



## **RELATÓRIO TÉCNICO**

**Superintendência dos Meios Físico e Biótico – SFB**

**Diretoria Socioambiental - DS**

**Altamira - PA**

# **Modelagem de Distribuição de Espécies da Região da UHE Belo Monte**

**UHE BELO MONTE**

**EMPRESA  
NORTE ENERGIA S.A.**

**NÚMERO/CÓDIGO DO DOCUMENTO  
RT\_SFB\_Nº045\_Modelagem-DME\_25072016**

**Julho/2016**

## QUADRO DE CONTROLE DE REVISÕES

---

REV.	DATA	HISTÓRICO	NOME DO TÉCNICO	FUNÇÃO
00	24/06/2016	Elaboração	Thiago Rangel	Consultor Técnico
01	25/07/2016	Revisão	Laurenz Pinder	Gerente Meio Biótico

## SUMÁRIO

---

1. APRESENTAÇÃO E RESUMO .....	1
2. INTRODUÇÃO.....	2
3. METODOLOGIA.....	4
4. RESULTADOS .....	7
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	15
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18

## 1. APRESENTAÇÃO E RESUMO

Esse documento apresenta os resultados da Modelagem de Distribuição de Espécies na região da UHE Belo Monte.

**Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE)** é feita através da estimativa do nicho ecológico das espécies com base nas condições ambientais observadas nos locais onde a espécie foi amostrada. Para tanto, MDE assume três importantes fatores: (1) as variáveis ambientais utilizadas na análise são aquelas que determinam sua distribuição geográfica, (2) o desenho amostral é suficiente para caracterizar todas as condições ambientais toleráveis pela espécie, e é representativo da distribuição geográfica total da espécie e completamente livre de vieses, e (3) o nicho ecológico da espécie pode ser estimado com base nos dados de ocorrência geográfica. Por fim, MDE é frequentemente empregada para estimar o grau de adequabilidade das condições ambientais em determinado local, dado as condições ambientais observadas no local e o nicho estimado da espécie.

Conforme parecer 02001.001437/2016-51 CGENE/IBAMA, em referência ao parecer 02001.000475/2016-97 COHID/DILIC/IBAMA, em resposta a Nota Técnica 39 SFB/Norte Energia (doc. CD 0372/2015 – DS), a seguinte metodologia foi estabelecida para a Modelagem de Distribuição de Espécies em Belo Monte:

- a) Quatro grupos de espécies foram estabelecidos: (i) fauna indicadoras, (ii) fauna com registro exclusiva na ADA, (iii) flora indicadoras e (iv) flora com registro exclusivo na ADA.
- b) Utilizou-se todos os bancos de dados de registro de ocorrência da UHE de Belo Monte para caracterizar a distribuição atual de cada uma das espécies.
- c) Para caracterização ambiental foram utilizadas nove variáveis ambientais, aferidas através de sensores orbitais, em resolução de 250m, ao longo de toda a região da UHE Belo Monte.
- d) Para cada uma das espécies, de cada um dos grupos, estimou-se a distribuição potencial utilizando doze diferentes MDEs, que foram posteriormente combinados em um modelo médio (*ensembles of forecasts*).
- e) O modelo médio de cada espécie foi então avaliado em sua capacidade de prever as ocorrências registradas das espécies.

Modelos construídos para espécies com pouco registros de ocorrência foram incapazes de prever a distribuição observada da própria espécie. O aumento do número de registros de ocorrência melhora a capacidade de predição do modelo. Assim, a maior parte dos modelos construídos para as espécies indicadoras/alvo são satisfatórios, pois o número de registros de ocorrência é suficiente. Ao contrário, os modelos construídos para a maior parte das espécies com registros exclusivos na ADA são extremamente falhos, pois possuem baixíssimo poder de predição até mesmo dos dados observados. Portanto, não é recomendado utilizar os modelos de distribuição das espécies com registros exclusivos na ADA para qualquer tomada de decisão.

O principal fator determinante da distribuição potencial das espécies estudadas é o grau de desmatamento da área. Assim, deve haver um esforço para impedir o avanço do desmatamento na região de Altamira e UHE Belo Monte, assim como esforços para reflorestar áreas já degradadas. A reconstituição da vegetação original deve ampliar a distribuição potencial (área adequada para ocorrência) das espécies estudadas.

## 2. INTRODUÇÃO

Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) é o conjunto de técnicas estatísticas destinadas a inferir a distribuição de uma espécie no espaço e/ou no tempo (Rangel e Loyola 2012). A maior parte dos MDE parte da observação da presença e/ou ausência da espécie em uma dada localidade, mas toma por base as características ambientais do local onde a espécie foi considerada presente (ou ausente). Assim, MDE não pode ser considerada uma técnica espacialmente explícita, já que a coordenada geográfica da ocorrência da espécie não é utilizada na análise. Ao contrário, MDE é ambientalmente explícita, já que apenas as condições ambientais da localidade amostrada são utilizadas na inferência da distribuição da espécie.

Na MDE, as condições ambientais aferidas nos locais onde a espécie foi considerada presente (ou ausente) são utilizadas para caracterizar o conjunto de condições ambientais que a espécie é capaz (ou incapaz) de tolerar. Esse conjunto de condições adequados (ou inadequados) para a sobrevivência e reprodução da espécie é conhecido como nicho ecológico (Hutchinson 1957, 1978). Assim, a primeira inferência estatística feita pela MDE diz respeito ao nicho ecológico da espécie (veja abaixo), sendo a inferência sobre a adequabilidade ambiental de um determinado local uma segunda inferência, que é dependente da primeira. Portanto, é fundamental entender que a MDE depende conceitualmente da boa caracterização do nicho ecológico de cada espécie (Rangel e Loyola 2014), pois dela depende a inferência da presença (ou ausência) da espécie ao longo do espaço e do tempo.

Assim como em toda inferência estatística, a MDE exige que a amostragem de dados seja feita com cuidado (Oliveira *et al.* 2014; Tessarolo *et al.* 2014). Portanto, a tríade de diretrizes para desenho amostral é tão válida quanto em qualquer outra análise estatística: a amostragem precisa ser (1) representativa, (2) suficiente e (3) livre de vieses. Do ponto de vista da MDE, uma amostragem é (1) **representativa** se todos os registros de ocorrência (ou ausência) de espécies são verdadeiros (Tessarolo *et al.* 2014). Assim, indivíduos errantes ou em dispersão/migração não deveriam ser registrados. Portanto, os MDE assumem que a distribuição geográfica da espécie está em perfeito equilíbrio com o ambiente, tendo a espécie já ocupado todas as condições ambientais que são toleráveis por ela. Além disso, é preciso garantir que todas as características ambientais que influenciam a distribuição da espécie sejam mensuradas e incluídas na análise. Portanto, a incapacidade de identificar e medir variáveis ambientais relevantes para a sobrevivência da espécie é causa de erro em MDE.

O esforço amostral é (2) **suficiente** para MDE quando abarca amplas condições (gradientes) ambientais, tanto dentro quanto além dos limites de tolerância ambiental da espécie (Tessarolo *et al.* 2014). Por exemplo, se todo o esforço de captura de uma espécie ficar restrito a uma região com temperatura uniforme, não será possível determinar os limites

superiores (ambientes quentes) e inferiores (ambientes frios) de tolerância térmica da espécie. Assim, quando o esforço amostral é concentrado em uma única localidade, com condições ambientais uniformes, o nicho ambiental da espécie não pode ser propriamente caracterizado. Portanto, do ponto de vista da MDE, que exige a caracterização do nicho das espécies, a estratégia de esforço amostral deveria objetivar a maximização da caracterização ambiental da região, ao invés de concentrar grande esforço amostral em poucas áreas ambientalmente uniformes.

