



**EVERTON ALVES MACIEL**



**DEFININDO ESPÉCIES E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A  
CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ÁRVORES NA  
TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA**

**NOVA XAVANTINA  
MATO GROSSO - BRASIL  
2016**

EVERTON ALVES MACIEL

DEFININDO ESPÉCIES E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A  
CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ÁRVORES NA TRANSIÇÃO  
CERRADO-AMAZÔNIA

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, para obtenção do título de “Mestre”.

*Orientador: Prof. Dr. Pedro V. Eisenlohr*

*Coorientador: Profa. Dra. Beatriz S. Marimon*

Nova Xavantina  
Mato Grosso-Brasil  
2016

M152d Maciel, Everton Alves.

Definindo espécies e áreas prioritárias para a conservação da diversidade de árvores na transição Cerrado-Amazônia. /Everton Alves Maciel. Nova Xavantina: [s.n], 2016.

153 f.: il. color.; 30 cm.

Orientador: Pedro V. Eisenlohr  
Coorientador: Beatriz S. Marimon

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2016.

1. Espécies arbóreas. 2. Conservação – espécies. 3. Fatores climáticos. 4. Cerrado-Amazônia I. Título.

CDU – 582.091 (817.2)


Bibliotecária: Thais Caroline Souza Silva – CRB 1/2921

**DEFININDO ESPÉCIES E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A  
CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE ÁRVORES NA TRANSIÇÃO  
CERRADO-AMAZÔNIA**


**EVERTON ALVES MACIEL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade do Estado de Mato Grosso como parte dos requisitos para obtenção do grau de “Mestre em Ecologia e Conservação”.


APROVADO em: Alta Floresta – MT, 15 de fevereiro de 2016.  
BANCA EXAMINADORA:



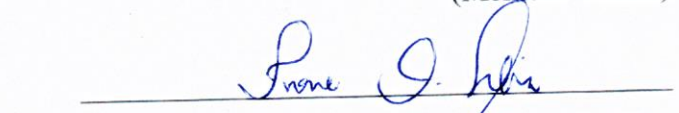
Prof. Dr. Pedro Vasconcellos Eisenlohr  
Universidade do Estado de Mato Grosso- UNEMAT  
Campus de Alta Floresta  
(Orientador)



Prof. Dr. Ary Teixeira de Oliveira-Filho  
Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG  
(Membro titular)



Prof. Dr. Vinicius Augusto Morais  
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT  
Campus de Alta Floresta  
(Membro Titular)



Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ivone Vieira da Silva  
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT  
Campus de Alta Floresta  
(Suplente)

*Aos meus pais, Amerino e Maria, e  
ao meu irmão primogênito, Wellington,  
dedico.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força, especialmente nos momentos de incertezas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso, Campus Universitário de Nova Xavantina.

Ao meu orientador Prof. Dr. Pedro V. Eisenlohr, pelo acolhimento, paciência, conhecimento transmitido ao longo da minha orientação, pelas cobranças, oportunidades e aprendizagem.

À Profa. Dra. Beatriz S. Marimon, pela contribuição no desenvolvimento do trabalho.

Ao Prof. Dr. Ary T. Oliveira-Filho, pela disponibilização do banco de dados e pela contribuição no desenvolvimento do trabalho.

Aos Profs. Drs. Fagno Tavares Oliveira, Fabiano R. Melo e Ricardo K. Umetzu, pelas trocas de ideias acerca das teorias que rodeiam a ecologia da conservação.

À Ms. Mônica Cupertino Eisenlohr e à Dra. Marinez Ferreira de Siqueira, pelo treinamento na modelagem de distribuição potencial.

Aos ilustres doutores que me responderam e-mails e de forma indireta contribuíram com este trabalho, Dr. João Carlos Nabout, Dr. Roger Torres e Dr. Philip Fearnside.

Ao Senhor Neri da Costa e família, Dona Gildete C. Costa, Hugo Costa e Ana Carla Rodrigues (Cacá); Bruno Costa e Cíntia Resende, por toda gentileza, carinho e atenção que tiveram comigo durante a disciplina de Modelagem de Distribuição Potencial na UFU.

Aos mestres-amigos, de longas datas, que me encorajaram a chegar até aqui, Dra. Jane Moreira Neto, Dra. Maria Aparecida de Melo Alves, Dr. Lenildo Amorim e Dra. Marília Cristina Duarte, minha eterna gratidão. De fato, vocês foram essenciais na minha trajetória.

Aos meus pais Amerino e Maria e irmãos Wellington, Cleber, Tati, Ester e Manuel, pela base familiar.

Aos eternos amigos que compartilham comigo dos bons e maus momentos, que mesmo estando longe estão sempre por perto, Maria Isabel da Silva Melo (Bebé), Gustavo Rocha, José Neto da Silva, José Dilson F. da Silva, Gislaíne Lara (Gi), Luiza Saad e Carla Mayumi Oliveira.

Aos colegas da turma 2014 do PPG-EC e aos colegas da república da Dona Eliane, pelas trocas de ideias e pelos maravilhosos momentos de descontração ao final de cada disciplina.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* Universitário de Alta Floresta, pelas trocas de ideias e momentos de descontração, especialmente Ricardo Ortis, Cilene Jesus, Leandro Silva, Marciana dos Santos e Priscila Paixão.

Aos ilustres amigos e aos desconhecidos que me deram carona durante minha trajetória acadêmica.

A você que está lendo esse trabalho, o qual dediquei parte da minha vida acadêmica. Espero que ele contribua para enriquecer seu conhecimento tanto quanto enriqueceu o meu.

*“...Eu fui batizado na capela do farol  
Matriz de santa Rita,  
Maceió  
mas foi beirando estrada abaixo que eu piquei a mula  
Disposto a colar grau na escola da natura  
Se alguém me perguntar  
Não tenho nada a dizer  
Pois eu, pra me realizar  
Preciso morrer...”  
Djavan*



## ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está estruturada em três capítulos. No primeiro, focamos na problemática da escolha de espécies prioritárias e sugerimos como diferentes sistemas de classificação de espécies podem ser combinados para priorizar espécies para a conservação, tendo a transição Cerrado-Amazônia como estudo de caso. No segundo, por sua vez, nos concentramos na identificação de áreas prioritárias para a conservação de espécies arbóreas de diferentes categorias, tendo como ferramenta a modelagem de distribuição potencial, por meio da qual geramos modelos de distribuição destas espécies para o clima presente e cenários futuros. No terceiro, discutimos como espécies classificadas por meio de diferentes sistemas de classificação podem ser combinadas para reduzir os gaps deixados por cada sistema em particular. Nossos focos de submissão são as revistas *Natureza e Conservação*, *Biological Conservation* e *Biodiversity and Conservation*. Por fim, nossas considerações finais são apresentadas, onde sugerimos como nossos resultados podem ser utilizados para a tomada de decisão, visando à conservação da transição Cerrado-Amazônia.

## RESUMO

A transição entre os dois maiores domínios fitogeográficos da América do Sul, Cerrado e Amazônia, apresenta sérias lacunas de conservação. De fato, além de poucas, as Unidades de Conservação que existem nessa transição encontram-se espacialmente mal distribuídas. Segundo o nosso conhecimento, este é o primeiro trabalho que busca indicar áreas prioritárias para a conservação de espécies vegetais com foco na Transição Cerrado-Amazônia. Assim, partimos de 1.755 espécies que, de acordo com o banco de dados *NeoTropTree*, ocorrem nessa transição. Em seguida, selecionamos 89 espécies de importância regional por meio de um método de ponderação baseado em três critérios de prioridade, Raridade Local, Responsabilidade Regional e Habitat Vulnerável. Selecionamos também 12 espécies que, de acordo com a IUCN, são ameaçadas de extinção, e 14 espécies raras e 10 espécies representativas da Transição Cerrado-Amazônia. Combinamos essas espécies para formar uma “*comunidade modelo*” e assumimos as mesmas como grupo substituto da presença de outros grupos de organismos (*surrogates*) para selecionar áreas relevantes para a conservação dessa transição. Utilizamos duas técnicas de modelagem: Maxent e Distância Euclidiana. Modelamos 36 espécies para o clima atual e dois cenários forçantes de emissões de gases, um otimista e outro pessimista, simulados para 2050. Nossos resultados indicam que a transição apresenta possíveis refúgios climáticos para as espécies arbóreas que ocorrem nessa região e domínios adjacentes, Cerrado e na Amazônia. Considerando que a borda sul amazônica é um *hotspot* climático, acreditamos que as áreas de maior adequabilidade climática que foram identificadas no presente estudo poderão ser usadas em futuros planejamentos de conservação dessa região.

**Palavras-chave:** raridades regionais, refúgios climáticos, ecótonos, espécies ameaçadas, modelagem de distribuição potencial.

## ABSTRACT

The transition zone between the two largest phylogeographic domains of South America, Cerrado and Amazonia, presents serious conservation gaps. Protected Areas are few and poorly distributed in this transition zone. According to our knowledge, this is the first study that seeks to identify priority areas for the conservation of plant species within the savanna – rain forest transition zone. We identified 1,755 tree species that, in accordance with the NeoTropTree database, occur in this transition zone. Next, we selected 89 tree species of regional importance by weighting: local rarity, regional responsibility and vulnerability of habitat as priority criteria. From the 89 tree species we identified 12 species threatened with extinction, and 14 rare and 10 common tree species, representative of the Cerrado- Amazonia transition zone. We combined these species (12 threatened + 14 rare + 10 common) to form a "model community" and we used them as surrogates of diversity. We used Maxent and Euclidean distance to model the distribution of the 36 tree species in the current climate and using two scenarios of climate change for 2050 (rcp4.5 and rcp8.5). Our results indicated that the Cerrado- Amazonia transition zone is a possible climatic refuge for the tree species that occur in this region and in adjacent areas of the Cerrado- Amazonia transition zone. The south of the Amazonian is a climate change hotspot, we propose that the areas of greatest climate suitability that were identified in this study can be used in identifying future conservation areas in this region.

**Key-words:** Regional rarities, climatic refuges, ecotones, endangered species, modeling the potential distribution.

**SUMÁRIO**

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
ESCOPO DO TRABALHO .....	8
REFERÊNCIAS.....	10
CAPÍTULO I: PRIORIZANDO ESPÉCIES RARAS EM ECÓTONOS: ALERTAS E <i>INSIGHTS</i> A	
PARTIR DE UMA ZONA DE TRANSIÇÃO ENTRE OS DOIS MAIORES DOMÍNIOS DA AMÉRICA	
DO SUL .....	15
RESUMO.....	16
INTRODUÇÃO .....	17
MATERIAL E MÉTODOS.....	20
RESULTADOS .....	27
DISCUSSÃO .....	34
REFERÊNCIAS.....	44
CAPÍTULO II: LACUNAS, VULNERABILIDADE E ADEQUABILIDADE CLIMÁTICA DE	
ESPÉCIES ARBÓREAS NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA .....	51
RESUMO.....	52
INTRODUÇÃO .....	53
MATERIAL E MÉTODOS.....	56
RESULTADOS .....	66
DISCUSSÃO .....	78
REFERÊNCIAS.....	85

CAPÍTULO III: SOBRE ANÁLISE COLETIVA DE ESPÉCIES: COMO LISTAS VERMELHAS E	
LISTAS DE PRIORIDADES REGIONAIS PODEM SER COMBINADAS PARA AUXILIAR A	
TOMADA DE DECISÃO? UMA RESPOSTA PARA LÖHMUS (2015) .....	
93	
INTRODUÇÃO .....	94
ENCONTRANDO OPORTUNIDADES A PARTIR DE LACUNAS DE DADOS .....	94
COMO UTILIZAR A LISTA NA TOMADA DE DECISÃO? .....	97
AGRADECIMENTOS .....	98
REFERÊNCIAS .....	99
CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	101
NEOTROP TREE E A COMPILAÇÃO DE DADOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS .....	101
ESPÉCIES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA .....	102
LACUNAS DE CONSERVAÇÃO NA TRANSIÇÃO CERRADO-AMAZÔNIA .....	103
PANORAMA DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO	
DE ESPÉCIES .....	103
APÊNDICES .....	105
ANEXOS .....	152

## INTRODUÇÃO GERAL

Áreas protegidas têm sido comumente tratadas como as formas mais eficazes de proteção da biodiversidade. De fato, em alguns casos, essas áreas protegidas chegam a reduzir o desmatamento em até 20 vezes quando comparado com o desmatamento fora delas (FERREIRA et al., 2005) e, assim, proporcionam uma redução na emissão de carbono da ordem de bilhões de toneladas (SOARES-FILHO et al., 2009). No Brasil, cinco categorias de áreas protegidas são reconhecidas: Unidades de Conservação, Reservas Legais, Áreas de Preservação Permanente, Terras Indígenas e Áreas de Interesse Internacional (MEDEIROS; GERAY, 2006), cada uma dessas com objetivos distintos de proteção da biodiversidade. Contudo, o que essas áreas compartilham entre si e com os programas de conservação é o objetivo de proteger espécies do processo de extinção (BEUMER; MARTENS, 2013), razão pela qual as áreas protegidas têm merecido tanta atenção nos últimos anos.

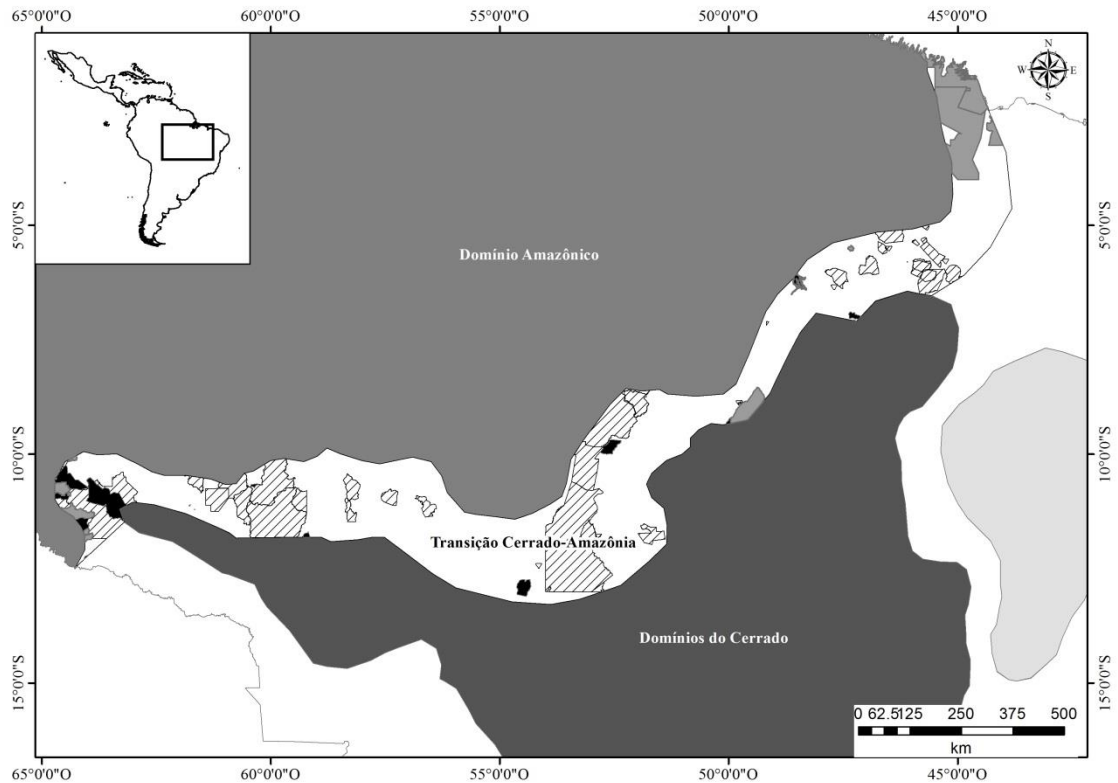
Embora as áreas protegidas sejam reconhecidamente importantes para a conservação e manutenção da biodiversidade em longo prazo, a rede mundial de áreas protegidas é ainda insuficiente para promover a proteção da diversidade biológica (RODRIGUES et al., 2004). Por conseguinte, áreas prioritárias para a conservação passaram a ganhar cada vez mais destaque no meio científico. Um entre os exemplos mais conhecidos de áreas prioritárias para a conservação são os *hotspots* da biodiversidade, que combinam alto endemismo de espécies com perda de aproximadamente 70% da área original (MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2011). Todavia, embora os *hotspots* sejam áreas relevantes para a conservação, que despertam atenção de gestores da conservação e do público em geral, tais prioridades estão voltadas a regiões centrais, como, por exemplo, o Cerrado e a Mata Atlântica, no

Brasil. Enquanto isso, regiões igualmente importantes, tais como transições ecológicas e ecótonos, permanecem marginalizadas por tais iniciativas de conservação (SMITH et al., 2001).

