002.
Warren, D. L.; Glor, R. E.; Turelli, M. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. **Ecography,** v. 33, n. 3, p. 607-611, 2010.
Yanai, A. M.; Fearnside, P. M.; Graça, P. M. L. A.; Nogueira, E.M. Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. **Forest Ecology and Management,** v. 282, p. 78-91, 2012.
Zhao, M.; Heinsch, F. A.; Nemani, R. R.; Running, S. W. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. **Remote Sensing of Environment,** v. 95, n. 2, p. 164-176, 2005.
Zweig, M. H.; Campbell, G. Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. **Clinical Chemistry,** v. 39, n. 4, p. 561-577, 1993.