Por fim, uma amostragem para MDE é (3) **livre de vieses** quando o esforço amostral é distribuído ao longo do gradiente ambiental de maneira homogênea (Oliveira *et al.* 2014). A concentração ou sobre-amostragem da ocorrência da espécie em partes do gradiente ambiental (ambientes mais quentes, ambientes mais úmidos) pode falsamente induzir (enviesar) a estimativa de nicho ambiental da espécie, desta forma sugerindo que a espécie tem preferência pelo ambiente amostrado ou não é capaz de tolerar as condições ambientais pouco ou não amostradas.

Uma vez que o nicho ecológico da espécie seja inferido (caracterizado) pelo MDE, é possível inferir o grau de adequabilidade de condições ambientais não observadas. Do ponto de vista prático, significa a capacidade de inferir quão adequado é um determinado local onde a espécie não foi amostrada, **desde que as características ambientais do local não amostrado tenham sido também aferidas**. Conforme explicado acima, a MDE não utiliza a informação geográfica (e.g. distância e conectividade) para inferir a distribuição das espécies, mas apenas as características ambientais utilizadas para definir o nicho ecológico da espécie. Por exemplo, depois de amostrar a presença e ausência de uma espécie em algumas dezenas de localidades, **e aferir 5 variáveis ambientais** em cada uma dessas localidades, utiliza-se essa informação ambiental para caracterizar o nicho ecológico dessa espécie. Com base nesse modelo de nicho ecológico, é importante saber se a espécie pode também ocorrer em uma localidade específica, onde nunca houve qualquer esforço de amostragem para essa espécie. Entretanto, para inferir se a localidade não amostrada apresenta condições ambientais viáveis para essa espécie, **é preciso que todas as 5 variáveis ambientais utilizadas para caracterizar o nicho da espécie sejam medidas**. Caso essas 5 variáveis ambientais estiverem indisponíveis para essa localidade, **não será possível inferir a adequabilidade ambiental dessa localidade para a espécie em questão**. Ao contrário, basta saber as 5 variáveis ambientais para inferir o grau de adequabilidade ambiental da localidade, independentemente de sua localização geográfica.

O formato, tamanho e posição do nicho ecológico das espécies no espaço ambiental não é conhecido, e, portanto, precisa ser inferido a partir dos dados ambientais aferidos nos locais de amostragem da espécie (Rangel e Loyola 2014). Os MDE variam principalmente em relação a definição do nicho ecológico, podendo ser simples limites máximos e mínimos (envelope), relações estatísticas (modelos lineares e curvi-lineares), ou complexas relações parametrizadas por modelos de busca computacional (algoritmos de otimização). Muito se discutiu sobre os efeitos da incerteza na inferência do nicho ecológico, e vários pesquisadores chegaram a alegar a superioridade de alguns modelos sobre outros (ver Rangel e Loyola 2014). Entretanto, técnicas modernas de análise estatística sugerem que, na impossibilidade de definição do formato do nicho ecológico, melhor seria estimar o grau de incerteza causado pela inferência e combinar modelos conforme seu ajuste estatístico (Diniz-Filho *et al.* 2010, Kamino *et al.* 2011, Rangel e Loyola 2012, Tessarolo *et al.* 2014). Em MDE a combinação das

predições dos modelos ficou conhecida como *ensemble*, e consiste em dar maior peso para os MDE que são mais capazes de prever a distribuição de espécies observada em campo. Analogamente, os MDE com baixa capacidade de previsão dos dados observados recebem menor peso na construção do modelo final.

### 3. METODOLOGIA

A metodologia utilizada nas análises e resultados desse relatório seguem a proposta na Nota Técnica 039 da SFB/Norte Energia, e parecer 02001.000475/2016-97 COHID/IBAMA. Obviamente, as análises estão de acordo com limitações metodológicas e conceituais da MDE, assim como da disponibilidade de dados já coletados no âmbito dos estudos ambientais da UHE Belo Monte.

A seleção de espécies indicadoras seguiu quatro critérios básicos:

- a. Suficiência de registros de ocorrência na área de influência do empreendimento, incluindo áreas direta ou indiretamente afetadas;
- b. Dentre estas, a inclusão de espécies de anfíbios com história natural estreitamente ligada à interface entre ecossistemas aquáticos e terrestres e, portanto, mais sujeitos à alteração pelo soerguimento do lençol freático e inundação;
- c. Complementaridade de nichos ecológicos no conjunto de espécies selecionadas;
- d. Priorização por espécies com mais altos níveis de vulnerabilidade dentre aquelas com nichos ecológicos semelhantes.

Os registros de ocorrência de espécies que foram utilizados na MDE são oriundos de todos os programas ambientais da UHE Belo Monte, e não foram restritos apenas aos módulos RAPELD. Isso permite contornar parcialmente as limitações dos dados coletados nos módulos RAPELD (baixa cobertura ambiental), e ampliar a amostragem das condições ambientais propícias para a espécie. Assim, registros de atropelamento e resgate de fauna também foram utilizados. Em adição, foi também feito um esforço para verificação de registros de coleta na área da UHE Belo Monte originários de outras fontes.

No total foram selecionadas 35 espécies alvo/indicadoras (ANEXO 1), sendo 28 espécies animais e 7 espécies vegetais. A seleção das espécies inclui vertebrados terrestres considerados Vulneráveis ou Em Perigo de acordo com a Portaria ICMBio Nº 444/2014 e lista de espécies ameaçadas do Estado do Pará, bem como espécies consideradas indicadoras de qualidade ambiental, ou ainda que possuem seletividade por características peculiares de nicho ecológico. Por fim, foram também selecionadas espécies cujo limite de distribuição geográfica coincide com a margem esquerda ou direita do rio Xingu. A maior parte das espécies selecionadas como alvo/indicadoras está bem caracterizada pela amostragem já realizada ( $n > 30$ ), permitindo a estimativa de seu nicho ecológico com maior rigor e confiabilidade. Além disso, essas espécies abarcam ampla diversidade filogenética e funcional, podendo assim servir como representativas das demais espécies de mesma guilda ou com propriedades ecológicas semelhantes. Em outras palavras, o conjunto dos nichos ecológicos das 35 espécies selecionadas serve como guarda-chuva e representatividade da biodiversidade da região da UHE Belo Monte.

Cinco espécies animais indicadoras (*Ateles marginatus*, *Chiropodes utahickae*, *Phaethornis aethopyga*, *Saguinis niger* e *Saimiri ustus*) possuem dispersão restrita pelo Rio Xingu. Desta maneira, suas distribuições geográficas estão limitadas a apenas uma margem do rio. Entretanto, a MDE assume capacidade de dispersão ilimitada, o que claramente contradiz o caso específico das cinco espécies em questão. Para corrigir as predições do MDE, que claramente violam a realidade biogeográfica dessas espécies, aplicou-se uma máscara ao mapa de distribuição potencial da espécie.

Atendendo a demanda do órgão ambiental, conforme parecer 02001.001437/2016-51 CGENE/IBAMA, foram também levantadas as espécies com registro exclusivo dentro da ADA (ANEXO 2). Por este critério foram selecionadas 25 espécies, incluindo 14 espécies animais e 11 espécies vegetais. É importante ressaltar que dentre estas 13 espécies animais e 6 espécies vegetais não atingem o critério mínimo de registros de ocorrência ( $n < 30$ ). Portanto, é temerária qualquer inferência ou conclusão com base na distribuição estimada dessas espécies que foram pouco registradas.

b) Variáveis ambientais:

Foram utilizadas variáveis ambientais coletadas através de sensoriamento remoto (sensor orbital MODIS), com abrangência regional (toda a área do empreendimento), e alta resolução espacial (250m por observação, *pixel*). A utilização de variáveis ambientais coletadas através de sensoriamento remoto é amplamente difundida em estudos de MDE. A principal vantagem oferecida por esse tipo de variável é a ampla cobertura espacial, abarcando toda a região de estudo. Isso permite inferir a distribuição potencial de uma espécie em regiões até então nunca visitadas ou abrangidas pelo esforço amostral.