Ecótonos e zonas de transição são caracterizados como fontes de novidades evolutivas (SMITH et al., 1997), complexidades fisionômicas (AB´SÁBER, 2002), diversificadas formas de vida e elevada amplitude de fatores abióticos (LONGMAN; JENÍK, 1992), com o estado nutricional dos solos, muitas vezes, associado às diferentes fitofisionomias (ORLOVA et al., 2013). No Brasil, por exemplo, a transição entre os domínios do Cerrado e da Amazônia tem sido destacada por apresentar uma flora relevante para a conservação (RATTER et al., 1973; MARIMON et al., 2006); de baixa similaridade com a flora das áreas “core” dos domínios adjacentes, resultado da adaptação das espécies ao longo do tempo (KUNZ et al., 2009; EISENLOHR, 2012); de um padrão raro, onde a vegetação florestal da Amazônia avança sobre o Cerrado (RATTER et al., 1973; MARIMON et al., 2006) e de padrões temporais mais acelerados que aqueles verificados nas áreas centrais dos referidos domínios (MARIMON et al., 2014). Esta transição também apresenta alta vulnerabilidade, por coincidir com o arco do desmatamento na Amazônia, região onde se concentra o maior contingente populacional da região amazônica (BECKER, 2005), e onde também se concentra a política de produção regional, ficando a política de conservação concentrada na parte central da Amazônia (THÉRY, 2005).

Registros dos bancos de dados de unidades de conservação apontam para uma lacuna de conservação nesta transição Cerrado-Amazônia. Verifica-se, na Transição, a existência de 13 unidades de conservação de proteção integral e 19 unidades de uso sustentável (Figura 1). Além deste fato, essas unidades estão espacialmente mal distribuídas dentro desta região. É possível notar que a maioria dessas unidades de

conservação estão localizadas nos extremos da transição Cerrado-Amazônia, especificamente na costa norte do Estado de Maranhão e no Estado de Rondônia (Figura 1).



**Figura 1.** Domínios morfoclimáticos do Brasil e transições entre domínios. Detalhe para a transição ao centro do mapa e suas áreas de proteção. Em preto, Unidades de Conservação de proteção integral e uso sustentável, em cinza. As áreas com hachuras indicam terras indígenas.

**Fonte:** Adaptado de Ab'Sáber (2003).

Há de se considerar o fato de que a transição Cerrado-Amazônia está localizada nas áreas de conflito por posse de terra da borda sul-amazônica. De acordo com as previsões do desmatamento, as áreas de florestas do Xingu, mais precisamente nos estados do Pará e Mato Grosso, são esperadas para sofrer grandes desmatamentos, inclusive em áreas protegidas (SOARES-FILHO et al., 2005). De fato, o aumento do desmatamento na Amazônia tem sido previsto por diferentes cenários. Este fato,



juntamente com o aumento das emissões de CO<sub>2</sub>, pode surtir efeitos na redução da taxa de evapotranspiração e, por consequência, no aumento da temperatura local (COSTA; FOLEY, 2000), além de um prolongamento da estação seca, que poderá ser mais agravante na transição Cerrado-Amazônia do que nos domínios propriamente ditos (COSTA; PIRES, 2010).

Embora a transição entre os domínios do Cerrado e Amazônia seja reconhecidamente relevante para a conservação da diversidade, ainda não existe uma legislação específica para a conservação desta região. Note, por exemplo, que o Código Florestal Brasileiro considera a transição como parte da Amazônia Legal. Assim, apenas as fitofisionomias florestais que ocorrem nesta transição passam a ser mais bem representadas, haja vista o código estabelecer 80% destas fitofisionomias em terras particulares como reserva legal. Já as fitofisionomias do domínio do Cerrado, como, por exemplo, as áreas savânicas, passam a ser desvalorizadas, uma vez que apenas 35% desta são destinadas a reserva legal (veja BRASIL, 2012). Essa falha na legislação, a vulnerabilidade ao desmatamento e as lacunas de conservação existentes na transição Cerrado-Amazônia ressaltam a necessidade urgente de indicar áreas prioritárias para a conservação nesta região.

Áreas prioritárias para a conservação devem representar a biodiversidade de uma região (MARGULES et al., 2002). Assim, as estratégias de conservação devem impreterivelmente considerar as espécies a fim de garantir que suas necessidades sejam refletidas nos objetivos da conservação (MACE, 2004). Nesse sentido, várias categorias de espécies, tais como espécies ameaçadas, espécie-chave, espécies focais, espécies endêmicas e outras, podem ser úteis para o manejo da conservação (GROVES et al., 2002). Dessa forma, considerar um grupo de espécies como substituto da biodiversidade, bem como os processos que ameaçam sua persistência em longo prazo,

representa uma boa estratégia de planejamento de áreas prioritárias para a conservação (LAMBECK, 1997).

A definição de áreas para a conservação utilizando um grupo substituto da biodiversidade vem sendo comumente utilizado. Nesse sentido, plantas vasculares têm sido consideradas um grupo potencial, uma vez que as regiões onde se verifica elevada riqueza e diversidade, bem como espécies de plantas ameaçadas, coincidem com regiões também ricas, diversas e espécies ameaçadas de outros grupos, como, por exemplo, vertebrados (XU et al., 2008). Além disso, espécies vegetais são sensíveis aos processos de alterações climáticas (FEARNSIDE, 2009; PHILLIPS et al., 2009; BRANDO et al., 2014), consideradas determinantes para a permanência das espécies em seus habitats e também por moldar os padrões de diversidade de espécies ao longo do tempo (ALEIXO et al., 2010).

As alterações climáticas previstas para um futuro próximo, decorrentes, entre outros fatores, da concentração de gases na atmosfera, tal como o CO<sub>2</sub> (PIVETTA, 2013), têm sérias implicações na persistência de espécies nativas (PEARSON; DAWSON, 2003; THUILLER et al., 2005), espécies raras (GIOVANNINI et al., 2014), espécies endêmicas e, ou ameaçadas de extinção (ALEXANDRE et al., 2013). De fato, o clima está entre as variáveis que têm grande influência sobre a história evolutiva e distribuição de espécies e comunidades (GROVES et al., 2002). Assim, as alterações no clima podem ter efeitos sobre a redução do *fitness* (valor adaptativo ou aptidão) das espécies, o que poderá surtir efeito sobre os indivíduos, populações, redes ecológicas e ecossistemas (BELLARD et al., 2012). Além disso, as mudanças no clima podem causar alterações nos habitats das espécies, tais como a redução da disponibilidade hídrica no solo, umidade relativa do ar, temperatura do solo e do ar (ASHRAF et al., 2015). Por conseguinte, espécies com maior potencial para suportar novas condições

podem se tornar competidoras mais eficazes (ASHRAF et al., 2015) e, em casos mais drásticos, algumas espécies podem, inclusive, perder suas áreas de adequabilidade climática no futuro (veja SIQUEIRA; PETERSON, 2003). Nesse contexto, as alterações no clima passam a ocupar status cada vez mais preocupante no paradigma da conservação contemporânea.

A modelagem de distribuição potencial pode ser útil na identificação das áreas de maior adequabilidade climática de espécies, ou seja, nos refúgios climáticos para as espécies (ALLOUCHE et al., 2008; DE MARCO; SIQUEIRA, 2009; GROVES et al., 2012; TÔRRES; VERCILLO, 2012) e, a partir daí, identificar áreas prioritárias para a conservação das espécies (GIOVANNINI et al., 2014). Uma vez que os modelos de distribuição potencial são gerados a partir da ocorrência das espécies e variáveis climáticas, um grupo de espécies, como, por exemplo, o das raras, ameaçadas, endêmicas etc., pode ser utilizado como substituto da biodiversidade. Todavia, estratégias que se baseiam em apenas um grupo de espécies apresentam alguns inconvenientes. Quando as estratégias de conservação são baseadas apenas em espécies ameaçadas, espécies de interesse local podem ficar de fora e o contrário pode ocorrer quando o foco são as espécies de interesse local (LÖHMUS et al. 2015). Uma das formas de contornar esses inconvenientes é combinar grupos de espécies que podem ser escolhidas por meio de diferentes sistemas de classificação. Nesse sentido, as espécies ameaçadas que ocorrem em uma determinada área de interesse para a conservação podem ser combinadas com as espécies raras (MEHLMAN et al., 2004).

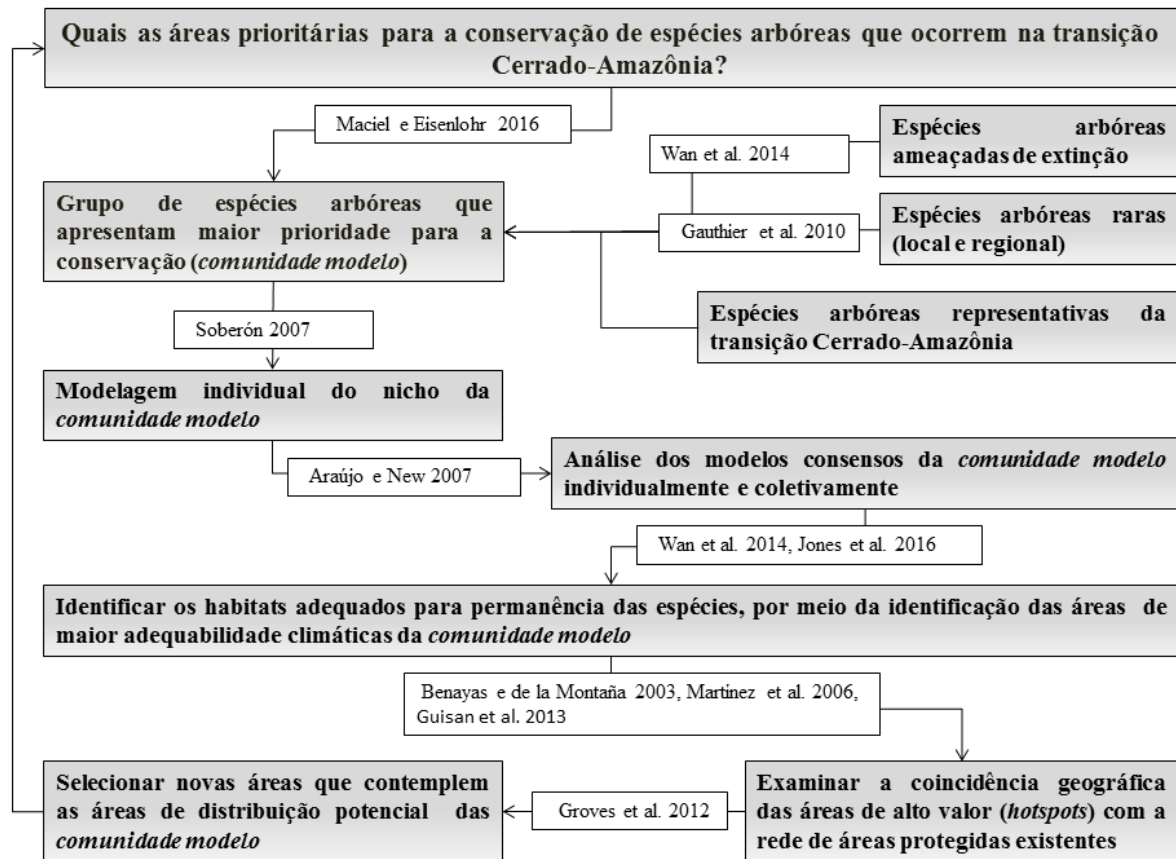
Uma vez que diferentes grupos de espécies sejam definidos, a modelagem de distribuição poderá ser utilizada no planejamento da conservação por meio de diferentes abordagens (PRESSEY et al., 2007; GROVES et al., 2012). Assim, utilizando um conjunto de abordagens, tendo como princípio norteador a abordagem sistemática da

conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000), buscaremos identificar áreas prioritárias para a conservação de espécies arbóreas da transição Cerrado-Amazônia. Assumindo a premissa de que o planejamento de áreas prioritárias para a conservação deva partir de indicadores bióticos e abióticos, utilizaremos para representar esses indicadores, respectivamente, espécies arbóreas que ocorrem na transição Cerrado-Amazônia e parâmetros climáticos para prever áreas de maior adequabilidade climática dessas espécies. Buscaremos (i) identificar o grupo de espécies arbóreas de maior prioridade para a conservação. Então, assumiremos (ii) essas espécies como alvo (GROVES et al., 2002; LOYOLA; LEWINSOHN, 2009) para a conservação e buscaremos (iii) identificar as áreas de maior adequabilidade climática (FRANKLIN, 2009) para essas espécies. Nosso objetivo principal é definir um conjunto de áreas para a conservação em escala regional que melhor represente áreas potenciais de distribuição para espécies ameaçadas, raras e representativas da transição Cerrado-Amazônia, considerando tanto o clima atual quanto os cenários futuros.

## ESCOPO DO TRABALHO

O planejamento sistemático da conservação foi definido em seis etapas (MARGULES; PRESSEY, 2000): (1) compilar dados biológicos, (2) identificar metas da conservação, (3) avaliar o estado de conservação atual, isto é, avaliar a efetividade das áreas protegidas existentes, (4) selecionar áreas que complementem as reservas existentes, (5) implementar ações de conservação e (6) garantir a persistência das áreas no longo prazo. A execução de todas essas etapas no planejamento de uma área demanda tempo e muitos estudos devem ser desenvolvidos. Considerando, todavia, que essas etapas são realizadas de forma independente, um estudo que contemple parte desse planejamento sistemático pode representar um ponto de partida para a conservação de uma região (BENAYAS; DE LA MONTAÑA, 2003). Isso é particularmente defensável em regiões como a transição Cerrado-Amazônia, onde iniciativas de planejamento sistemático da conservação da diversidade biológica ainda não foram desenvolvidas.

Nosso trabalho será guiado pela seguinte questão central: quais as áreas prioritárias para a conservação de espécies de árvores da Transição Cerrado-Amazônia? Para responder a essa questão propomos quatro etapas. Na primeira etapa, compilamos dados biológicos das espécies arbóreas que ocorrem na transição Cerrado-Amazônia. Na segunda, por meio de critério de prioridades definimos as metas de conservação, isto é, as espécies alvo da conservação. Na terceira etapa, avaliamos a rede de áreas protegidas existentes, na intenção de identificar lacunas de conservação regional. Na quarta etapa, indicamos áreas de ocorrência potencial para criação de novas áreas protegidas (Figura 2).



**Figura 2.** Esquema conceitual de desenvolvimento do trabalho.

## REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. Amazônia brasileira: bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, 16, n. 45, 2002.

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê, v. 1, 2003.

ALEIXO, A. et al. Mudanças climáticas e a biodiversidade dos biomas brasileiros: passado, presente e futuro. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.

ALEXANDRE, B. R.; LORINI, M. L.; GRELE, C. E. V. Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 4, p. 483-508, 2013.

ALLOUCHE, O. et al. Incorporating distance constraints into species distribution models. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 2, p. 599-609, 2008.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2007.

ASHRAF, M. I. et al. Estimation of potential impacts of climate change on growth and yield of temperate tree species. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 20, n. 1, p. 159-178, 2015.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v.19, n.53, 2005.

GAUTHIER, P.; DEBUSSCHE, M.; THOMPSON, J. D. Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1501-1509, 2010.

BELLARD, C. et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, v. 15, n. 4, p. 365-377, 2012.

BEUMER, C.; MARTENS, P. IUCN and perspectives on biodiversity conservation in a changing world. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3105-2120, 2013.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 6 setembro 2015.

BRASIL. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. **Ministério do Meio Ambiente**, 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs/consulta-por-uc>>. Acesso em: 4 Abril 2014.

- CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 9, p. 2597-2618, 2010.
- COATES, D. J.; ATKINS, K. A. Priority setting and the conservation of Western Australia's diverse and highly endemic flora. **Biological Conservation**, v. 97, n. 2, p. 251-263, 2001.
- COSTA, M. H.; FOLEY, J. A. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations on the climate of Amazonia. **Journal of Climate**, v. 13, n. 1, p. 18-34, 2000.
- COSTA, M. H.; PIRES, G. F. Effects of Amazon and central Brasil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. **International Journal of Climatology**, v. 30, n. 13, p. 1970-1979, 2010.
- DE MARCO, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. **Megadiversidade**, v. 5, p. 65-76, 2009.
- EISENLOHR, P. V. **Padrões florísticos-estruturais, de diversidade alfa e distribuição potencial de espécies arbóreas entre os domínios do Cerrado e da Amazônia**. Tese (Doutorado).Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2012.
- FEARNSIDE, P. M. A vulnerabilidade da floresta amazônica perante as mudanças climáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 609-618, 2009.
- FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, v.19, n.53, 2005.
- FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. Cambridge: Cambridge University Press, 2009.
- GAUTHIER, P.; DEBUSSCHE, M.; THOMPSON, J. D. Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1501-1509, 2010.
- GIOVANNINI, A.; SEGLIE, D.; GIACOMA, C. Identifying priority areas for conservation of spadefoot toad, *Pelobates fuscus insubricus* using a maximum entropy approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 6, p. 1427-1439, 2014.
- GUISAN, A. et al. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**, 16, n. 12. 1224-1435, 2013.
- GROVES, C. R. et al. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice A seven-step framework for developing regional plans to conserve biological diversity, based upon principles of conservation biology and ecology, is being used extensively. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 499-512, 2002.
- GROVES, C. R. et al. Incorporating climate change into systematic conservation planning. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 7, p. 1651-1671, 2012.



JONES, K. R. et al. Incorporating climate change into spatial conservation prioritisation: A review. **Biological Conservation**, 19, 194-130, 2016.

KUNZ, S. H. et al. Similaridade florística entre florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 725-736, 2009.

LAMBECK, R. J. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. **Conservation Biology**, v. 11, p. 849-856, 1997.

LÖHMUS, A. Collective analyses on “red-listed species” may have limited value for conservation ecology. **Biodiversity and Conservation**, p. 1-3, 2015.

LONGMAN, K. A.; JENÍK, J. Forest-savanna boundaries: general considerations. In: FURLEY, P. A.; PROVTOR, J.; RATTER, J. A. **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. London: Chapman and Hall Publishing, 1992. p. 3-20.

LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico. **Megadiversidade**, v. 5, n. 12, p. 27-42, 2009.

MACE, M. M. The role of taxonomy in species conservation. **Georgina M. The role of taxonom Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, p. 711-719, 2004.

MACIEL, E.A.; EISENLOHR, P.V. On the collective analysis of species: how can Red Lists and lists of regional priorities be combined to assist in decision-making? A reply to Löhmus (2015). **Biodiversity and Conservation**, p 1-4, 2016.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, 2000.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. **Journal of Biosciences**, v. 27, n. 4, p. 309-326, 2002.

MARIMON, B. S. et al. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brasil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecótono. **Edinburgh journal of botany**, v. 63, n.2e3, p. 323-341, 2006.

MARIMON, B. S. et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 281-292, 2014.

MEDEIROS, R.; GERAY, I. Singularidades do sistemas de áreas protegidas para a conservação e uso da biodiversidade brasileira. In: GARAY, I.; BECKER, B. K. **Dimensões humanas da biodiversidade**. Petrópolis: Vozes, 2006.

MEHLMAN, D. W. et al. A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 383-390, 2004.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. **Biodiversity hotspots**, p. 3-22, 2011.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 858, 2000.

OLIVARES, I. S. et al. Effects of warming and drought on the vegetation and plant diversity in the amazon basin. **The Botanical Review**, v. 81, n. 1, p. 42-69, 2015.

ORLOVA, M. A. et al. Soil nutrient's spatial variability in forest-tundra ecotones on the Kola Peninsula, Russia. **Biogeochemistry**, v. 113, n. 1-3, p. 283-305, 2013.

PEARSON, R. G.; DAWSON, T. P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 5, p. 361-371, 2003.

PHILLIPS, O. L. et al. The changing Amazon forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1819-1827, 2008.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science**, v. 323, p. 1344-1347, 2009.

PIVETTA, M. **Extremos do clima**. Pesquisa FAPESP. [S.l.], p. 16-20. 2013.

PRESSEY, R. L. et al. Conservation planning in a changing world. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 11, p. 583-592, 2007.

RATTER, J. A.; RICHARDS, G. A.; GIFFORD, D. R. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso: I. the woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 226, p. 449-492, 1973.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **BioScience**, v. 54, n. 12, p. 1092-1100, 2004.

WAN, J. et al. Planning the priority protected areas of endangered orchid species in northeastern China. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 6, p. 1395-1409, 2014.

SIQUEIRA, M. F.; PETERSON, A. T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.

SMITH, T. B. et al. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. **Science**, v. 276, n. 5320, p. 1855-1857, 1997.

SMITH, T. B. et al. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 8, p. 431, 2001.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 137-152, 2005.

SOARES-FILHO, B. S. et al. **Redução das emissões de carbono do desmatamento no Brasil: O papel do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA)**. [S.l.]: [s.n.], 2009.

THÉRY, H. Situações da Amazônia no Brasil e no Continente. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 37-49, 2005.

THUILLER, W. et al. Climate change threats to plant diversity in Europe. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 23, n. 102, p. 8245-8250, 2005.

TÔRRES, N. M.; VERCILLO, U. E. Como ferramentas de modelagem de distribuição de espécies podem subsidiar ações do governo. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 228-230, 2012.

XU, H. et al. Biodiversity congruence and conservation strategies: a national test. **BioScience**, v. 58, n. 7, p. 632-639, 2008.

---

**Capítulo I: Priorizando espécies raras em ecótonos: alertas e *insights* a partir de uma zona de transição entre os dois maiores domínios da América do Sul**

---

Artigo a ser submetido à Revista *Natureza e Conservação*

## Resumo

Descentralizar as estratégias de conservação, na maioria das vezes voltadas a regiões que são centros de endemismo, como a Amazônia, e direcionar mais atenção a regiões ecotonais e transições ecológicas, fontes de novidades evolutivas, pode contribuir para a conservação da biodiversidade. Discutimos como a conservação da biodiversidade pode ser pensada a partir de prioridades regionais de espécies arbóreas na transição Cerrado-Amazônia. Utilizamos três critérios de prioridades para pontuar as espécies: Responsabilidade Regional, Raridade Local e Habitat Vulnerável, por meio da especificidade das espécies aos tipos de habitats onde essas ocorrem. Nossos resultados demonstraram que a transição Cerrado-Amazônia abriga espécies raras localmente e regionalmente, bem como espécies que ocorrem apenas em habitats savânicos ou florestais. Sugerimos que os tomadores de decisão incluam as zonas de transições ecológicas como regiões que abrigam particularidades em futuras estratégias da conservação.

**Palavras-chave:** arco do desmatamento, habitat vulnerável, lacunas de conservação, raridade local, zona de tensão ecológica.

## Introdução

Embora a criação de áreas protegidas tenha apresentado um avanço substancial nas últimas décadas, o quadro atual sugere a existência de uma lacuna de proteção de áreas relevantes para a manutenção da biodiversidade (Rodrigues et al., 2004). Esse quadro tende a se agravar em países de grande extensão territorial como o Brasil, que precisa gerir importantes áreas naturais, como a Amazônia e dois *hotspots* da biodiversidade (Cerrado e Mata Atlântica). Como consequência, regiões igualmente importantes para a conservação, que abrigam novidades evolutivas e alta diversidade biológica, como as transições ecológicas (Smith et al., 2001; Araujo, 2002), passam a ser marginalizadas pelas políticas de conservação (Smith et al., 2001).

A transição que ocorre entre os dois maiores domínios fitogeográficos da América do Sul, Amazônia e Cerrado, destaca-se por apresentar uma flora diversa (Marimon et al., 2006), de baixa similaridade florística com os seus domínios adjacentes (Kunz et al., 2009), além de um padrão de avanço da Floresta Amazônica sobre o Cerrado (Marimon et al., 2006). Todavia, essa transição é palco de um intenso processo de povoamento já consolidado (Becker, 2005) e de uma política focada na exploração de recursos naturais (Théry, 2005), fatores que impulsionam a extinção de espécies localmente raras no longo prazo (Levergne et al., 2005).

Em linhas gerais, as espécies ocupam o eixo central da conservação (Diniz-Filho et al., 2013), e o planejamento da conservação deve, portanto, ser delineado de modo a proteger essas espécies, seja em regiões remotas, onde a pressão humana tende a ser menor, ou em áreas mais susceptíveis, onde as ações humanas exerçam mais pressão sobre a diversidade biológica (Beumer e Martens, 2013). Por conseguinte, as espécies devem ser consideradas no planejamento da conservação, a fim de que suas necessidades sejam refletidas nas medidas de prioridade a serem tomadas (Mace, 2004).

Um dos mecanismos bastante úteis para auxiliar nas medidas de prioridades para a conservação de espécies são as listas vermelhas que, embora não tenham sido desenvolvidas para essa finalidade, são consideradas peças centrais na avaliação da conservação (Schmeller et al., 2008a; Schmeller et al., 2008b). A lista vermelha da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN) é a mais conhecida entre as listas, por meio da qual é possível verificar a categoria de ameaça em que algumas espécies se encontram. Essas categorias são determinadas com base nas taxas populacionais e história de vida das espécies, sendo pouco ou nada informativas sobre o tipo de habitat onde elas ocorrem (*e.g.*, Gärdenfors, 2001; Broennimann et al., 2005). Não obstante, a lista da IUCN acarreta problemas de incertezas acerca da determinação das categorias de ameaça de algumas espécies (Akçakaya et al., 2000). Deve-se considerar exemplos onde espécies localmente raras não são atribuídas a qualquer categoria de ameaça segundo os critérios da IUCN, mas quando diferentes sistemas de prioridade são aplicados espécies não contempladas na lista da IUCN são listadas como prioritárias (Mehlman et al., 2004). Outro ponto negativo que listas vermelhas de modo geral apresentam é que, não raras as vezes, elas estão indisponíveis para algumas regiões e para alguns táxons (Arponen, 2012), dificultando assim sua aplicação.

Devido às lacunas existentes nas redes de reservas mundiais, bem como a insatisfação deixada por alguns dos sistemas de classificação de prioridades, tais como o sistema da IUCN, alguns países têm buscado desenvolver seus próprios mecanismos de avaliação da conservação (Schmeller et al., 2008b). Com isso, listas de espécies prioritárias para a conservação da flora regional são comumente desenvolvidas para estados ou regiões a partir de diferentes sistemas de classificação de prioridades (*e.g.* Gauthier et al., 2010; Kricsfalusy e Trevisan, 2014). Em geral, sistemas de classificação

de prioridades tendem a ser interessantes por serem adaptáveis à realidade e à escala regional e serem de fácil aplicação; por meio deles, diferentes formas de raridades de espécies podem ser verificadas em uma região. Com isso, a lacuna que existe entre os estudos desenvolvidos na área da conservação e sua aplicação prática, comumente conhecida como “*knowing-doing gap*”, pode ser reduzida (Habel et al., 2013). Nesse sentido, Gauthier et al. (2010) fornecem um método simples e prático para a avaliação de diferentes tipos de raridade, que consiste na elaboração de uma lista de espécies prioritárias para a conservação regional a partir de três critérios de prioridade: Responsabilidade Regional, Raridade Local e Habitat Vulnerável. O produto resultante desse método é uma lista de espécies organizadas hierarquicamente de acordo com o grau de prioridade para a conservação regional. Embora as listas de espécies regionais não devam ser consideradas retrato fiel das prioridades de conservação, elas servem como sinais de alerta do declínio de espécies localmente, antes mesmo que essas urgências sejam observadas em nível global (Miller et al., 2007). Considerando também que diferentes sistemas de classificação de espécies, tais como a IUCN e os métodos de prioridades (Schmeller et al., 2008; Gauthier et al., 2010), fornecem diferentes resultados, dois ou mais sistemas podem ser combinados na tentativa de priorizar espécies importantes internacional e localmente (Mehlman et al., 2004), dando preferência a critérios facilmente aplicáveis e avaliáveis (Schmeller et al., 2008b). Essas estratégias que possibilitam a seleção de espécies para direcionar a gestão de conservação são importantes, visto que o número de espécies raras e ameaçadas multiplicou-se e os recursos destinados à conservação são escassos (Gauthier et al., 2013).

Testamos a hipótese de que as espécies arbóreas da transição Cerrado-Amazônia apresentam uma estrutura hierárquica de prioridade para a conservação quando

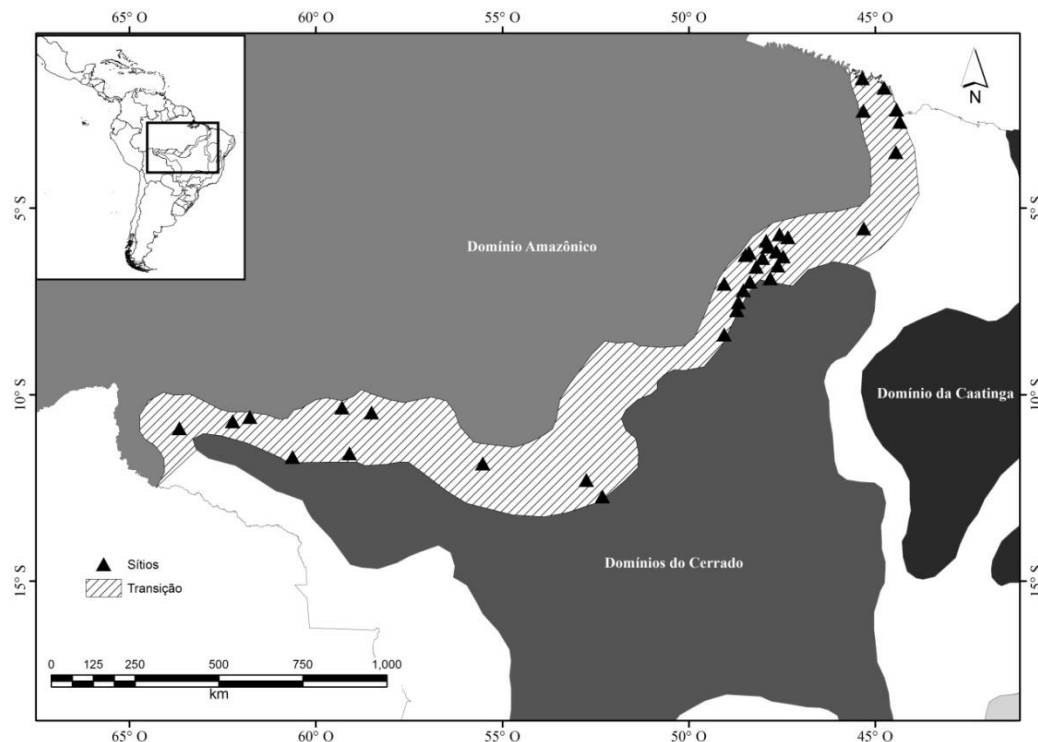


diferentes formas de raridade são consideradas na avaliação dessas espécies. Logo, ao considerarmos os parâmetros de Responsabilidade Regional (RR), por meio da amplitude geográfica da espécie no Cerrado e Amazônia, a Raridade Local (RL), calculando o número de ocorrências da espécie na transição, e o Habitat Vulnerável (HV), observando a ocorrência em áreas vulneráveis (Gauthier et al., 2010), esperamos que as espécies desta região se diferenciem estruturalmente. Se essa hipótese for refutada, então todas essas espécies, simultaneamente, ocorrerão no seu ótimo de distribuição, ou seja, no seu nicho realizado. Se a hipótese for confirmada, então espécies de uma comunidade de transição tenderão a se diferenciar em abundância, amplitude geográfica e requerimentos de habitat (*e.g.*, Caiafa; Martins, 2010); assim, algumas espécies apresentarão maior prioridade para a conservação, ao passo que outras apresentarão menor prioridade. Uma vez que essa hierarquia de prioridade de espécies seja identificada, os esforços podem ser direcionados para as áreas que concentrem espécies de maior prioridade para a conservação (Coates e Atkins, 2001).