As variáveis ambientais utilizadas são (ANEXO 3):

- Temperatura média anual (MOD11A1)
- Índice de vegetação aprimorado (EVI, MOD13Q1)
- Índice de vegetação normalizado (NDVI, MOD13Q1)
- Fração de radiação fotosinteticamente ativa (FPar, MOD15A2)
- Índice de área foliar (LAI, MOD15A2)
- Produtividade primária bruta (GPP, MOD17A3)
- Produtividade primária líquida (NPP, MOD17A3)
- Porcentagem de área com cobertura de dossel (MOD44B)

As variáveis ambientais elencadas acima cobrem uma ampla gama de fatores ambientais relevantes para a distribuição geográfica das espécies. Por exemplo, as propriedades (a) fisiológicas das espécies podem ser caracterizadas principalmente por temperatura, produtividade primária, área foliar e radiação, enquanto que preferências por (b) tipo de habitat podem ser caracterizadas pelos índices de vegetação, produtividade primária e porcentagem de cobertura de dossel.

c) Modelos de Distribuição de Espécies:

Para cada espécie, foram utilizados 12 modelos diferentes para estimar o nicho ecológico, todos eles amplamente difundidos na literatura científica. São eles:

- BioClim (envelope bioclimático com limites simples)



- ENFA (desvio ambiental do ótimo do nicho climático)
- Habitat (distância ambiental do ótimo do nicho climático)
- GAM (modelo aditivo generalizado)
- GARP (algoritmo genético)
- GLM (modelo linear generalizado)
- Domain (distância ambiental multivariada)
- Gower (distância ambiental multivariada)
- MARS (regressão multivariada por *splines* adaptativos)
- MaxEnt (máxima entropia)
- Neutral Networks (redes neurais)
- Random Forest (árvores de classificação)

Os dados de registro das espécies foram aleatoriamente particionados em dois grupos: ajuste e teste. Os dados de ajuste foram utilizados para caracterização do nicho climático de cada espécie. Uma vez que o nicho tenha sido estimado, o modelo foi avaliado com base em sua capacidade de prever a distribuição geográfica das espécies nos dados de teste, que são conhecidos. Modelos que são capazes de prever com acuidade a ocorrência ou ausência nos dados de teste (baixo número de omissões e comissões) foram bem avaliados (índice de ajuste Kappa e TSS). O procedimento de avaliação de cada modelo, para cada espécie, foi repetido 1000 vezes, com diferentes partições aleatórias do conjunto de dados entre ajuste e teste. A capacidade de predição do final do modelo será aferida com base na média da avaliação do modelo entre todas as 1000 réplicas do procedimento.

Uma vez que cada modelo tenha sido avaliado para cada espécie, eles foram individualmente utilizados para inferir a distribuição geográfica de cada espécie ao longo de toda a extensão geográfica do empreendimento. Em seguida, as predições feitas por todos os modelos foram combinadas em um único mapa de adequabilidade ambiental para cada espécie, porém levando em consideração a avaliação da capacidade de predição de cada modelo (*ensembling*). Isso garante que modelos com baixa capacidade de predição tenham menos peso no modelo combinado, enquanto que a predição feita pelo modelo com maior capacidade de predição receberá maior peso.

O modelo combinado (*ensembled*) de cada espécie foi então avaliado em sua capacidade de prever a ocorrência da espécie nos locais onde de fato ela foi observada. Foram utilizadas cinco métricas para medir o grau de ajuste do modelo:

$$\begin{aligned} \text{Sensitividade} &= OV / O \\ \text{Especificidade} &= AV / A \\ \text{Acuidade} &= (OV + AV) / (OV + OF + AV + AF) \\ \text{Kappa} &= [\text{Acuidade} - PE] / [1 - PE] \\ \text{TSS} &= \text{Sensitividade} + \text{Especificidade} - 1 \end{aligned}$$

Onde *O* é o número total de ocorrências registradas, *A* é o número total de ausências registradas, *OV* é o número de ocorrências previstas corretamente pelo modelo, *AV* é o número de ausências previstas corretamente pelo modelo, *OF* é o número de ocorrências previstas erroneamente pelo modelo e *AF* é o número de ausências previstas erroneamente pelo modelo. Por fim,

$$PE = [(OV + OF) / (OV + OF + AV + AF)] \times [(AV + AF) / (OV + OF + AV + AF)]$$

Sensitividade mede a capacidade do modelo em prever corretamente a ocorrência observada da espécie, e portanto quantifica os erros de omissão. Por outro lado, especificidade mede a capacidade do modelo em prever corretamente a ausência de uma espécie, e portanto quantifica os erros de comissão. Assim, um modelo com alta sensibilidade e baixa especificidade tenderá a sobrestimar a ocorrência da espécie, enquanto um modelo de baixa sensibilidade e alta especificidade tenderá a subestimar a ocorrência da espécie. As estatísticas Acuidade, Kappa e TSS fazem um balanço entre capacidade de previsão de ocorrências e ausências.

Além de apresentar o mapa da estimativa da distribuição potencial de cada espécie, esse relatório também apresenta o mapa de riqueza estimada de espécies (soma da distribuição potencial estimada de espécies). Obviamente, como a seleção de espécies na análise não é exaustiva (não inclui toda a biodiversidade da região da UHE Belo Monte), o mapa de riqueza estimada de espécies precisa ser interpretado com muito cuidado.

## 4. RESULTADOS

As variáveis ambientais medidas por sensoriamento remoto (ANEXO 3) mostram um avançando processo de desmatamento na região de Altamira e ao longo da rodovia transamazônica (BR-230). O mapa de Cobertura Vegetal (ANEXO 3) indica que o desmatamento cobre a região da ADA da UHE Belo Monte quase completamente. Ao contrário, o mapa do Índice de Vegetação Normalizado indica a existência de extensa área com vegetação na porção sul da AID, bem como ao longo das duas margens do rio Xingu na porção norte da AID.

É importante ressaltar que, apesar da alta resolução espacial utilizada na MDE (250m), a transição abrupta de ambiente causada por desmatamento pode causar erros de estimativa da distribuição potencial das espécies. Assim, quando a ocorrência de uma espécie é registrada em um pequeno fragmento florestal, ou na borda de um grande fragmento, as variáveis aferidas por sensoriamento remoto podem ser dúbias com relação à qualidade ambiental do local exato do registro de ocorrência. Nesses casos, uma espécie característica de floresta densa pode ter seu nicho caracterizado como de ambiente aberto, ou vice-versa. Esse problema é ainda mais grave no caso de espécies raras e/ou com poucos registros de ocorrência, pois o nicho ecológico estimado por MDE pode ser completamente enviesado pela amostragem ou caracterização ambiental errônea.

Os mapas individuais de distribuição potencial estimada de cada espécie são apresentados no ANEXO 4 (espécies animais indicadoras/alvo), ANEXO 5 (espécies vegetais indicadoras/alvo), ANEXO 6 (espécies animais de registro exclusivo na ADA) e ANEXO 7 (espécies de registro exclusivo na ADA).