## **Material e métodos**

### Área de estudo

A Transição Cerrado-Amazônia (daqui em diante, Transição) ocorre em uma faixa de 6.000 km de extensão (IBGE, 2012) e apresenta uma gama de habitats que combinam tanto fitofisionomias típicas da Amazônia quanto fitofisionomias do Cerrado. Os sítios utilizados neste trabalho ocorrem em quatro fitofisionomias, sendo duas savânicas (savana arbórea e savana arbustiva-arbórea) e duas florestais (florestas latifoliadas e nanoflorestas latifoliadas) (Oliveira-Filho, 2009).



**Figura 2.** Domínios de natureza do Brasil. Destaque para o Domínio Amazônico, acima, e Domínio do Cerrado, abaixo. Em hachura, a área de Transição adotada nesse estudo, sobre a qual se observam os sítios compilados a partir do *NeoTropTree* em forma de triângulos.

**Fonte:** Adaptado de Ab'Sáber 2003.

Os regimes climáticos na Transição podem variar, segundo a classificação de Köppen, entre clima Tropical de Savana (Aw), que ocorre, por exemplo, na região do Xingu (Ivanauskas et al., 2004; Kunz et al., 2009), e clima Tropical quente e úmido (Am), em regiões como o extremo norte do Estado de Mato Grosso (Malheiros et al., 2009), Sinop (Araujo, 2002) e Estado de Rondônia (Moser et al., 2014), por exemplo. Onde o regime Aw é verificado, há maior estacionalidade e menor precipitação, se comparados ao regime Am. A estação chuvosa tem início em setembro/outubro ou dezembro, se estendendo até março/abril, com uma precipitação que pode variar desde 1.800 mm até 2.000 mm ao ano. As temperaturas podem também variar de 15°C a 37°C ao ano, com médias de 23-26°C. Em geral o relevo é plano ou levemente ondulado. Podem ocorrer solos dos tipos: Latossolos Vermelhos-Amarelos (Araujo et al., 2009),

Neossolos, Argilossolos Vermelhos Distróficos, Afloramentos Rochosos, Cambissolos, Arenossolos e Plintossolos (Haidar et al., 2013), por exemplo.

#### Banco de dados

Utilizamos o banco de dados *NeoTropTree* (Oliveira-Filho, 2014) para a compilação das espécies que ocorrem na Transição, organizadas em unidades amostrais (sítios) (Apêndice A). O *NeoTropTree* fornece informações de cada espécie por listas de amostragem organizadas em sítios de 5 km de raio. Cada sítio corresponde a uma fitofisionomia (savânica ou florestal). Consideramos as ecorregiões que ocorrem nos domínios do Cerrado e Amazônia para verificar a amplitude das espécies fora da Transição. Criamos uma matriz incluindo, para cada sítio: a) coordenadas geográficas; b) lista de espécies arbóreas; c) tipo de vegetação; e d) ecorregiões.

#### Método de ponderação para priorizar espécies

Para pontuar as espécies, utilizamos um método de ponderação baseado em três critérios de prioridade (Gauthier et al., 2010): Responsabilidade Regional (RR), Raridade Local (RL) e Habitat Vulnerável (HV). Cada critério foi dividido em cinco classes e, para cada classe, foi atribuído um valor de pontuação, que variou hierarquicamente em uma escala de pontos discretos de 1 (menor prioridade) a 5 (alta prioridade) para os três critérios. Métodos como esse são particularmente interessantes para as espécies local ou regionalmente raras, mas que ainda não foram classificadas em nenhuma categoria de ameaça para as listas de espécies (veja Sousa-Baena et al., 2013). Nesse caso, as espécies selecionadas por esse método podem ser utilizadas para complementar as listas de espécies ameaçadas existentes (Mehlman et al., 2004).

#### Responsabilidade Regional (RR)

Responsabilidade Regional é um critério que pontua as espécies em função da sua amplitude geográfica, sendo caracterizado como um critério biogeográfico (Schmeller et al., 2008), importante por selecionar espécies regionalmente raras (Broennimann et al., 2005). Em RR, a pontuação das espécies é feita a partir de uma área tomada como parâmetro onde a ocorrência da espécie é esperada (Schmeller et al., 2008; Kricsfalusy e Trevisan, 2014). Utilizamos as ecorregiões fora da Transição, e atribuímos pontos às espécies em função do número de ecorregiões onde elas ocorrem. Ecorregiões compreendem um conjunto de comunidades naturais e espécies que ocorrem em uma porção territorial que, aninhados dentro de um domínio, podem fornecer uma estrutura de comparação entre diferentes unidades de habitats das espécies (Olson et al., 2001). Consideramos as espécies que ocorreram em um maior número de ecorregiões como sendo de ampla distribuição e, portanto, de menor prioridade, pois tendem a ser menos vulneráveis a processos estocásticos (Carter et al., 2000). Por outro lado, espécies com distribuição restrita a uma ecorregião tendem a ser vulneráveis a tais processos, sendo essas consideradas prioritárias para a conservação (Tabela 1).

**Tabela 1.** Formas de pontuação utilizada para os três critérios de prioridade, Responsabilidade Regional, Raridade Local e Habitat Vulnerável, e os valores atribuídos a cada uma das classes de prioridade.

<b>Critério</b>	<b>Pontos</b>	<b>Aplicação do critério</b>
<b>Responsabilidade Regional (RR)</b>	5	Espécies que ocorrem apenas na Transição e são ausentes nas áreas cores dos domínios adjacentes
	4	Espécies que ocorrem na Transição e apenas 1 ecorregião
	3	Espécies que ocorrem na Transição em 2 ou 3 ecorregiões
	2	Espécies que ocorrem na Transição e em 4 ou 5 ecorregiões
	1	Espécies que ocorrem na Transição e em 6 ou mais ecorregiões
<b>Raridade Local (RL)</b>	5	Espécies que ocorrem em 1 sítio dentro da Transição
	4	Espécies que ocorrem em 2-3 sítios
	3	Espécies que ocorrem em 4-5 sítios
	2	Espécies que ocorrem em 6-7 sítios
	1	Espécies que ocorrem em > 7 sítios
<b>Habitat Vulnerável (HV)</b>	5	Espécies que ocorrem apenas em fitofisionomias savânicas (savanas arbóreas e savanas arbustivas)
	4	Espécies que ocorrem apenas em fitofisionomias florestais (florestas latifoliadas e nanoflorestas latifoliadas)
	3	Espécies que ocorrem em ambas as fitofisionomias, sendo o número de ocorrências > em savânicas
	2	Espécies que ocorrem em ambas as fitofisionomias, sendo o número de ocorrências < em savânicas
	1	Espécies que ocorrem em ambas as fitofisionomias, sendo o número de ocorrências em savânicas = florestais

### Raridade Local (RL)

A raridade local está relacionada à abundância de uma espécie dentro da região de interesse, tomada tanto com base no número de localidades, isto é, uma área onde a ocorrência da espécie é conhecida, quanto no número de indivíduos por localidade. Em geral essa localidade consiste numa unidade amostral. Quanto menor o número de localidades onde a ocorrência da espécie é conhecida ou quanto menor o número de indivíduos de uma espécie por uma localidade, maior também é a chance desta vir a ser extinta localmente devido a eventos estocásticos (Gauthier et al., 2010). Tais eventos estocásticos são mais severos em espécies localmente raras, que por apresentarem taxas populacionais baixas acabam sendo mais afetadas que as espécies com populações maiores (Myers, 1997). Assim, quanto menor o número de sítios da Transição em que a espécie ocorreu, mais rara localmente ela foi considerada (Tabela 1).

### Vulnerável ao Habitat (VH)

Vulnerabilidade ao Habitat reflete o risco de decréscimo da população em resposta a eventos como perda ou degradação do habitat decorrentes da ação antrópica (Gauthier et al., 2010; Gauthier et al., 2013; Kricsfalusy e Trevisan, 2014). Alguns habitats naturais são mais vulneráveis às ações antrópicas, tais como transformação para a agricultura, pecuária, exploração madeireira, entre outras (Wilson et al., 2005). Por conseguinte, espécies que ocorrem em habitats de maior vulnerabilidade tendem a ser também mais vulneráveis do que aquelas que ocorrem em habitats menos vulneráveis. Da mesma forma, espécies restritas a um único habitat, consideradas raras em relação às espécies que ocorrem em dois ou mais tipos de habitat (Pitman et al., 1999), podem também ser consideradas vulneráveis. Com isso, VH pode resultar de uma combinação do tipo de habitat onde a espécie ocorre combinada à restrição dessa espécie a esse

habitat. Consideramos as espécies que ocorrem apenas em ambientes savânicos como de maior prioridade para a conservação, pois são menos representadas em termos de áreas e são vistas, por tomadores de decisão e população em geral, como de menor valor para conservação do que as fitofisionomias florestais. Além disso, em função das suas características naturais, as fitofisionomias savânicas são consideradas as mais afetadas pelas alterações antrópicas, tanto pelo pastejo de gado como pelo extrativismo (Silva, 2009). Na sequência, priorizamos espécies que ocorrem apenas em fitofisionomias florestais e, então, priorizamos as espécies que ocorrem em ambas, savânicas e florestais (Tabela 1).

#### Análise de dados

Calculamos as diferentes proporções de espécies em cada classe de prioridade em função dos critérios analisados. Para isso, utilizamos o teste Qui-quadrado para comparações de proporções, a fim de testar os pesos das caselas por meio das diferentes proporções de espécies em cada critério de prioridade a 95% de probabilidade (Zar, 2009).

Efetuamos um *two-way hierarchical cluster* no PC-ORD 6.0 (McCune e Mefford, 2011) para demonstrar visualmente a ocorrência das espécies nas diferentes fitofisionomias. Utilizamos, como medida de similaridade, o coeficiente de Sørensen, e como método de ligação, a média de grupo (UPGMA).

Produzimos uma lista de prioridades para conservação que incluía as espécies cuja média ponderada dos três critérios fosse maior ou igual a quatro pontos. Atribuímos peso ao critério RR e ao critério RL, a fim de selecionar espécies de baixa amplitude fora da Transição e que eram raras localmente (Gauthier et al., 2010).

## Resultados

### Espécies prioritárias para a conservação

O método de prioridade aplicado às 1.755 espécies que ocorrem na Transição revelou a existência de uma lista de prioridade regional contendo 89 espécies, cuja média ponderada dos três critérios foi igual ou maior que quatro pontos (Tabela 3). Dessas 89 espécies prioritárias para a conservação, 39 eram endêmicas do Brasil (Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2015), e 14 já constavam em alguma categoria de ameaça nacional ou internacional (Tabela 2).

### Estrutura hierárquica de prioridade

Nossos resultados sugerem a existência de uma hierarquia de prioridades de conservação, na qual o número de espécies verificadas em cada classe de prioridade está associado ao número de suas ocorrências nas diferentes ecorregiões fora da Transição, no número de sítios da Transição onde as espécies ocorrem e nos diferentes tipos de habitats ( $\chi^2_{0,05;8} = 765,492$ ,  $p < 0,0001$ ). O critério 'Raridade Local' apresentou a maior contribuição de espécies para a classe de maior prioridade, indicando que as espécies localmente raras apresentam a maior proporção entre os critérios analisados (Tabela 3). A restrição de espécies a habitats (savânicos ou florestais) foi verificada também na análise de agrupamentos (Apêndice B).



**Tabela 2.** Espécies de maior importância para a conservação da Transição, seguidas dos pontos atingidos em cada critério de prioridade, Responsabilidade Regional (RR), Raridade Local (RL) e Habitat Vulnerável (HV); os Ranks atribuídos a partir da média ponderada dos três critérios; espécies ameaçadas segundo a IUCN (\*); espécies raras segundo CNCFlora (▲); espécies raras segundo a Biodiversitas (Δ); espécies endêmicas do Brasil, segundo a Flora do Brasil (†).

Família	Especies	RR	RL	HV	Rank
CLUSIACEAE	<i>Clusia drouetiana</i> L.B.Sm.	5	5	4	1
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum timothei</i> Loiola & M.F.Sales†	5	5	4	1
PODOCARPACEAE	<i>Retrophyllum piresii</i> (Silba) C.N.Page	5	5	4	1
PODOCARPACEAE	<i>Retrophyllum rospigliosii</i> (Pilg.) C.N.Page*▲†	5	5	4	1
MYRTACEAE	<i>Myrcia hoffmannseggii</i> O.Berg†	4	5	5	1
LEGUMINOSAE	<i>Peltogyne prancei</i> M.F.SilvaΔ	4	5	4	2
MYRTACEAE	<i>Psidium donianum</i> O.Berg†	4	5	4	2
VIOLACEAE	<i>Rinorea villosiflora</i> Hekking*Δ†	4	5	4	2
LAURACEAE	<i>Aiouea macedoana</i> Vattimo*Δ†	3	5	5	3
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri pranceana</i> Morley†	3	5	5	3
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos rhamnifolia</i> A.DC.▲†	3	5	5	3
LECYTHIDACEAE	<i>Allantoma kuhlmannii</i> (Ducke) S.A.Mori, YaY.Huang & PranceΔ†	3	5	4	3
RUTACEAE	<i>Conchocarpus grandis</i> Kallunki	3	5	4	4
URTICACEAE	<i>Coussapoa angustifolia</i> Aubl.	3	5	4	4
URTICACEAE	<i>Coussapoa scabra</i> Akkermans & C.C.Berg†	3	5	4	4
RUBIACEAE	<i>Coussarea machadoana</i> (Willd.) Standl.	3	5	4	4
SAPINDACEAE	<i>Cupania olivacea</i> Gleason & A.C.Sm. †	3	5	4	4
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania maranhensis</i> PranceΔ†	3	5	4	4
MELASTOMATACEAE	<i>Mouriri cearensis</i> Huber†	3	5	4	4
ANNONACEAE	<i>Oxandra major</i> R.E.Fr.	3	5	4	4
LEGUMINOSAE	<i>Peltogyne maranhensis</i> Huber ex Ducke▲†	3	5	4	4

<b>Família</b>	<b>Especies</b>	<b>RR</b>	<b>RL</b>	<b>HV</b>	<b>Rank</b>
RUTACEAE	<i>Pilocarpus alatus</i> C.J.Josephex Skorupa <sup>▲†</sup>	3	5	4	4
ARALIACEAE	<i>Schefflera plurifolia</i> Fiaschi & Frodin <sup>†</sup>	3	5	4	4
SOLANACEAE	<i>Solanum circinatum</i> Bohs	3	5	4	4
SOLANACEAE	<i>Solanum myrianthum</i> Britton ex Rusby	3	5	4	4
LEGUMINOSAE	<i>Tachigali prancei</i> (H.S.Irwin & Arroyo) L.G.Silva & H.C.Lima <sup>†</sup>	3	5	4	4
SAPINDACEAE	<i>Talisia sylvatica</i> (Aubl.) Radlk.	3	5	4	4
LAMIACEAE	<i>Vitex compressa</i> Turcz.	3	5	4	4
LEGUMINOSAE	<i>Zygia odoratissima</i> (Ducke) L.Rico	3	5	4	4
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum arenarium</i> Allemão* <sup>†</sup>	2	5	4	5
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba coronata</i> Jacq.	2	5	4	5
LEGUMINOSAE	<i>Copaifera piresii</i> Ducke <sup>†</sup>	2	5	4	5
PRIMULACEAE	<i>Cybianthus granulosus</i> Pipoly	2	5	4	5
EBENACEAE	<i>Diospyros kanizur</i> B.Walln.	2	5	4	5
EBENACEAE	<i>Diospyros krukovii</i> A.C.Sm. <sup>†</sup>	2	5	4	5
RUTACEAE	<i>Erythrochiton brasiliense</i> Nees & Mart.	2	5	4	5
ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum ligustrinum</i> DC.	2	5	4	5
RUTACEAE	<i>Esenbeckia kallunkiae</i> Pirani	2	5	4	5
MYRTACEAE	<i>Eugenia percrenata</i> McVaugh <sup>†</sup>	2	5	4	5
MORACEAE	<i>Ficus insipida</i> Willd. <sup>†</sup>	2	5	4	5
MORACEAE	<i>Helianthos tylissprucei</i> Baill.	2	5	4	5
MELASTOMATAACEAE	<i>Henriettea spruceana</i> Cogn.	2	5	4	5
MELASTOMATAACEAE	<i>Miconia prancei</i> Wurdack	2	5	4	5
MELASTOMATAACEAE	<i>Mouriri dumetosa</i> Cogn.	2	5	4	5
MYRTACEAE	<i>Myrcia graciliflora</i> Sagot	2	5	4	5
MYRTACEAE	<i>Myrcia neesiana</i> DC.	2	5	4	5
LEGUMINOSAE	<i>Ormosia stipularis</i> Ducke	2	5	4	5