Nesses mapas, um local (*pixel*) representado em tom claro indica grande diferença ambiental em relação aos locais onde a espécie foi registrada. Portanto, tons claros são interpretados como baixo potencial de ocorrência da espécie no local. Ao contrário, uma região representada por um tom escuro apresenta grande similaridade ambiental em relação

aos locais onde a espécie já foi registrada. Portanto, tons escuros são interpretados como alto potencial de ocorrência da espécie no local.

Obviamente, nenhum dos mapas indica probabilidade de ocorrência de uma espécie, ou a própria distribuição da espécie. Ao contrário, os mapas são estimativas de uma distribuição potencial da espécie, esperada conforme o nicho ambiental que foi modelado. Por fim, é preciso manter em mente que as distribuições potenciais estimadas assumem vários pressupostos irrealistas, tais como capacidade de dispersão ilimitada e ausência de interações ecológicas entre as espécies.

### *Espécies indicadoras / alvo*

A avaliação das estatísticas de ajuste dos modelos individuais de cada espécie indicadora (ANEXO 1) mostra que todos os modelos possuem alta especificidade (capacidade de prever ausências onde a espécie não foi observada). Entretanto, a sensibilidade (capacidade de prever a presença onde a espécie foi de fato observada) dos modelos varia desde muito baixa (ex. *Artibeus obscurus*) até muito alta (ex. *Alexa grandiflora*). É também possível perceber que o grau de sensibilidade do modelo individual de cada espécie depende fundamentalmente do número de registros de presença da espécie em questão. Por exemplo, todas as espécies que possuem mais de 200 registros de ocorrência apresentam frequência de acerto de predição de presenças superior a 40%. Ao contrário, todas as espécies com menos de 50 registros de ocorrência tiveram frequência de acerto de presenças inferior a 10%. O balanço entre os sucessos de predição de presenças e ausências medidos pelas estatísticas Kappa e TSS mostram que, de fato, os melhores modelos são aqueles que foram construídos para as espécies com maior número de registros de ocorrência.

Os mapas estimados de distribuição potencial das espécies refletem a característica do ambiente no qual as espécies foram registradas. Conforme discutido acima, a região da UHE Belo Monte apresenta avançado grau de desmatamento. Assim, é natural esperar que a distribuição potencial estimada de quase todas as espécies também reflita os remanescentes florestais da região. Assim, ao assumir que a amostragem é suficiente para caracterizar a distribuição geográfica de todas as espécies, seria possível agrupar qualitativamente (análise visual) as espécies entre (i) as mais propensas a ocorrer em ambientes com algum grau de desmatamento, (ii) espécies com potencial de ocorrência apenas em ambiente florestal denso, e (iii) espécies com amplo potencial de ocorrência, independente do grau de desmatamento.

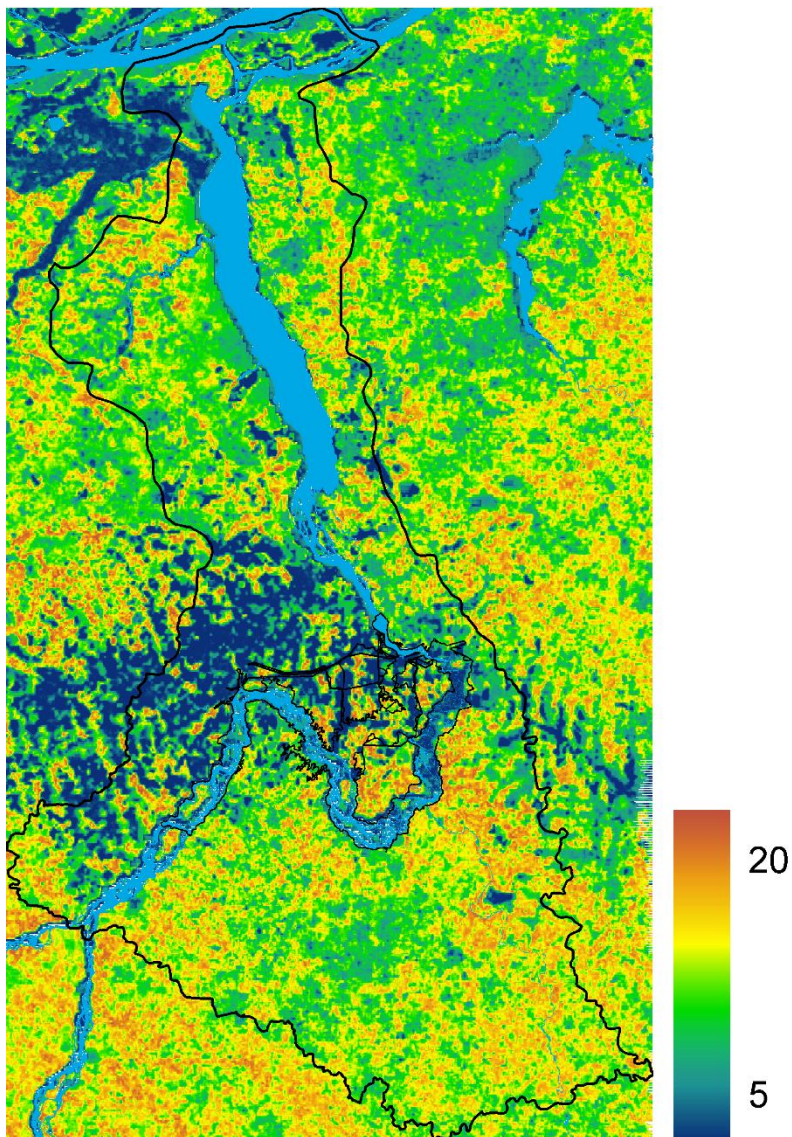
Entre as espécies com potencial de ocorrência em ambiente com algum grau de desmatado (i) podemos citar *Adelphobates castaneoticus*, *Chiropotes utahickae*, *Phaethornis aethopyga*, *Speothos venaticus*, *Bertholletia excelsa* e *Tabebuia serratifolia*. Entretanto, é preciso destacar que a literatura recomenda um mínimo de 30 registros de ocorrência para garantir acuidade na predição da MDE. Infelizmente *C. utahickae*, *P. aethopyga* e *S. venaticus* não atingiram esse mínimo recomendado, ficando limitados apenas a 15, 16 e 29 registros, respectivamente. Ao contrário, a distribuição de *A. castaneoticus*, *B. excelsa* e *T. serratifolia* foi caracterizada por, respectivamente, 382, 452 e 105 registros. Portanto, é improvável que a distribuição potencial estimada para essas espécies seja substancialmente enviesada por erro amostral.

Entre as espécies com potencial de ocorrência limitado a ambiente com cobertura vegetal densa (ii) é possível citar *Allobates magnussoni*, *Anodorhynchus hyacinthinus*, *Automolus ochrolaemus*, *Buteogallus schistaceus*, *Cathartes melambrotus*, *Cephalopterus ornatus*, *Ceratophrys cornuta*, *Dendrexetastes rufigula*, *Euglossa chalybeata*, *Hylophilus ochraceiceps*, *Hypsiboas boans*, *Pyrrhula lepida*, *Tayassu pecari*, *Vetreorana ritae*, *Alexa grandiflora*, *Helicostylis tomentosa*, *Inga alba* e *Vouacapoua americana*.

Por fim, entre as espécies com registro de ocorrência tanto em ambientes florestais quanto em ambientes desmatados (iii), e portanto com distribuição potencial estimada em ambientes com diferentes graus de desmatamento, podemos citar *Artibeus obscurus*, *Cabassous unicinctus*, *Coendou nycthemera*, *Lonchorhina aurita*, *Saguinus niger*, *Trigona williana*, *Gutteria poeppigiana*.

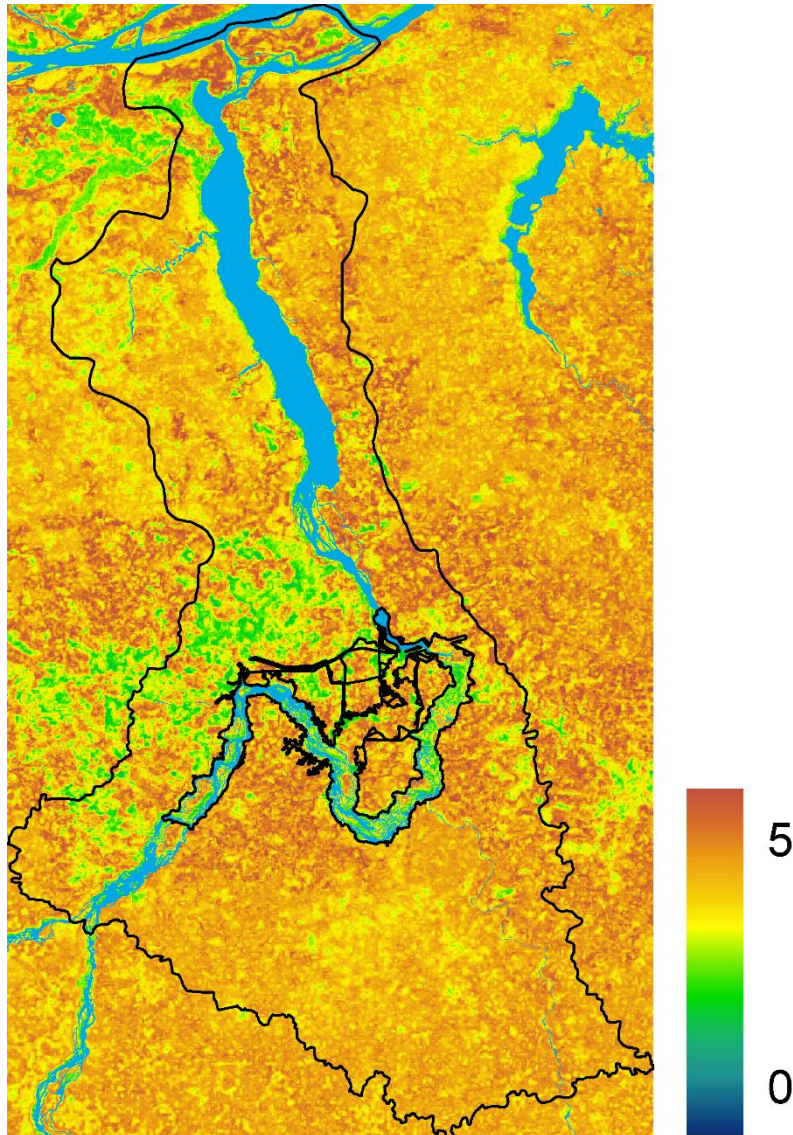
A distribuição potencial estimada de cada espécie animal indicadora/alvo foi somada, gerando um mapa de riqueza potencial de espécies (Fig. 1). Nesse mapa é possível perceber claramente o pronunciado efeito do desmatamento ao longo da região de Altamira (PA), da UHE Belo Monte e rodovia transamazônica. Também é possível perceber que entre as 28 espécies incluídas na análise, apenas cerca de quatro ou cinco espécies possuem distribuição potencial estimada em regiões de alto grau de desmatamento. Ao contrário, nas regiões de remanescentes florestais foi estimada a ocorrência de um grande número espécies, como por exemplo, na área da aldeia Paquiçamba, e Arara da Volta Grande do Xingu.





**Fig. 1.** Riqueza potencial de espécies animais alvo estimada através de MDE. No total, 28 espécies foram incluídas nessa análise (ANEXO 1). Cores “quentes” indicam alta riqueza estimada de espécies, enquanto cores “frias” indicam baixa riqueza estimada de espécies.

A riqueza potencial estimada para espécies vegetais indicadoras/alvo (Fig. 2) apresenta padrão semelhante ao estimado para as espécies animais. Na Fig. 2 é possível identificar o menor número (verde) de espécies estimadas nas áreas de maior desmatamento ao redor da UHE Belo Monte. Ao contrário, as regiões com maior riqueza estimada coincidem com as regiões de vegetação mais densa, sugerindo que o grau de desmatamento é o maior responsável pela propensão de ocorrência das espécies vegetais estudadas.



**Fig. 2.** Riqueza potencial de espécies vegetais alvo estimada através de MDE. No total, 7 espécies foram incluídas nessa análise (ANEXO 1). Cores “quentes” indicam alta riqueza estimada de espécies, enquanto cores “frias” indicam baixa riqueza estimada de espécies.

#### *Espécies com registro de ocorrência apenas na ADA*

Por exigência do parecer 02001.001437/2016-51 CGENE/IBAMA, fez-se um levantamento das espécies com registros de ocorrência apenas dentro da ADA. Todas as espécies com menos de oito registros em diferentes localidades foram excluídas da análise, pois o número mínimo **possível** de registros para MDE precisa ser igual ou superior ao número variáveis ambientais utilizadas na análise.

Mesmo seguindo a exigência do referido parecer, é preciso **ressaltar** que a modelagem de distribuição de espécies (MDE) raras é reconhecidamente difícil e extremamente sujeita a erros. Além disso, estudos que avaliaram metodologicamente a acuidade dos MDE recomendam que o número mínimo de 30 registros de ocorrência, dispersos ao longo de toda a distribuição da espécie, portanto capazes de representar a amplitude de condições ambientais adequada para sobrevivência e reprodução das espécies (Elith e Leathwick 2009, Hernandez *et al.* 2006, Oliveira *et al.* 2014; Tessarolo *et al.* 2014,



Wisz *et al.* 2008). Infelizmente, a maior parte das espécies com registro exclusivo na ADA são também espécies raras, e portanto com poucos registros de ocorrência. Por consequência, a maior parte das estimativas de distribuição de ocorrência dessas espécies não é estatisticamente confiável.

Uma outra dificuldade na MDE de espécies com registros exclusivos na ADA diz respeito a caracterização do ambiente em uma escala espacial tão restrita. A MDE é eficiente quanto aplicada ao longo de gradientes ambientais em escala regional. Ao contrário, a ADA da UHE Belo Monte é geograficamente pequena, e a maior parte da área é desmatada. A transição abrupta entre áreas desmatadas e fragmentos florestais pode gerar erros na caracterização do nicho da espécie, já que as variáveis aferidas por sensoriamento remoto apresentam resolução espacial de 250 metros. Por exemplo, o registro de uma ocorrência de uma espécie na borda de um fragmento florestal pode ser interpretado pela MDE como referente a uma espécie de ocorrência natural em ambientes abertos. Portanto, os registros de ocorrência dentro da ADA são muito propensos a erro, seja por consequência de observações espúrias (ex. indivíduos errantes), erros de identificação da espécie, erros de geo-referenciamento ou erros de caracterização ambiental.

Vinte e cinco espécies possuem registros de ocorrência exclusivos na ADA, sendo 14 espécies animais e 11 espécies vegetais. Entretanto, entre essas 25 espécies, apenas 6 espécies foram registradas em pelo menos 30 localidades diferentes. Assim, entre as 14 espécies animais, 13 (92,85%) não podem ter sua distribuição potencial estimada satisfatoriamente por MDE, pois as distribuições estimadas para estas espécies provavelmente sofrem de intenso erro amostral. Da mesma forma, entre as 11 espécies vegetais, 6 (55%) também não podem ter sua distribuição potencial estimada confiavelmente por MDE, pois as estimativas provavelmente estão muito influenciadas por desvios e erros amostrais.