<b>Família</b>	<b>Especies</b>	<b>RR</b>	<b>RL</b>	<b>HV</b>	<b>Rank</b>
LEGUMINOSAE	<i>Swartzia discocarpa</i> Ducke†	2	5	4	5
LEGUMINOSAE	<i>Swartzia lucida</i> R.S.Cowan†	2	5	4	5
PENTAPHYLACACEAE	<i>Ternstroemia urophora</i> Kobuski†	2	5	4	5
MYRISTICACEAE	<i>Virola sessilis</i> (A.DC.) Warb. †	2	5	4	5
EUPHORBIACEAE	<i>Acalypha stricta</i> Poepp.	3	5	1	6
LEGUMINOSAE	<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C.Sm.*	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Andira cordata</i> Arroyo ex R.T.Penn. & H.C.Lima†	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Cassia spruceana</i> Benth.	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Chamaecrista subpeltata</i> (Rizzini) H.S.Irwin & Barneby†	4	4	4	6
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum sanguinolentum</i> (Pierre) Baehni	1	5	5	6
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba paraensis</i> Meisn. †	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Copaifera luetzelburgii</i> Harms†	1	5	5	6
ANNONACEAE	<i>Duguetia aripuanae</i> Maas†	4	4	4	6
ASTERACEAE	<i>Eremanthus mattogrossensis</i> Kuntze	1	5	5	6
MYRTACEAE	<i>Eugenia maranhaoensis</i> G.Don	4	4	4	6
MORACEAE	<i>Ficus malacocarpa</i> Standl.	1	5	5	6
THYMELAEACEAE	<i>Funifera ericiflora</i> (Gilg & Markgr.) Domke†	1	5	5	6
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira campestris</i> (Netto) Lundell†	1	5	5	6
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella kuhlmannii</i> Pilg.†	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Inga leiocalycina</i> Benth.	1	5	5	6
MYRISTICACEAE	<i>Iryanthera tessmannii</i> Markgr.	1	5	5	6
CHRYSOBALANACEAE	<i>Licania maguirei</i> Prance▲†	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms ex Kuntze) Harms†	1	5	5	6
SAPOTACEAE	<i>Manilkara excelsa</i> (Ducke) Standley*†	1	5	5	6
MALVACEAE	<i>Mollia speciosa</i> Mart. & Zucc.	1	5	5	6
MELASTOMATAACEAE	<i>Mouriri sideroxyylon</i> Sagot ex Triana	1	5	5	6

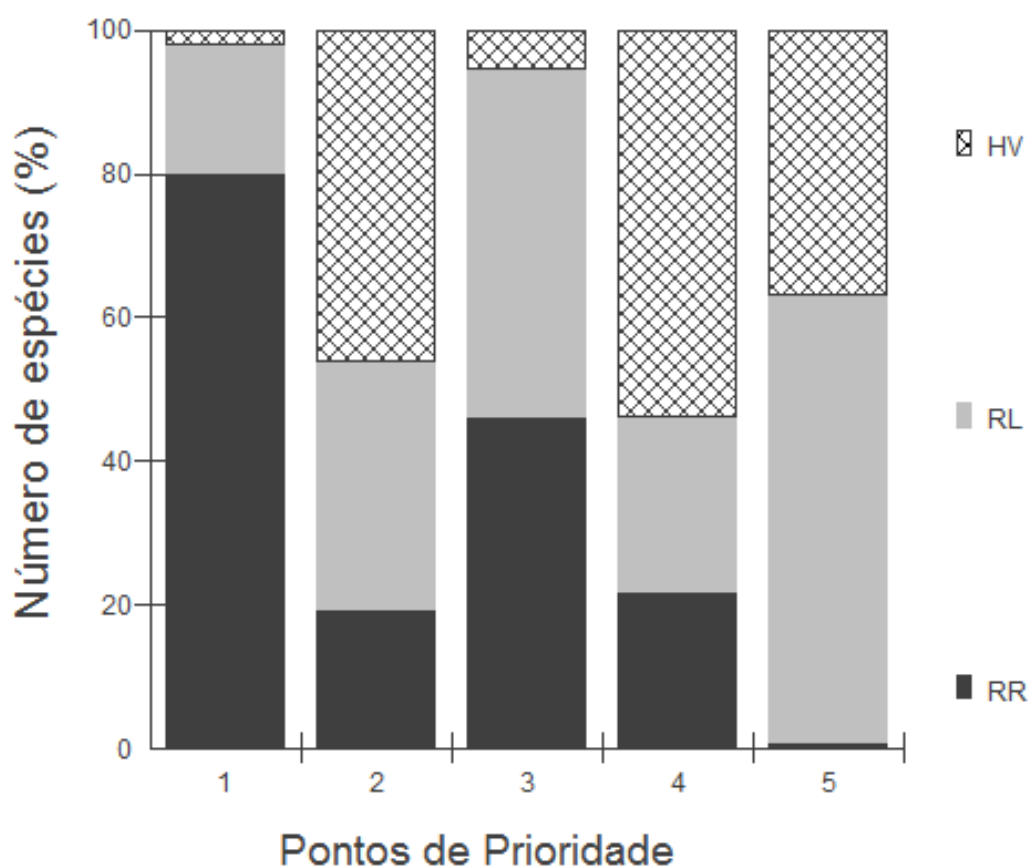
<b>Família</b>	<b>Especies</b>	<b>RR</b>	<b>RL</b>	<b>HV</b>	<b>Rank</b>
ANACARDIACEAE	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão*	1	5	5	6
LAURACEAE	<i>Nectandra matogrossensis</i> Coe-Teixeira*†	4	4	4	6
LAURACEAE	<i>Ocotea matogrossensis</i> Vattimo-Gil	1	5	5	6
LEGUMINOSAE	<i>Ormosia holerythra</i> Ducke	1	5	5	6
OCHNACEAE	<i>Ouratea discophora</i> Ducke†	1	5	5	6
ASTERACEAE	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	1	5	5	6
SAPOTACEAE	<i>Pouteria rostrata</i> (Huber) Baehni	1	5	5	6
BURSERACEAE	<i>Protium ovatum</i> Engl.*†	1	5	5	6
APOCYNACEAE	<i>Rauvolfia praecox</i> K.Schum. ex Markgr.	1	5	5	6
RUBIACEAE	<i>Remijia amazonica</i> K.Schum.	1	5	5	6
PROTEACEAE	<i>Roupala dielsii</i> J.F.Macbr.	1	5	5	6
BURSERACEAE	<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	1	5	5	6
MELIACEAE	<i>Trichilia rubra</i> C.DC.	1	5	5	6
HYPERICACEAE	<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	1	5	5	6
HYPERICACEAE	<i>Vismia schultesii</i> N.Robson	1	5	5	6
ANNONACEAE	<i>Xylopia multiflora</i> R.E.Fr.	1	5	5	6

**Tabela 3.** Distribuição das 1.755 espécies analisadas em cada classe de prioridade (1 – 5), suas respectivas proporções (%) verificadas para o critério de Responsabilidade Regional (RR), Raridade Local (RL) e Vulnerabilidade ao Habitat (VH) e os resíduos ajustados ( $R_{aj}$ ) significativos, obtidos ao nível de significância de 0,05, se desviando para mais ou para menos dos valores esperados pelo acaso. Valores não significativos estão marcados com asterisco (\*).

Classe de prioridade	Grupo quanto ao critério								
	RR	%	$R_{aj}$	RL	%	$R_{aj}$	VH	%	$R_{aj}$
1	963	54.9	38.9942	215	12.3	-13.029	29	1.7	-25.965
2	84	4.8	-6.5062	150	8.5	0.495*	202	11.5	6.0112
3	255	14.5	6.6272	269	15.3	7.959	32	1.8	-14.586
4	446	25.4	-14.529	500	28.5	-11.296	1120	63.8	25.8253
5	7	0.4	-24.323	621	35.4	21.4405	372	21.2	2.8819

A Raridade Local da Transição está representada por um alto número de espécies com um único registro de ocorrência dentro da Transição, ou seja, espécies que são registradas para uma única localidade. Das 1.755 espécies verificadas, 621 (35,4%) ocorrem apenas em um sítio dentro da Transição (Figura 2).

A partir do critério RR verificamos que, das 1.755 espécies que ocorrem na Transição, apenas sete (0,4%) não são compartilhadas entre a Transição e os domínios adjacentes: *Alseis pickelii*, *Erythroxylum timothei*, *Clusia drouetiana*, *Retrophyllum piresii*, *Retrophyllum rospigliosii*, *Myrcia ilheosensis* e *Citharexylum krukovii*. Espécies que ocorrem na Transição e fora dela em apenas uma ecorregião somaram 446 (25,4%). Espécies que ocorrem na Transição e fora dela, em duas ou três ecorregiões, somaram 255 (14,5%).



**Figura 2.** O eixo X corresponde aos pontos por classe de prioridade e o eixo Y, às proporções das espécies em cada um dos critérios, Responsabilidade Regional (RR), Raridade Local (RL) e Habitat Vulnerável (HV). Na pontuação 5 estão as proporções de espécies que correspondem à maior prioridade para a conservação; na pontuação 4, espécies que apresentam prioridades acima da média; na pontuação 3, a proporção de espécies que ficaram na média das prioridades; nas pontuações 1 e 2, as proporções de espécies abaixo da média de prioridade.

Nossa avaliação para o Habitat Vulnerável indica a existência de 372 espécies (21,2%) que, na Transição, ocorrem apenas em fisionomias savânicas (savana florestada ou savana arbustivo-arbórea), representando a categoria de maior prioridade para o critério analisado (Figura 2). Seguindo a hierarquia estão as espécies que, dentro da Transição, ocorrem apenas em fisionomias florestais (florestas latifoliadas e nanofloresta latifoliada), totalizando 1.120 espécies (63,8%).

## Discussão

Muitas espécies regional e localmente raras não constam em listas vermelhas, comprometendo assim estratégias que se baseiem unicamente nelas. Demonstramos, por meio de um método de ponderação baseado em três critérios, que é possível pontuar prioridades de espécies para a conservação de uma transição ou de um ecótono. Considerando que transições ecológicas são regiões que concentram alta diversidade, mas que atraem pouco interesse de conservacionistas (Smith et al., 2001), e que abordagens simples podem ser usadas para possibilitar acesso a resultados científicos pelos gestores da conservação (Habel et al., 2013), sugerimos que essa abordagem possa ser replicada em outras regiões de transição para identificar prioridades, não apenas de espécies arbóreas mas também de espécies de outros grupos, como, por exemplo, herbáceas, epífitas. Como proposto pelo próprio método (Gauthier et al., 2010), essa abordagem pode ser desenvolvida tanto para regiões amplas como a transição entre os dois maiores domínios da América do Sul aqui estudada quanto para transições de menor abrangência geográfica.

Nosso trabalho demonstra que a Transição possui uma estrutura hierárquica de espécies arbóreas prioritárias para a conservação, algumas das quais apresentando ocorrência em apenas um sítio dentro da Transição, outras sendo restritas a um único habitat, havendo, ainda, aquelas que parecem só ocorrer nessa região. Nossos resultados, assim como outros trabalhos recentemente desenvolvidos na Transição (Marimon et al., 2006; Ivanauskas et al., 2008), convergem para uma questão central, que é a importância da Transição para a conservação da flora regional. De fato, detectamos que as espécies arbóreas que ocorrem nessa região apresentam baixa amplitude geográfica nos domínios do Cerrado e Amazônico, algumas das quais apresentam também baixas taxas de ocorrência local e muitas ocorrem apenas em

fitofisionomias savânicas ou florestais, resultando numa combinação de espécies que apresentam, respectivamente, alta responsabilidade regional, raridade local e espécies que ocorrem em habitat vulnerável.

A existência de espécies restritas à Transição, que ocorrem em poucos estados federativos, tais como *Erythroxylum timothei* e *Clusia drouetiana* – segundo a Flora do Brasil, essas ocorrem, respectivamente, apenas no estado do Maranhão e nos estados do Pará e Rondônia – sugere que essas espécies sejam endêmicas à Transição. Partindo daí, alertamos para a importância que essas espécies possam ter para a conservação da flora regional e sugerimos que as mesmas sejam avaliadas com bastante atenção na elaboração de novas listas de espécies ameaçadas da flora, tanto regional quanto nacional.

Apenas 14 das 89 espécies da nossa lista de prioridades já constavam em alguma das categorias propostas pela IUCN, CNCFlora e Biodiversitas (Tabela 2). Tais diferenças entre as espécies selecionadas por cada sistema se devem às particularidades apresentadas por cada um deles. Enquanto o método de prioridades baseado nos três critérios é proposto para priorizar espécies raras regionalmente que expressem diferentes formas de raridade (Gauthier et al., 2010), o sistema da IUCN, por outro lado, foi pensado para priorizar espécies de importância internacional, a partir de taxas populacionais e da área de ocorrência conhecida das espécies. Todavia, é importante acentuar que as espécies aqui eleitas como prioritárias para a conservação, tanto as que já eram listadas pela IUCN quanto as não listadas, apresentam a mesma importância para a conservação regional, se considerada a média ponderada dos três critérios adotados. Assim, nossa lista de espécies prioritárias servirá como alerta (Miller et al., 2007) sobre o status de algumas espécies regionalmente importantes que ainda não fazem parte da flora ameaçada. Nesse sentido, na medida em que for possível uma



combinação das espécies listadas aqui como prioritárias com as espécies ameaçadas da flora já listadas por outros sistemas de classificação, tal como a IUCN, para compor uma mesma lista (Mehlman et al., 2004), as lacunas deixadas por um sistema de classificação (Akçakaya et al., 2000) tendem a ser reduzidas. Com isso, futuras estratégias de conservação mais eficientes em relação à escolha de espécies prioritárias podem ser alcançadas na Transição.

Nossos resultados indicam grupos de espécies bem definidos com relação ao padrão de raridade. Em um dos extremos, temos um grupo marcado por 25,4% das espécies ocorrendo em apenas uma ecorregião fora da Transição, e no outro extremo 54,9% das espécies ocorrendo em seis ou mais ecorregiões, em um ou ambos os domínios adjacentes. As espécies que ocorrem em apenas uma ecorregião fora da Transição correspondem àquelas de baixa amplitude nos domínios adjacentes, ou seja, espécies raras regionalmente e que possuem alta responsabilidade regional. Esse tipo de raridade de espécies, i.e., que se baseia na amplitude biogeográfica, resulta de processos históricos (Pärtel et al., 2005). De fato, tanto os processos históricos de curto prazo, como quedas de árvores e eventos fluviais, quanto os de longo prazo, como os processos paleoclimáticos ocorridos durante o Quaternário, parecem ter moldado os padrões vegetacionais existentes em diversas regiões amazônicas, entre elas da borda sul-amazônica (Haffer, 1992; Méio et al., 2003; Haffer, 2008). Tais processos são sugeridos como sendo a mola propulsora de especiação, que, por sua vez, resulta na elevada taxa de diversidade das florestas existente atualmente (Haffer, 1992; Haffer, 2008). Mesmo que mudanças do clima ocorridas durante a última média glacial não tenham contribuído decisivamente para o surgimento de novas linhagens de espécies, é indiscutível que essas mudanças tenham afetado de modo bastante intenso o nicho dessas espécies (Aleixo et al., 2010).