Diante das dificuldades de modelagem da distribuição das espécies com registros exclusivos na ADA, não é surpreendente que a maior parte dos modelos sejam incapazes de prever até mesmo as presenças registradas. A sensibilidade (capacidade de prever a presença onde a espécie foi de fato observada) dos modelos construídos para as espécies com registro exclusivo na ADA (ANEXO 2) é extremamente baixa, e bastante dependente do número total de registros de ocorrência de cada espécie. Por exemplo, as duas únicas espécies que possuem modelos com sensibilidade maior do que 49% (*Monstera sp* e *Sapindus saponaria*) são também as com maior número de registros de ocorrência (69 e 94, respectivamente). Ao contrário, entre as espécies com 30 ou menos registros de ocorrência, o melhor modelo apresentou apenas 21% de acerto na predição correta da presença da espécie. Na verdade, entre estas espécies com 30 ou menos registros, em média os modelos apresentaram apenas 12% de sucesso na predição correta da presença da espécie.

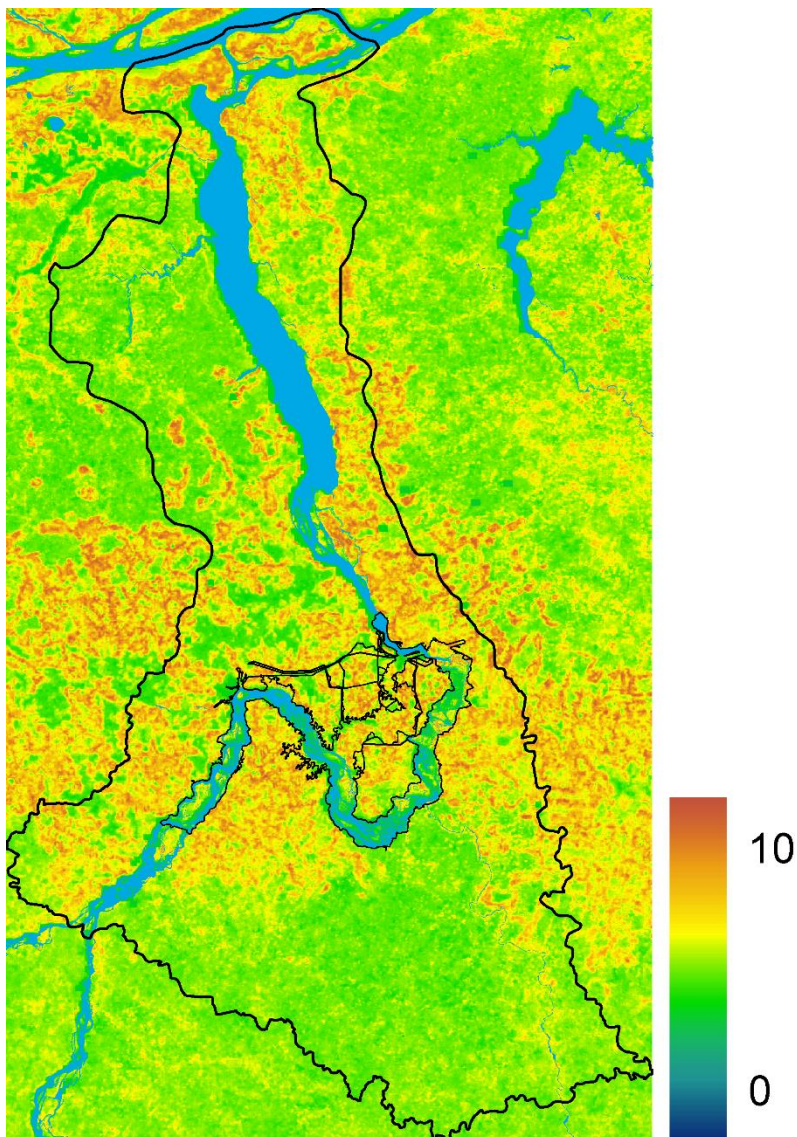
Devido ao baixo número de registros de ocorrência, em um domínio extremamente restrito, com transições abruptas de características ambientais, as estimativas da distribuição potencial das espécies restritas à ADA apresentam altíssima propensão a erros. O efeito desses erros pode ser observado nos mapas estimados da distribuição potencial dessas espécies com registro exclusivo na ADA (ANEXO 6). Assim, os MDE estimaram que a maior parte dessas espécies apresenta distribuição potencial nas áreas mais desmatadas da AID, já que a própria ADA é bastante desmatada e as espécies em questão foram registradas

apenas dentro dessa área. Por exemplo, as espécies *Aotus azare*, *Erythrolamprus oligolepis*, *Neusticurus cf ecpleopus*, *Oxytrigona obscura*, *Scaptotrigona bipunctata*, *Typhlophis squamosus*, *Byrsonima aerugo*, *Epidendrum anceps*, *Philodendron cf insigne* e *Swietenia macrophylla* encaixam na categoria de espécies com maior estimativa de ocorrência potencial em áreas desmatadas. Entretanto, existe um claro efeito de viés amostral (poucos registros de ocorrência) nessas estimativas, fazendo com que os mapas de distribuição potencial não sejam confiáveis.

Algumas espécies com registros exclusivos na ADA foram caracterizadas tanto em ambientes desmatados como em fragmentos florestais. Aliado ao fato de haver poucos registros para essas espécies, os MDE acabaram por prever uma distribuição potencial de ocorrência relativamente homogênea ao longo de toda a região da UHE Belo Monte. Estão nessa categoria as espécies *Melipona fuliginosa*, *Partamona ailyae*, *Pristimantis reichlei*, *Pseudoeryx plicatilis*, *Thamnodynastes pallidus*, *Clarisia ilicifolia*, *Serjania clematidifolia*. Novamente, essas espécies também foram pouco registradas, e portanto com estimativas de distribuição potencial pouco confiáveis.

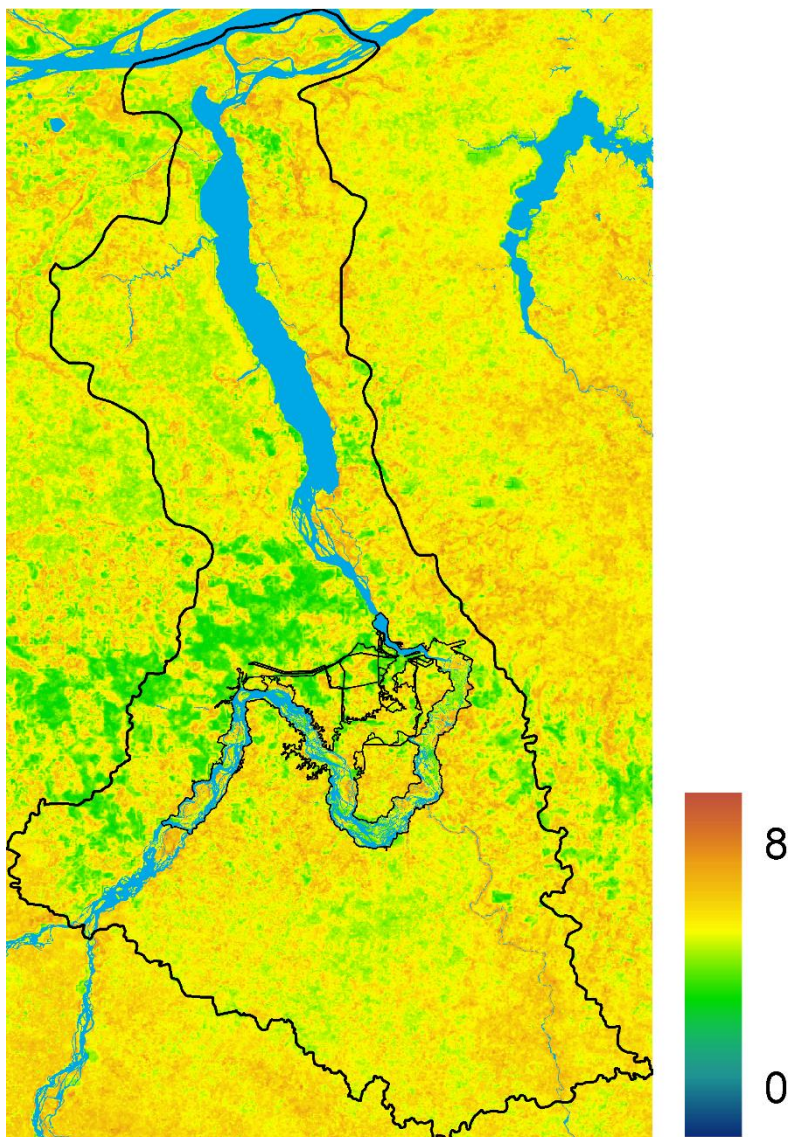
O mapa de riqueza de potencial de espécies animais registrados exclusivamente dentro da ADA demonstra o óbvio abuso dos pressupostos da Modelagem da Distribuição de Espécies (Fig. 3). Uma interpretação ingênua do mapa levaria a conclusão que essas espécies tendem a ocorrer em ambientes mais desmatados, ou em fragmentos florestais próximos de Altamira e UHE Belo Monte. Entretanto, é preciso destacar que esse mapa reflete apenas o viés da própria amostragem das espécies em questão, que é limitada a esse tipo de ambiente. Novamente, 92% das espécies incluídas na análise não apresenta número de registros suficiente para MDE, e portanto não é surpresa que as estimativas das distribuições potencial dessas espécies estejam erroneamente concentradas em áreas de ambientes degradados da ADA.





**Fig. 3.** Riqueza potencial de espécies animais com registro de ocorrência exclusivo na ADA. No total, 14 espécies foram incluídas nessa análise (ANEXO 2). Entretanto, esse mapa estimado sofre enorme influência de erros amostrais, pois 93% das espécies incluídas na análise não apresentam número suficiente de registros de ocorrência para uma estimativa confiável. Portanto, **não** é recomendável tirar conclusões ou tomar qualquer decisão com base nessa estimativa.

A distribuição potencial das 11 espécies vegetais com registros exclusivos na ADA puderam ser modeladas com mais sucesso, pois apresentavam maior número de registros de ocorrência. A figura 4 mostra em cores “quentes” os locais com maior concentração de distribuição potencial das referidas espécies, sugerindo que locais com avançado grau de desmatamento seriam menos adequado a estas espécies. Assim como no caso das espécies vegetais indicadores/alvo, as áreas das reservas indígenas Paquiçamba, e Arara da Volta Grande do Xingu concentram a maior proporção de distribuições potenciais das espécies vegetais com registros exclusivos na ADA.



**Fig. 4.** Riqueza potencial de espécies vegetais com registro de ocorrência exclusivo na ADA. No total, 11 espécies foram incluídas nessa análise (ANEXO 2). Entretanto, esse mapa estimado sofre enorme influência de erros amostrais, pois 55% das espécies incluídas na análise não apresentam número suficiente de registros de ocorrência para uma estimativa confiável. Portanto, **não** é recomendável tirar conclusões ou tomar qualquer decisão com base nessa estimativa.

## 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os Modelos de Distribuição de Espécies têm por objetivo inferir o nicho ecológico de espécies, e, com base no nicho ecológico, inferir o grau de **adequabilidade ambiental** de localidades onde a amostragem de espécies nunca foi realizada. O grau de adequabilidade é frequentemente interpretado como **distribuição potencial** da espécie, já que não existe nenhuma garantia estatística de que a espécie de fato tenha tido condição de chegar até o local. Uma outra interpretação comum da adequabilidade ambiental é como probabilidade de ocorrência da espécie na localidade. Entretanto, essa interpretação deve ser errada, pois os MDE não medem probabilidade de eventos, mas a similaridade das condições ambientais da localidade não amostrada com as condições ambientais onde a espécie foi registrada. Além



disso, a ocorrência de uma espécie em um local depende de vários fatores não ambientais, como por exemplo, densidade, movimentação, história de vida e período de atividade.

O uso mais comum de MDE diz respeito à inferência da distribuição geográfica de espécies ao longo de grandes extensões espaciais, abarcando regiões ou continentes (Aleixo *et al.* 2010, Collevatti *et al.* 2012, 2013, Diniz-Filho *et al.* 2010, Oliveira *et al.* 2009, 2012, Tessarolo *et al.* 2014). A aplicação de MDE em grandes escalas espaciais é recomendada devido a amplitude do gradiente ambiental ao longo de regiões e continentes, que facilita a definição das condições ambientais adequadas para as espécies. Além disso, os MDE são frequentemente empregados para a inferência da distribuição geográfica de grandes grupos de espécies, com foco em padrões espaciais de biodiversidade (Diniz-Filho *et al.* 2010, Oliveira *et al.* 2009, 2012, Rangel e Loyola 2012). Os MDE são também bastante utilizados para a inferência dos impactos sobre a biodiversidade de mudanças climáticas globais em grandes escalas temporais e espaciais (Aleixo *et al.* 2010, Collevatti *et al.* 2012, 2013). Os MDE são interessantes para estudar os efeitos das mudanças climáticas globais pois (1) assumem que as espécies são dependentes das condições ambientais em mudanças, (2) os modelos climáticos globais criados pelos climatólogos estão disponíveis em grandes escalas geográficas (continentes) e temporais (passado, presente, futuro, em resolução de anos, décadas e séculos), e (3) as variações climáticas previstas para o futuro não são pequenas ou insignificantes em relação ao nicho ambiental das espécies.

É importante ressaltar que **não existem registros na literatura científica do uso de MDE para a inferir impacto sobre uma determinada espécie, causado por perda ou transformação de habitat em escala local, em curto espaço de tempo.** Assim, **os MDE não servem para inferir o efeito de perda de habitat sobre a distribuição geográfica de uma espécie.** Além disso, **os MDE também não são capazes de prever o deslocamento da distribuição de uma espécie ao longo de pequena distância geográfica** (metros ou quilômetros). Também, **os MDE não foram construídos para identificar alterações da distribuição geográfica das espécies ao longo de curto prazo de tempo** (meses ou anos). Enfim, **os MDE não são ferramentas para a identificação de impacto de dinâmicas de habitat em curto espaço de tempo.**

Os motivos pelos quais os MDE não podem ser utilizados em pequenas escalas espaciais, temporais e taxonômicas estão relacionados às suas fontes de incerteza e aos pressupostos do nicho ecológico como único determinante da distribuição geográfica das espécies. Conforme explicado acima, os MDE assumem que a distribuição geográfica de uma espécie depende exclusivamente do nicho ecológico, que por sua vez depende exclusivamente das condições ambientais adequadas para a sobrevivência da espécie e das condições ambientais na região. Ao contrário, o deslocamento da distribuição geográfica das espécies em função de perda ou transformação de habitat não é detectável por meio do nicho ecológico. Obviamente, o deslocamento de populações em pequenas distâncias geográficas, em intervalo de poucos anos, depende de características intrínsecas da espécie (e.g. comportamento, capacidade de dispersão, taxa de natalidade e mortalidade), assim como características inerentes ao local (e.g. presença de competidores/predadores, sucessão ecológica, características fito-sociológicas da paisagem, grau de conectividade e permeabilidade da paisagem).