De fato, as espécies que compõem as florestas da borda sul-amazônica passaram por longos processos de adaptação que permitiram a ocupação das áreas marginais com condições diferentes daquelas de origem, o que resultou também em diferentes padrões de riqueza (Ivanauskas et al, 2004a). Esses eventos de adaptação das espécies aos habitats únicos da Transição têm sido sugeridos como explicação da dissimilaridade florística que é observada entre essas áreas de florestas de Transição e as áreas cores dos domínios adjacentes (Kunz et al., 2009; Eisenlohr, 2012). Assim, o gradiente biogeográfico formado por espécies raras sugere que a Transição abriga espécies com alta responsabilidade regional, resposta de longos períodos de adaptação que ocorreram ao longo dos processos paleoclimáticos e que marcaram a borda sul-amazônica. Para serem eficazes, as políticas de conservação regional devem considerar várias estratégias, entre as quais os gradientes biogeográficos (Gustafsson et al., 2014). Em um contexto da conservação dos grandes domínios biogeográficos, a variação fitogeográfica de raridade observada no presente estudo ressalta a importância de considerar políticas específicas para a Transição, incluindo mudanças no atual Código Florestal Brasileiro.

O atual Código Florestal Brasileiro preconiza como Reserva Legal para a Amazônia Legal 80% em áreas de florestas, enquanto áreas de cerrado apenas 35% (Brasil, 2012). Demonstramos aqui que muitas espécies de Transição ocorrem apenas em habitats de florestas, enquanto outras só ocorrem em habitats savânicos (veja Anexo B). Assim, o atual código florestal desfavorece os habitats de cerrado que ocorrem na Amazônia Legal, pois desvaloriza fitofisionomias savânicas em relação às fitofisionomias florestais; conseqüentemente, as espécies mais adaptadas às condições e recursos providos por tais fisionomias serão, portanto, mais vulneráveis. De fato, um produtor rural que intenciona explorar uma terra na região em questão tenderá a optar

por fazê-lo em fitofisionomias savânicas, uma vez que um maior contingente de área poderá ser aberto.

Medidas de conservação devem considerar comunidades que sejam biologicamente similares, de modo a possibilitar que a rede de conservação seja planejada para garantir a representatividade biológica (Metzger, 2010). Considerando que a flora da Transição representa de um lado espécies que possuem maior afinidade por habitats de savanas, e do outro lado espécies que se mostram mais aptas a habitats florestais, considerar tais distinções para a conservação é importante por duas razões. Primeiro, sendo o Cerrado um dos *hotspots* da biodiversidade e dado o fato de a Transição abrigar fitofisionomias e espécies que possuem afinidade a esse Domínio, conservar fitofisionomias savânicas de Transição contribuiria também com a conservação da diversidade daquele *hotspot*. Segundo, se tanto espécies de Cerrado quanto espécies amazônicas ocorrem na Transição e essas mesmas espécies são fruto de longos processos evolutivos, a conservação unicamente do Cerrado e Amazônia sem considerar a Transição entre esses domínios representaria uma perda considerável da variabilidade genética que pode ser exclusiva de espécies de Transição. Isso ressalta a necessidade de considerar a Transição como região única, sendo sua conservação necessária também como complementariedade dos dois maiores domínios fitogeográficos do Brasil.

Dessa forma, as mudanças nesse código florestal devem considerar essencialmente a diversidade dos grandes biomas brasileiros, haja vista a diversidade tropical existente nesse país não se limitar apenas às espécies, mas a áreas biogeográficas como um todo (Coutinho, 2006). Tais mudanças, portanto, devem ressaltar principalmente as particularidades das áreas naturais que existem no Brasil (Ab'Sáber, 2010), o que é o caso da Transição aqui observada. Isso equivale dizer que,

se quisermos que o Brasil cumpra seu compromisso com a preservação das suas florestas e demais formas de vegetação nativa (Brasil, 2012), a percentagem de Reserva Legal estabelecida para a vegetação de Cerrado deve ser maior que os 35% exigidos atualmente. De fato, o tamanho e manejo de área de Reserva Legal foram propostos outrora como medidas que podem favorecer a manutenção de áreas de florestas estacionais e ecótonos (Haidar et al., 2013). Do contrário, o fato de as áreas de Cerrado proporcionarem maior percentual de área a ser explorada coloca as fitofisionomias desse domínio sob a mira preferencial da exploração. Por conseguinte, as espécies arbóreas que têm preferências por tais habitats aqui verificados encontram-se sob maior vulnerabilidade, quando comparadas às espécies que ocorrem tanto em Domínios Amazônicos quanto em Domínios de Cerrado.

Verificamos alta raridade local, com 35,4% das espécies ocorrendo em apenas uma das localidades da Transição, indicando baixas taxas populacionais. Uma das razões atribuídas a essa raridade local é que as espécies podem apresentar baixa abundância na região e, nesse caso, estratégias de conservação envolvendo tais espécies devem ser vistas com muita atenção, pois, em muitos casos, a população de uma espécie pode ter sido tão reduzida que sua recuperação seria pouco provável (Gauthier et al., 2010). A segunda é que, embora muitos trabalhos tenham sido realizados na Transição, ainda há grandes lacunas de conhecimento da flora regional que precisam ser preenchidas e, com isso, se evidenciar a existência de espécies que são raras localmente ou apenas deficientemente amostradas. As duas razões acima têm implicações diretas na conservação local, pois, em se tratando de espécies que ocorrem em apenas poucas localidades, isso significa assumir que tais espécies apresentam baixas taxas populacionais, merecendo, portanto, mais atenção em relação àquelas que ocorrem em muitas localidades. Se, por outro lado, a raridade local dessas espécies resulta de déficit

de amostragem, isso implica em uma lacuna preocupante para a diversidade regional, pois a Transição está no centro de grandes pressões antrópicas, dada a sua coincidente geografia com o arco do desmatamento. Dessa forma, qualquer uma das possíveis razões que justificam a ocorrência das espécies de baixa ocorrência regional tem implicações urgentes na conservação regional.

Nossos resultados apontam também para uma questão importante a ser considerada em novas estratégias. Essa questão diz respeito aos diferentes habitats que a Transição apresenta. Verificamos que 21,2% das espécies aqui analisadas dentro da Transição podem estar restritas a fitofisionomias savânicas, enquanto um maior número destas espécies, 63,8%, ocorre apenas em fitofisionomias florestais. As fitofisionomias savânicas têm sua maior representatividade no Domínio do Cerrado, onde estudos baseados nas alterações climáticas têm sugerido a perda de área de muitas espécies (Siqueira e Peterson, 2003). Nesse sentido, sugere-se maior atenção para as espécies que ocorrem nas fitofisionomias savânicas e também maior atenção para esses habitats, tanto na Transição quanto fora dela. Além disso, essas fitofisionomias são comumente consideradas preferidas para as práticas de atividades locais, como o pastejo de gado criado livremente e o extrativismo de madeira e frutas (Silva, 2009). Feito isso, as espécies que ocorrem nos ambientes savânicos podem apresentar maior vulnerabilidade do que aquelas apresentadas nas fitofisionomias florestais.

Verificamos que 49 espécies contidas na lista de prioridade regional são endêmicas ao Brasil (Tabela 2), indicando que a Transição abriga muitas espécies da flora endêmica do país. Por conseguinte, a Transição passa a ser importante, entre outras razões, por i) ser uma região que abriga alta diversidade biológica, ii) abrigar muitas espécies endêmicas do Brasil e iii) espécies que se adaptaram as condições locais de clima, durante longos processos evolutivos, características observadas em zonas de

ecótonos de outras regiões do mundo (Smith et al., 2001; Araujo, 2002). Essas características são usadas também para promover essas regiões como prioritárias para a conservação, principalmente se considerarmos que as políticas de conservação estão concentradas nas regiões centrais. Por exemplo, no norte do Brasil, as políticas de conservação estão focadas na região central da Amazônia, onde estão implantadas também a maior parte das unidades de conservação. Já a Transição concentra as atividades de exploração voltadas ao desenvolvimento, que tiveram início na década de 70 (Théry, 2005). Hoje a Transição é tida como uma região de povoamento consolidado na qual se concentram cidades economicamente importantes (Becker, 2005). Com isso, deve-se atentar para a possível criação de novas unidades de conservação.

Note que espécies como *Tachigali vulgaris* e *Hirtella glandulosa*, que são reconhecidamente espécies chaves da Transição, dada a sua alta representatividade regional (Ratter et al., 1973), não foram por nós listadas como prioritárias. Isso é esperado quando se prioriza espécies raras. Nesse caso, mesmo importantes, espécies que possuem ampla distribuição dentro e fora da região a ser conservada não serão selecionadas. Por exemplo, *Tachigali vulgaris*, que ocorre em 21 dos 35 sítios da Transição e em 242 ecorregiões, não foi listada como prioritária em razão de suas elevadas ocorrências locais, indicando alta taxa populacional e sua ampla ocorrência fora da Transição. Por outro lado, observamos que algumas espécies que não ocorrem nos domínios adjacentes à Transição, mas apresentam ampla distribuição em outras regiões do Brasil, como, por exemplo, *Alseis pickelii*, que ocorre em grande parte do Domínio da Mata Atlântica, foram consideradas prioritárias para a conservação pelo critério RR. A ocorrência tanto de *A. pickelii* quanto de outras espécies de ampla ocorrência do Domínio Atlântico na região de Transição pode se justificar pelos padrões disjuntos de espécies apresentados entre a flora amazônica e atlântica, sugerido como

sendo o resultado de uma conexão florística existente no passado, através da vegetação do Cerrado (Rizzini, 1963; Prance, 1982). Já sua baixa amplitude nos domínios adjacentes, que por sua vez, levou a espécie a ser considerada como de alta responsabilidade regional, pode resultar de barreiras naturais que restringiram a espécie à região da Transição (Oliveira-Filho e Ratter, 2000). Uma vez que tomamos como parâmetro para comparação da ocorrência das espécies fora da Transição apenas os domínios do Cerrado e da Amazônia, corremos o risco de selecionar espécies que não são comuns a esses dois domínios, mas que são compartilhadas com domínios não considerados para comparação das ocorrências das espécies da Transição em áreas externas. Dessa forma, a eficiência do método em selecionar espécies endêmicas à região de interesse será maior se as ocorrências das suas espécies forem verificadas em todos os domínios biogeográficos do continente; nesse caso, a escala de interesse para a elaboração da lista de prioridades pode passar de regional para nacional (Gauthier et al., 2010). Porém, caso essa possibilidade não seja considerada, como no caso do presente estudo, uma análise da lista das espécies selecionadas como prioritárias pode ser realizada *a posteriori* por especialistas que atuem na região de interesse, a fim de identificar espécies listadas pelo método como prioritárias, mas que não possuem prioridades urgentes para a conservação.

Inicialmente, o método usado aqui mostrou-se flexível em relação a uma escala ampla, uma vez que foi possível selecionar as espécies de maior prioridade a partir dos dois maiores domínios fitogeográficos do Brasil. Segundo, a metodologia pode ser facilmente aplicada não apenas por pesquisadores, mas por gestores de unidades de conservação, pois se trata de um método fácil e prático, que não necessita de muitos recursos computacionais. Assim, a abordagem baseada em responsabilidade regional, raridade local e habitat vulnerável, aqui utilizada, poderá contribuir para reduzir a

lacuna que existe entre os resultados produzidos pela ciência da conservação e os profissionais que lidam com gestão da biodiversidade, como sugerido por Habel et al. (2013).

Nossa lista de prioridades poderá ser utilizada em futuras estratégias de conservação a serem realizadas tanto para a Transição, quanto para os estados federativos que abrangem essa região. Sugerimos que futuras avaliações da flora - em escalas nacional, regional e local - considerem as espécies aqui selecionadas como prioritárias.



## Referências

AB'SÁBER, A. N. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê, v. 1, 2003.

AB'SÁBER, A. N. Do Código florestal para o código da biodiversidade. *Biota Neotrop.*, v. 10, n. 4, p. 331-335, 2010.

AKÇAKAYA, H. R. et al. Making Consistent IUCN Classifications under Uncertainty. **Conservation Biology**, 2000. 14: 1001–1013. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.99125.x.

ALEIXO, A. et al. Mudanças climáticas e a biodiversidade dos biomas brasileiros: passado, presente e futuro. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.

ARAÚJO, M. B. Biodiversity hotspots and zones of ecological transition. **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1662-1663, 2002.

ARAUJO, R. A. et al. Florística e estrutura de fragmentos florestais em área de transição na Amazônia matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, n.4, p. 865-878, 2009.

ARPONEN, A. Prioritizing species for conservation planning. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 4, p. 875-893, 2012.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v.19, n.53, 2005.

BEUMER, C.; MARTENS, P. IUCN and perspectives on biodiversity conservation in a changing world. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 13-14, p. 3105-2120, 2013.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 6 setembro 2015.

BROENNIMANN, O. et al. Rarity types among plant species with high conservation priority in Switzerland. **Botanica Helvetica**, v. 115, n. 2, p. 95-108, 2005.

CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 9, p. 2597-2618, 2010.

CARTER, M. F. et al. Setting conservation priorities for landbirds in the United States: the Partners in Flight approach. **The Auk**, v. 117, n. 2, p. 541-548, 2000.

COATES, D. J.; ATKINS, K. A. Priority setting and the conservation of Western Australia's diverse and highly endemic flora. **Biological Conservation**, v. 97, n. 2, p. 251-263, 2001.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 12, p. 689-695, 2013.

EISENLOHR, P. V. **Padrões florísticos-estruturais, de diversidade alfa e distribuição potencial de espécies arbóreas entre os domínios do Cerrado e da Amazônia**. Tese (Doutorado).Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2012.

GÄRDENFORS, U. Classifying threatened species at national versus global levels. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 9, p. 511-516, 2001.

GAUTHIER, P. et al. Quantifying habitat vulnerability to assess species priorities for conservation management. **Biological Conservation** , v. 158, p. 321-325, 2013.

GAUTHIER, P.; DEBUSSCHE, M.; THOMPSON, J. D. Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1501-1509, 2010.

GUSTAFSSON, L. et al. Natural versus national boundaries: the importance of considering biogeographical patterns in forest conservation policy. **Conservation Letters** , v. 8, n. 1, p. 50-57, 2014.

HABEL, J. C. et al. Mind the gaps when using science to address conservation concerns. **Biodiversity and Conservation** , v. 22, p. 2413-2427, 2013.

HAFFER, J. Ciclos de tempo e indicadores de tempos na história da Amazônia. **Estud. Av.**, 6, n. 15, 1992.

HAFFER, J. Hypotheses to explain the origin of species in Amazonia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 917-947, 2008.

H Aidar, R. F. et al. Florestas estacionais e áreas de ecótono no estado do Tocantins, Brasil: parâmetros estruturais, classificação das fitofisionomias florestais e subsídios para a conservação. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 261-290, 2013.

IBGE. Manuais técnicos em geociências: manual técnico da vegetação brasileira, n. 2 ed. revisada e ampliada, 2012.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica** , v. 34, n.3, p. 399-413, 2004.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 281-305, 2004a.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica**, v. 38, n.2, p. 387-402, 2008.

KRICSFALUSY, V. V.; TREVISAN, N. Prioritizing regionally rare plant species for conservation using herbarium data. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 39-61, 2014.

KUNZ, S. H. et al. Similaridade florística entre florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 725-736, 2009.

LEVERGNE, S. et al. Environmental and human factors influencing rare plant local occurrence, extinction and persistence: a 115-year study in the Mediterranean region. **Journal of Biogeography** , v. 32, n. 5, p. 799-811, 2005.

MACE, M. M. The role of taxonomy in species conservation. **Georgina M. The role of taxonom Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, p. 711-719, 2004.

MALHEIROS, A. F.; HIGUCHI, N.; SANTOS, J. Análise estrutural da floresta tropical úmida do município de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 39, n.3, p. 539-548, 2009.

MARIMON, B. S. et al. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brasil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecótono. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n.2e3, p. 323-341, 2006.

MEHLMAN, D. W. et al. A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. **Biological Conservation**, v. 120, n. 3, p. 383-390, 2004.

MÉIO, B. B. et al. The influence of Amazonian and Atlantic flora in the vegetation of cerrado sensu stricto. **Brazilian Journal of Botany**, v. 26, n. 4, p. 437-444, 2003.

METZGER, J. P. O código florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 1-5, 2010.

MILLER, R. M. et al. National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: current status and future perspectives. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 684-696, 2007.

MOSER, P. et al. Tree species distribution along environmental gradients in an area affected by a hydroelectric dam in Southern Amazonia. **Biotropica**, p. 1-10, 2014.