É preciso também destacar que a **aplicação de MDE na inferência de dinâmicas temporais na distribuição de espécies requer que o ambiente seja medido tanto no momento da amostragem (ambiente atual ou passado), quanto também sob o cenário de mudança (ambiente futuro ou atual)**. Por exemplo, para inferir que os possíveis impactos de mudanças climáticas sobre a distribuição de uma espécie, é preciso caracterizar o nicho ecológico da espécie no presente, e, ao assumir que o nicho é imutável ao longo do tempo, estimar a distribuição da espécie dadas condições climáticas futuras.

A MDE realizada para este relatório é extremamente atípica, pois MDE não é ferramenta apropriada para identificação de impactos em pequena escala espacial, temporal ou taxômica. De fato, não existe registro na literatura do uso de MDE para prever a mudança da distribuição de espécies em função de perda ou transformação de habitat, em escala de poucos quilômetros de distância, em intervalo de poucos anos, com foco em uma espécie determinada.

Seguindo as determinações do parecer 02001.001437/2016-51 CGENE/IBAMA, ainda que contrárias às recomendações científico/metodológicas de MDE, foram selecionadas 35 espécies indicadoras/alvo (28 espécies animais e 7 espécies vegetais), e 25 espécies com registros exclusivos dentro da ADA (14 espécies animais e 11 espécies vegetais). Foram construídos 12 modelos de distribuição para cada espécie, utilizando 8 variáveis ambientais. Os modelos foram posteriormente combinados (*ensembled*) em função de seu sucesso na predição das ocorrências observadas de cada espécie. **Conforme antecipado, as espécies raras e com poucos registros de ocorrência (principalmente as registradas exclusivamente na ADA), apresentaram modelos de distribuição extremamente falhos, incapazes de prever até mesmo as ocorrências já registradas. Por não haver qualquer evidência estatística da capacidade de modelar a distribuição observada de espécies raras, não é recomendado fazer qualquer interpretação da distribuição potencial predita por esses modelos falhos.**

Os modelos construídos para as espécies com pelo menos uma centena registros tiveram relativo sucesso em predizer as ocorrências observadas das espécies. Esses modelos, além de identificar particularidades da distribuição potencial de cada espécie, indicam que o fator mais importante na distribuição das espécies é o grau de desmatamento do local. Nesse sentido, é muito importante garantir que o desmatamento na região de Altamira e da UHE Belo Monte seja revertido, desta forma ampliando área de potencial ocorrência para as espécies estudadas.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A., Albernaz, A. L., Grelle, C. E. V., Vale, M. M. e **Rangel, T. F.** 2010. Mudanças Climáticas e a Biodiversidade dos Biomas Brasileiros: Passado, Presente e Futuro. *Natureza e Conservação*, 8:194-196.
- Ball, I. R., Possingham, H. P. and Watts, M. 2009. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. Chapter 14: Pages 185-195, in *Spatial conservation prioritization: Quantitative methods and computational tools*. Ed. Moilanen, A., Wilson, K. A. e Possingham, H.P. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., **Rangel, T. F.**, Bastos, R. P. e Pinto, M. P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge Gradients and Conservation Planning in a Biodiversity Hotspot. *Diversity and Distributions* 12:475-482.
- Colwell, R. K. e **Rangel, T. F.** 2009. Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*: 106: 19651-19658.
- Collevatti, R. G., Terribile, L. C., Lima-Ribeiro, M. S., Nabout, J. C., Oliveira, G., **Rangel, T. F.**, Rabelo, S. G. e Diniz-Filho, J. A. F. 2012. A couple phylogeographical and species distribution modelling approach recovers the demographic history of a Neotropical seasonally dry forest tree species. *Molecular Ecology* 21:5845-5863.
- Collevatti, R. G., Terribile, L. C., Oliveira, G., Lima-Ribeiro, M. S., Nabout, J. C., **Rangel, T. F.** e Diniz-Filho, J. A. F. 2013. Drawbacks to palaeodistribution modelling: the case of South American seasonally dry forest. *Journal of Biogeography* 40:345-358.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Pinto, M. P., **Rangel, T. F.**, Carvalho, P. e Bastos, R. P. 2006. Anuran species richness, complementarity and conservation conflicts in Brazilian Cerrado. *Acta Oecologica* 29:9-15.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Pinto, M. P., **Rangel, T. F.**, Carvalho, P., Vieira, S. L. e Bastos, R. P. 2007. Conservation biogeography of anurans in Brazilian Cerrado. *Biodiversity Conservation* 16:997-1008.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., **Rangel, T. F.**, Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. e Araújo, M. B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32:897-906.
- Diniz-Filho, J. A. F., Nabout, J. C., Bini, L. M., Loyola, R. D., **Rangel, T. F.**, Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B. 2010. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). *Insect Conservation and Diversity* 3:213-221.
- Eith, J. e Laethwick, J. R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:677-697.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L., Albert, D. L. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*. 22:415-427.
- Hutchinson, G. E. 1978. *An Introduction to Population Biology*. Yale University Press.
- Kamino, L. H. Y., Stehmann, J. R., Amaral, S., de Marco Jr, P., **Rangel, T. F.**, Siqueira, M. F., Giovanni, R. e Hortal, J. 2011. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters* doi: 10.1098/rsbl.2011.0942.

- Kamino, L. H. Y., de Marco Jr, P., **Rangel, T. F.**, Amaral, S., de Siqueira, M. F., de Giovanni, R., Stehmann, J. R. e Hortal, J. 2012. The application of species distribution models in the megadiverse Neotropics poses a renewed set of research questions. *Frontiers of Biogeography* 4:1-10.
- Levins, R. 1966. The strategy of model building in population biology. *American Scientist* 54:421-431.
- Ministério do Meio Ambiente, 2014. Portaria 444, de 17 de Dezembro de 2014. Diário Oficial da União.
- Oliveira, G., Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M. e **Rangel, T. F.** 2009. Conservation biogeography of mammals in the Cerrado biome under the unified theory of macroecology. *Acta Oecologica* 35:630-638.
- Oliveira, G., Araújo, M. B., **Rangel, T. F.**, Alagador, D., Diniz-Filho, J. A. F. 2012. Conserving the Brazilian semiarid (Caatinga) biome under climate change. *Biodiversity Conservation* 21:2913-2926.
- Oliveira, G., **Rangel, T. F.**, Lima-Ribeiro, M. S., Terribile, L. C. e Diniz-Filho, J. A. F. 2014. Evaluating, partitioning, and mapping the spatial autocorrelation component in ecological niche modeling: a new approach based on environmentally equidistant record. *Ecography* 37:637-647.
- Rangel, T. F.** e Loyola, R. D. 2012. Labeling Ecological Niche Models. *Natureza e Conservação* 10:119-126.
- Rangel, T. F.**, Bini, L. M., Diniz-Filho, J. A. F., Pinto, M. P., Carvalho, P. e Bastos, R. P. 2007. Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrad. *Applied Geography* 27:14-27.
- SEMA - Secretaria de Estado e Meio Ambiente do Pará. 2007. Resolução 054/2007 - Homologa a lista de espécies da flora e da fauna ameaçadas no Estado do Pará.
- Slik, F. *et al.* 2015. An estimate of the number of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Science, USA* 112: 7472-7477.
- Tessarolo, G., **Rangel, T. F.**, Araújo, M. B. e Hortal, J. 2014. Uncertainty associated with survey design in Species Distribution Models. *Diversity and Distributions* 20:1258-1269.
- Wisz, M. S., Hijmans, R. J., Peterson, A. T., Graham, C. H., Guisan, A. *et al.* 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14:763-773.