MYERS, N. Rarity. **Biodiversity and conservation**, v. 6, p. 1317-1320, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. Classificação das Fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? **Rodriguésia**, v. 60, n. 3, p. 237-258, 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp/FAPESP, 2000. p. 73-89.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. **NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical**: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetlan/>>. Acesso em: 05 Novembro 2014. (Anteriormente TreeAtlan).

OLSON, M. D. et al. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

PÄRTEL, M. et al. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. **Biological Conservation**, v. 3, n. 123, p. 271-278, 2005.

PITMAN, N. C. A. et al. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2651-2661, 1999.

PRANCE, G. T. Forest refuges: Evidence from woody Angiosperms. In: PRANCE, G. T. **Biological diversification in the tropics**. New York: Columbia University Press, 1982. p. 137-156.

RATTER, J. A.; RICHARDS, G. A.; GIFFORD, D. R. Observations on the vegetation of northastern Mato Grosso: I. the woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, v. 226, p. 449-492, 1973.

RIZZINI, C. T. A flora do cerrado. Análise florística das savannas centrais. In: FERRI, M. G. **Simpósio sobre o Cerrado**. São Paulo: Edusp, 1963. p. 126-177.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. **BioScience**, v. 54, n. 12, p. 1092-1100, 2004.

SCHMELLER, D. S. et al. National responsibilities in european species conservation: a metodological review. **Conservation Biological**, v. 22, n. 3, p. 593-601, 2008.

SCHMELLER, D. S. et al. Determination of national conservation responsibilities for species conservation in regions with multiple political jurisdictions. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 14, p. 3607-3622, 2008a.

SCHMELLER, D. S. et al. Determination of conservation priorities in regions with multiple political jurisdictions. **Biodiversity and conservation**, v. 17, n. 14, p. 3623-3630, 2008b.

SILVA, C. E. M. Ordenamento Territorial no Cerrado brasileiro: da fronteira monocultora a modelos baseados na sociobiodiversidade. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 19, 2009.

SIQUEIRA, M. F.; PETERSON, A. T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.

SMITH, T. B. et al. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 8, p. 431, 2001.

SOUSA-BAENA, M. S.; GARCIA, L. C.; PETERSON, A. T. Knowledge behind conservation status decisions: data basis for “data deficient” brasilian plant species. **Biological Conservation**, 2013.

THÉRY, H. Situações da Amazônia no Brasil e no Continente. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 37-49, 2005.

WILSON, K. et al. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. **Environmental Management**, v. 35, n. 5, p. 527-543, 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5 ed. ed. New Jersey: Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, 2009.

---

**Capítulo II: Lacunas, vulnerabilidade e adequabilidade climática de  
espécies arbóreas na transição Cerrado-Amazônia**

---

Artigo formatado para submissão ao periódico *Biological Conservation*



## Resumo

As alterações no clima estão entre as grandes crises globais que causarão extinção de espécies. Diferentemente dos trabalhos de modelagem de distribuição potencial que comumente partem de apenas um grupo de espécies, aqui nós modelamos um conjunto com espécies raras, ameaçadas, espécies regionalmente raras e espécies indicadoras da zona de transição entre os dois maiores domínios fitogeográficos da América do Sul. De forma inédita apresentamos resultados relevantes sobre como as mudanças do clima podem reduzir as áreas climaticamente adequadas à permanência de espécies arbóreas que ocorrem nessa região. Além disso, nossos resultados demonstram que a atual rede de unidades de conservação da Transição Cerrado-Amazônia é insuficiente para promover a proteção das espécies, caso o aumento na concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico prevista para 2050 se confirme. As prioridades aqui definidas não são as únicas áreas que merecem atenção para a conservação regional, mas sim as áreas que, segundo nossa abordagem, merecem ação imediata. Nossos resultados fornecem lições de como as alterações no clima poderão afetar a distribuição de espécies arbóreas em ecótonos e transições ecológicas e como lidar com essa ameaça para que a biodiversidade nessas importantes áreas não entre em declínio.

Palavras-chave: transições ecológicas, comunidades modelos de conservação, alterações climáticas, espécies raras, espécies ameaçadas de extinção, espécies representativas.

## Introdução

O estabelecimento de áreas protegidas é uma das formas mais promissoras para se conservar um pool de diversidade de espécies (Benayas e de la Montaña, 2003). Não obstante, a rede mundial de áreas protegidas ainda é incompleta para promover a conservação efetiva dessa biodiversidade (Rodrigues et al., 2004; Rao et al., 2013). Em alguns casos, as lacunas podem ser verificadas tanto no número quanto no design da rede de reservas, fato que compromete a representatividade de espécies e vegetação de relevância para a conservação (Ioja et al., 2010). Muitas causas podem ser atribuídas como responsáveis pelas lacunas existentes em regiões relevantes para a conservação. Por exemplo, a centralização do interesse em *hotspots* de diversidade em detrimento de áreas periféricas como as transições ecológicas pode ser uma dessas causas (Smith et al., 1997, Smith et al., 2001). Além disso, os recursos destinados à conservação são escassos (Margules e Pressey, 2000), fato que ressalta a necessidade de planejar e definir áreas prioritárias para a conservação (Lombard et al., 2003).

O planejamento da conservação consiste no processo de localização, configuração, implementação e manutenção de áreas que são gerenciadas para promover a persistência da diversidade de espécies e outros valores (Pressey et al., 2007). Para garantir a persistência de espécies, o planejamento deve considerar preceitos de espaço e tempo, sendo esse segundo um fator chave na implementação das ações de conservação (Cowling et al., 2003). De fato, a importância de se considerar os fatores de mudanças no tempo tem se tornado um campo de intensa pesquisa, especialmente quando muitos trabalhos preveem que as mudanças no clima podem causar a perda das áreas de adequabilidade climática e, ou deslocamento espacial de espécies em diferentes regiões (Colombo e Joly, 2010; Hu e Jiang, 2011; Olivares et al., 2015). Assim, alguns pesquisadores têm defendido que as alterações climáticas devam

ser inseridas no planejamento da conservação (Martínez et al., 2006; Jones et al. 2016). Esta ideia fundamenta-se no fato de que, muito embora áreas de conservação sejam fixas, os ambientes dentro delas não o são (Wiens et al., 2011). Além disso, as alterações no clima afetarão o nicho fundamental das espécies de forma desconhecida, sendo necessário identificar possíveis refúgios climáticos (Rao et al., 2013).

Nesse contexto, os modelos de distribuição potencial (MDPs) são estratégias simples que possibilitam prever espaços ambientalmente adequados para a persistência de espécies (Pearson, 2010). Através dos MDP é possível, por exemplo, gerar modelos em nível de paisagem para definir prioridades e identificar *hotspots* regionais (Guisan et al., 2013). Com isso, MDPs têm sido amplamente usados para identificar possíveis lacunas em redes de reservas em resposta a alterações do clima (Martínez et al., 2006; Marini et al., 2010), bem como identificar áreas onde essas alterações poderão ter pouco efeito sobre a distribuição das espécies, isto é, possíveis refúgios climáticos que podem abrigar uma mesma espécie ou um conjunto, no presente e futuro (Jones et al., 2016).

Espécies são as peças chaves da conservação (Mace, 2004; Diniz-Filho et al. 2013). Nesse sentido, as ações de conservação devem considerá-las e, com isso, garantir que suas necessidades sejam incorporadas no processo de decisão (Mace, 2004). Diante disso, diferentes abordagens de conservação baseadas em espécies ameaçadas (Wan et al., 2014), raras e endêmicas (Groves et al., 2012), entre outras, têm sido comumente realizadas. Todavia, abordagens da conservação que se baseiam em espécies de interesse regional comprometem estratégias de conservação de espécies de relevância internacional e vice-versa (Löhmus, 2015).

Uma das formas de contornar os vieses deixados por diferentes sistemas de classificação é combinar as espécies de interesse local, regional e internacional

(Mehlman et al., 2004) para formar uma “comunidade modelo” (Maciel e Eisenlohr, 2016) e, em seguida, assumir esta “comunidade modelo” como grupo substituto da presença (Xu et al., 2015). De fato, a escolha de diferentes grupos de espécies, por exemplos, raras e ameaçadas, é importante porque elas possuem minúcias ecológicas que devem ser consideradas de forma distintas nos planos de conservação (Hu e Jiang, 2011; Löhmus, 2015). Assim, considerar uma “comunidade modelo” de conservação que abarque todos esses grupos de espécies seria uma forma de tornar as abordagens que utilizam múltiplos grupos de espécies (Lambeck, 1997) mais eficazes.

Buscamos identificar áreas prioritárias para espécies arbóreas da transição entre os dois maiores domínios fitogeográficos da América do Sul, Amazônia e Cerrado. Segundo nosso conhecimento, este é o primeiro trabalho realizado nessa zona de transição que busca identificar prioridades para a conservação a partir da modelagem de um conjunto de espécies arbóreas. Além disso, diferentemente das abordagens comumente usadas para seleção de áreas de adequabilidades climáticas, que se baseiam em um único grupo de espécies, nossa abordagem é baseada em três grupos de espécies (ameaçadas, raras e representativas). Abordamos três questões: i) As áreas de adequabilidade climática das espécies arbóreas da transição Cerrado-Amazônia estão protegidas por Unidades de Conservação? Nossa hipótese é que existe uma lacuna de conservação nas áreas preditas de espécies arbóreas na transição Cerrado-Amazônia, uma vez que, na região amazônica, as políticas de conservação são concentradas na área core daquele domínio (Théry, 2005). Assim, esperamos que as áreas preditas como ambientalmente adequadas para as espécies arbóreas não estejam protegidas em áreas mantidas especialmente para esse fim. Se nossa hipótese for refutada, então as áreas preditas para a ocorrência dessas espécies estarão, em maior proporção, mantidas por Unidades de Conservação. ii) As alterações climáticas previstas para o futuro

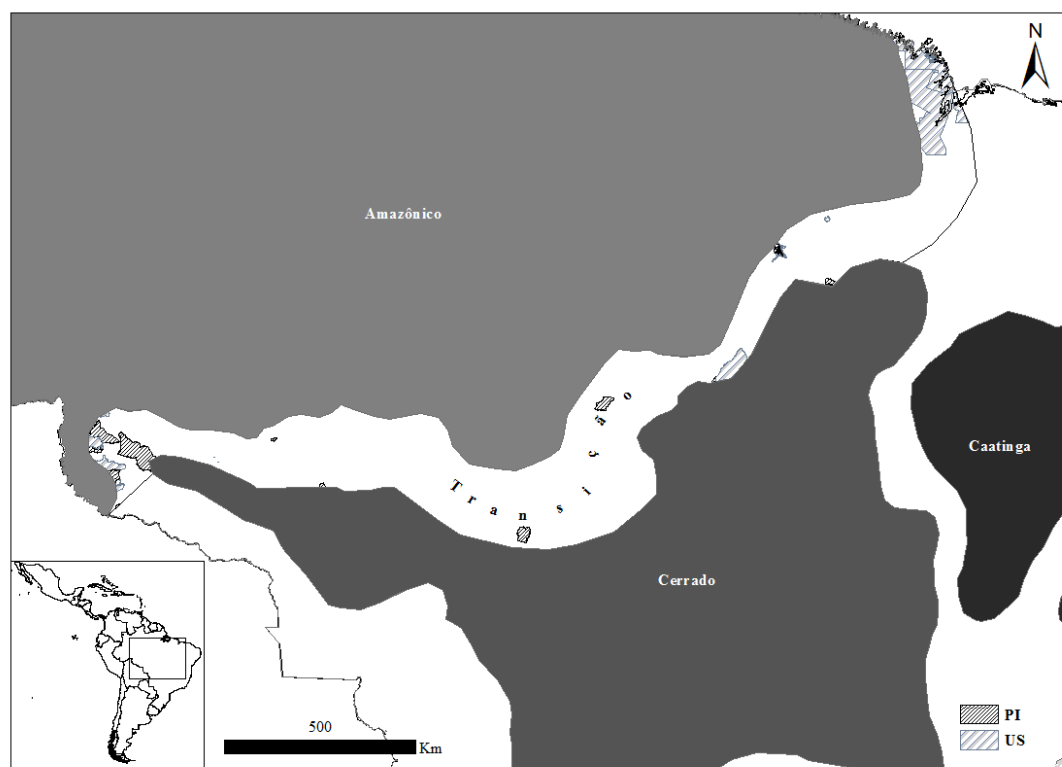
provocarão perda de áreas preditas das espécies arbóreas da transição Cerrado-Amazônia? Esperamos uma perda de área de adequabilidade climática para o futuro, pois os cenários de mudanças climáticas mostram que muitas espécies arbóreas terão suas áreas de adequabilidade climáticas futuras reduzidas (Colombo e Joly, 2010) ou deslocadas para além das suas áreas de ocorrência atuais (Olivares et al., 2015). Não havendo evidências que suportem nossa hipótese, as áreas de adequabilidade climática das espécies projetadas para o presente e cenários futuros serão equivalentes, o que sugeriria que as espécies não serão afetadas pelas mudanças no clima futuro. Do contrário, isto é, se as espécies tiverem perda de nicho fundamental, teremos indicações de que as mudanças do clima afetarão de forma negativa a permanência das espécies, sendo necessário se proceder a intervenções. iii) Na transição Cerrado-Amazônia, existem refúgios climáticos para as espécies arbóreas que ocorrem nessa região, ou seja, na Transição Cerrado-Amazônia, existe sobreposição de áreas preditas como climaticamente adequadas em diferentes cenários do clima (presente e futuro)? Esperamos encontrar uma sobreposição de áreas de maior adequabilidade climática de diferentes cenários entre as espécies representativas e ameaçadas, em contraposição a espécies raras, pois elas possuem distribuição mais ampla e, com isso, uma maior chance de seus nichos se sobreporem espacialmente. Uma vez que esses espaços sejam identificados, poderemos sugerir a partir deles a criação de novas unidades de conservação.

## **Material e Métodos**

### Região de planejamento

Consideramos as delimitações de Ab'Sáber (Ab'Sáber, 2003) para a Transição Cerrado-Amazônia (daqui em diante, Transição). No programa ArcGis 10.2 (ESRI,

2013) editamos essa faixa de transição em dois limites: um que separa a Transição Cerrado-Amazônia da Transição Cerrado-Caatinga, no extremo norte do Estado do Maranhão, e outro que corta o Estado de Rondônia, separando a Transição das áreas de influências do Pantanal Mato-Grossense (Figura 1).



**Fig. 1** Transição Cerrado-Amazônia e Unidades de Conservação. Transição, Domínio Amazônico e Domínios do Cerrado. Na legenda, PI indicam as áreas protegidas do grupo de proteção integral e US as de uso sustentável.

### Alvos da conservação

Utilizamos o banco de dados *NeoTropTree* (Eisenlohr e Oliveira-Filho, 2015) para compilar as espécies que ocorrem na Transição. Os dados do *NeoTropTree* estão organizados a partir de sítios para toda a região Neotropical. Assim, selecionamos os 35 sítios que ocorrem na Transição (Apêndice A). Em seguida, compilamos as espécies arbóreas que ocorrem nesses sítios, que totalizaram 1.755. Usamos três critérios para identificar as áreas de alta adequabilidade climática dos alvos da conservação: ameaça de extinção, raridade e representatividade. Partimos destes três critérios e consideramos, dentre as 1.755 espécies avaliadas: i) espécies ameaçadas (vulnerável, em perigo ou criticamente em perigo; daqui em diante, espécies ameaçadas) listadas pela IUCN (2015); ii) espécies raras (Giulietti et al., 2009) e espécies regionalmente raras, listadas por meio da aplicação de critérios de prioridade (Gauthier et al., 2010) (daqui em diante, espécies raras); e iii) espécies que, de acordo com especialistas, são consideradas espécies representativas da Transição, isto é, são representativas da região de interesse (daqui em diante, representativas). Incluímos preferencialmente para os dois últimos grupos de espécies aquelas que, segundo a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2015), só ocorrem nos Domínios do Cerrado e, ou Domínio Amazônico. Desconsideramos espécies com distribuição ampla, ou seja, que tenham registros para todos os estados que compreendem os dois domínios, já que espécies mais restritas tendem a ser consideradas mais vulneráveis às mudanças climáticas (Araújo e Pearson, 2005; Alexandre et al., 2013). Por outro lado, evitamos incluir espécies de distribuição restrita a apenas um estado federativo, a fim de considerar aquelas que possam ocorrer em uma faixa mais ampla dentro da região de interesse (e.g. Barrett et al., 2014), dando preferência às que ocorrem nos estados que compreendem a Transição. Essa abordagem nos permitiu escolher espécies mais associadas à região de interesse para a conservação.

Consideramos as informações disponíveis na Lista da Flora do Brasil e incluímos para cada espécie as seguintes informações: endemismo, distribuição geográfica, domínios fitogeográficos e tipos de vegetação onde cada espécie é encontrada (Apêndice C). Essas informações nos auxiliaram a avaliar a área de distribuição potencial das espécies por meio da avaliação de aspectos ecológicos relacionados aos tipos vegetacionais e domínios onde elas ocorrem.

Compilamos dados de ocorrências para os três grupos de espécies por meio da base de dados *NeoTropTree*, *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF; <http://www.gbif.org/>) e *speciesLink* (<http://slink.cria.org.br/>). Consideramos as ocorrências que possuíam coordenadas de latitude e longitude e já haviam sido determinados por especialistas ou disponibilizavam imagens que possibilitassem sua identificação. Após o refinamento de dados, selecionamos 36 espécies que ocorrem na Transição e que poderiam ser enquadradas em qualquer um dos grupos de espécies de interesse.

#### Seleção de preditores ambientais

Construímos um modelo a partir das 19 variáveis bioclimáticas do *WorldClim* (<http://www.worldclim.org/>; Hijmans et al., 2005) (veja Apêndice D), os 35 sítios do *NeoTropTree* que ocorrem na Transição e as espécies e respectivos pontos de ocorrência. Considerando a importância da escolha das variáveis preditivas para a escolha para a geração dos modelos de distribuição potencial (Gama et al., 2016), escolhemos entre as 19 bioclimáticas do *WorldClim* aquelas que apresentassem maior importância estatística e biológica e que não apresentassem colinearidade. Para isso, geramos uma camada de dados vetoriais com as ocorrências das espécies, totalizando 4.961 pontos de ocorrências para os três grupos de espécies e uma segunda camada de



dados vetoriais com 5.000 pontos aleatórios sobre a área de distribuição das espécies. Extraímos do *raster* de cada variável bioclimática os valores correspondentes às coordenadas dos 35 sítios da Transição. Em seguida, geramos uma matriz de presença e ausência no FITOPAC (Shepherd, 2010), a partir das espécies e os sítios onde essas ocorrem. Realizamos uma transformação de Helling nos dados presença e ausência das espécies em ambiente R (R Core Team, 2013) e, em seguida, realizamos uma PCA a partir dos dados transformados (sobre a pertinência de se usar PCA para dados biológicos transformados, ver Legendre & Gallagher 2001). Recuperamos os escores do primeiro eixo, que explicou 18% da variação, e utilizamos esses escores com os valores das 19 variáveis bioclimáticas para os 35 sítios na construção de uma matriz. A partir desse conjunto de pontos aleatórios e as ocorrências das espécies, geramos uma PCA, que nos serviu, juntamente com o coeficiente de Spearman (gerado a partir dos sítios onde as espécies ocorrem apenas na área de estudo e uma matriz de presença e ausência das espécies) e o Fator de Inflação da Variância ( $< 10$ ; Borcard et al., 2011), para selecionar o conjunto de preditores bioclimáticos. Após esse procedimento, cinco variáveis (Tabela 1) não colineares entre si foram selecionadas (Apendice E).

**Tabela 1.** Variáveis bioclimáticas utilizadas para geração dos modelos de distribuição potencial.

<b>Código</b>	<b>Variável</b>
Bio1	Temperatura Média Anual ( $^{\circ}\text{C} \cdot 10$ )
Bio3	Isotermalidade (%)
Bio12	Precipitação Anual (mm)
Bio14	Precipitação do Mês Mais Seco (mm)
Bio18	Precipitação da Estação Quente (mm)

As mesmas variáveis acima selecionadas foram usadas para modelar a distribuição das espécies arbóreas para o clima futuro. Utilizamos o *Community Climate System Model* – CCM4 por ser um dos Modelos de Circulação Geral (MCG) que apresentaram bom desempenho na previsão dos padrões de precipitação e temperatura,

além de se destacar como o MCG que apresenta o menor viés na previsão do clima futuro (para mais detalhes, veja Torres 2014). Esse modelo integra o CMIP5, fornecido pelo *Program for Climate Model Diagnosis and Intercomparison* (PCMDI), disponível no sítio do *Worldclim*. Dois cenários forçantes de emissões de gases foram usados na modelagem, RCPs (*Representative Concentration Pathways*) 4.5 (intermediário) e 8.5 (pessimista), que correspondem a uma forçante radiativa de 4.5 e 8.5  $Wm^{-2}$  até o fim do século (Moss et al., 2010) e aproximadamente a 650 e 1.370 ppm de concentrações de  $CO_2$  em 2100, respectivamente (Van Vuuren et al., 2011). Considerando a necessidade de avaliar a resposta das espécies às alterações em curtos períodos de tempo (Chapman et al., 2014), utilizamos as simulações para os anos 2050.

#### Modelagem preditiva de espécies

Utilizamos dois algoritmos na modelagem de distribuição potencial de espécies: Maxent (Phillips et al., 2006; Phillips e Dudik, 2008), comumente tratado como um dos algoritmos mais poderosos na modelagem preditiva de espécies (Elith et al., 2006), que utiliza dados de presença e pseudo-ausências, e Distância Euclidiana, que modela a similaridade ambiental (Oliveira e Cassemiro, 2013). Para executar o algoritmo Maxent, utilizamos o software Maxent (Phillips et al., 2006) e, para a Distância Euclidiana, utilizamos as implementações do openModeller Desktop (Muñoz et al., 2011).

#### Avaliação e seleção dos modelos

Utilizamos um método de geração e acréscimo sucessivo de modelos, isto é, os modelos foram sendo gerados e adicionados ao conjunto de modelos a serem utilizados na análise. Para isso, definimos previamente o número mínimo de 10 modelos para cada para cada algoritmo, para o presente e cenários forçantes. Assim, ao final da modelagem

cada espécie contava com 20 modelos do presente, 20 modelos do cenário otimista e 20 modelos do cenário pessimista. Antes de gerar os modelos, aleatorizamos os dados de ocorrência e realizamos uma partição, considerando 70% dos dados para treino e 30% para teste. Utilizamos como parâmetros de avaliação do modelo os valores da área sob a curva (AUC – *Area Under the ROC Curve*) (Elith et al., 2006). De acordo com a métrica AUC, modelos com elevados valores apresentam boa performance (Manel et al., 2001), sendo os que resultam em valores maiores que 0,5 comumente aceitos como diferentes do acaso; quanto mais próximo de 1, melhor o desempenho do modelo (Elith et al., 2006). Para a validação baseada no AUC, consideramos 0,5 como limiar para o qual modelos que apresentaram valores inferiores foram descartados. Utilizamos também o TSS (*True Skill Statistic*), que varia entre -1 e +1, sendo que zero ou menos indica baixa concordância entre dados observados e preditos (Allouche et al., 2006). Nesse caso, consideramos aceitos os modelos que apresentaram TSS igual ou maior que 0,4 (e.g. Silva et al., 2014). Assim como o Índice Kappa, o TSS fornece resultados que diferem do acaso acima do valor estabelecido acima. Finalmente, após considerar os parâmetros acima, selecionamos 10 modelos para cada espécie e para cada um dos cenários climáticos escolhidos. As duas métricas de avaliação dos modelos foram geradas em ambiente R (R Core Team, 2013).

#### Análise dos modelos de distribuição potencial

Construímos um banco de dados em formato *Geodatabase* no ArcGis 10.2 (ESRI, 2013) para manipulação dos modelos, tais como sobreposição de camadas, extração por máscara e contagem de pixels. Adotamos como sistema geodésico o SIRGAS 2000, pois este é o único sistema geodésico de referência oficialmente adotado no Brasil. Incluímos uma camada vetorial das UCs que ocorrem na Transição Cerrado-

Amazônia, recuperadas a partir do Banco de Dados Mundial de Áreas Protegidas (IUCN e UNEP-WCMC, 2015). Desconsideramos as terras indígenas, por elas não terem garantia legal de proteção. Incluímos ainda, neste banco de dados, os modelos contínuos gerados para cada espécie. Em seguida, utilizamos o *ROC threshold* (limiar de corte), que maximiza o valor de corte sobre a área da curva, para converter os modelos contínuos em modelos binários. Após esse procedimento, os modelos binários gerados apresentam duas classes de atributos, sendo uma a área de presença predita e outra a área de ausência predita. Após o corte, os modelos de distribuição gerados para cada espécie por diferentes algoritmos foram reunidos em um modelo consensual, método comumente conhecido como “*ensemble forecast*”, que tem como vantagem obter informações que não seriam possíveis mediante análise dos modelos individualmente (Araújo e New, 2007).

#### Análise de lacunas de conservação

Paisagens fora de Áreas Protegidas estão comumente expostas a pressões por diversos fatores, o que inviabiliza as mesmas como refúgios de espécies no futuro (Heller e Zavaleta, 2009). Nesse sentido, um ponto de partida para a conservação é verificar o percentual de refúgios de espécies que estão sobrepostas por Áreas Protegidas e, com isso, alertar sobre as lacunas de proteção dessas espécies (Alexandre et al. 2014). Realizamos a sobreposição dos modelos do presente e futuro (refúgios – adotamos o termo refúgio para nos referirmos às áreas de distribuição potencial do presente e futuro que foram sobrepostas espacialmente) para cada espécie. Em seguida, verificamos qual percentual de refúgio de cada espécie ocorria na Transição e qual percentual dessa área estava sob proteção de Unidades de Conservação. Consideramos protegidas espécies com 15% ou mais de sua área de distribuição potencial na Transição

sob proteção das Unidades de Conservação. Por outro lado, espécies cujas áreas de refúgio sob proteção de Unidades de Conservação não chegavam a 15% da área de distribuição potencial das espécies foram consideradas como lacunas de conservação.

#### Análise da vulnerabilidade

Consideramos as áreas de distribuição potencial em toda a região Neotropical para verificar a vulnerabilidade das espécies ao clima. Para isso, utilizamos os modelos binários de cada espécie para o presente e os dois cenários forçantes. Calculamos a proporção de área predita como ambientalmente adequada no presente e nos cenários do clima futuro em relação à região Neotropical. Em seguida, comparamos a proporção de área predita do presente com o clima futuro. Consideramos como vulneráveis as espécies que apresentam perda de área predita no futuro em relação à área predita no presente. Por outro lado, consideramos persistentes as espécies que não apresentam perda de área nos cenários forçantes ou apresentam ganho, isto é, as áreas preditas no futuro sendo proporcionalmente maiores que as áreas preditas para o presente.

#### Identificação de áreas de maior adequabilidade ambiental

Uma das abordagens para determinar e identificar áreas de maior adequabilidade climáticas é por meio da sobreposição de modelos de distribuição potencial de diferentes espécies (Jones et al., 2016). Realizamos a soma dos consensos de cada espécie para o clima atual e cenários futuros, que indicam as áreas de adequabilidade climática predita para a ocorrência dessas espécies que se sobrepõem em diferentes cenários.

Realizamos a sobreposição dos modelos por critérios de prioridade, isto é, preparamos um mapa de sobreposição para as espécies ameaçadas (refúgio de espécies

ameaçadas), um para espécies raras (refúgio de espécies raras), outro para espécies representativas (refúgio de espécies representativas) e um considerando todas as espécies (refúgio para a *comunidade modelo*). Elaboramos um mapa com duas categorias de prioridades para cada grupo de espécies que varia de Baixa adequabilidade climática, onde os modelos não predizem presença de espécies, e Alta adequabilidade, onde há sobreposição de áreas de adequabilidade climática dos modelos gerados para diferentes espécies.

## Resultados

Nossos modelos de distribuição potencial gerados para as 36 espécies a partir das duas técnicas de modelagem utilizadas, tanto para o clima presente quanto para os cenários do clima futuro (otimista e pessimista), apresentaram boas performances, isto é, o padrão de distribuição predito pelos modelos foi melhor do que o explicado ao acaso (Tabela 2). As médias das duas métricas (TSS e AUC) usadas para avaliar as performances dos modelos alcançaram elevados valores. Em alguns casos, inclusive, os valores médios das métricas foram mais altos que o limiar de corte estabelecido para aceitar o modelo. Verificamos para os modelos gerados por ambos os algoritmos valores médios de TSS e AUC que se aproximam de 1. Modelos das espécies tais como *Eremanthus mattogrossensis*, *Hymenaea maranhensis*, *Swartzia lucida* e *Virola sessilis* apresentaram, respectivamente, TSS = 0.950, 0.911, 0.995 e 0.916. Do mesmo modo, verificamos modelos das espécies *Erythroxylum ligustrinum*, *Ficus calyptroceras*, *Pouteria trilocularis* e *Protium ovatum* que obtiveram, respectivamente, AUC = 0.924, 0.941, 0.952 e 0,936. Os valores dos desvios-padrão calculado a partir dessas métricas também foram baixos, indicando baixa variabilidade entre as médias dos modelos contínuos dessas espécies (Tabela 2).

**Tabela 2.** Médias das métricas (AUC e TSS) e desvio padrão (DP) dos 10 modelos de distribuição potencial de cada espécie usada em nossas análises. TH corresponde o limiar de corte ROC threshold usado na geração do mapa binário. O número na última coluna (Fig.) corresponde ao modelo binário gerado para cada espécie a partir do valor de corte, disponível no apêndice G.

Espécie	Maxent					Distância Euclidiana					Fig.
	AUC	DP	TSS	DP	TH	AUC	DP	TSS	DP	TH	
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	0.741 ±	0.013	0.498 ±	0.032	0.347	0.789 ±	0.020	0.516 ±	0.031	0.902	1
<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	0.894 ±	0.010	0.692 ±	0.017	0.325	0.874 ±	0.013	0.779 ±	0.024	0.929	2
<i>Chrysophyllum arenarium</i> Allemão	0.913 ±	0.006	0.767 ±	0.019	0.384	0.919 ±	0.004	0.785 ±	0.017	0.932	3
<i>Coccoloba coronata</i> Jacq.	0.868 ±	0.046	0.635 ±	0.088	0.438	0.777 ±	0.026	0.594 ±	0.055	0.904	4
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	0.942 ±	0.003	0.785 ±	0.015	0.284	0.882 ±	0.002	0.695 ±	0.003	0.938	5
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S.Moore	0.908 ±	0.007	0.713 ±	0.032	0.267	0.862 ±	0.002	0.623 ±	0.012	0.931	6
<i>Eremanthus mattogrossensis</i> Kuntze	0.975 ±	0.008	0.950 ±	0.015	0.484	0.958 ±	0.007	0.946 ±	0.008	0.963	7
<i>Erythroxylum ligustrinum</i> DC.	0.924 ±	0.006	0.814 ±	0.014	0.309	0.847 ±	0.005	0.647 ±	0.013	0.906	8
<i>Ficus calyptroceras</i> (Miq.) Miq.	0.941 ±	0.004	0.826 ±	0.021	0.364	0.885 ±	0.006	0.717 ±	0.008	0.935	9
<i>Ficus pakkensis</i> Standl.	0.882 ±	0.013	0.669 ±	0.016	0.466	0.877 ±	0.023	0.722 ±	0.020	0.922	10
<i>Ficus pulchella</i> Schott	0.908 ±	0.025	0.700 ±	0.057	0.318	0.784 ±	0.002	0.494 ±	0.011	0.936	11
<i>Hymenaea maranhensis</i> Y.-T.Lee & Langenh.	0.976 ±	0.002	0.911 ±	0.007	0.331	0.939 ±	0.005	0.828 ±	0.006	0.970	12
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	0.877 ±	0.007	0.650 ±	0.015	0.342	0.766 ±	0.001	0.451 ±	0.009	0.920	13
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms ex Kuntze) Harms	0.965 ±	0.006	0.837 ±	0.022	0.418	0.896 ±	0.006	0.731 ±	0.014	0.934	14
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub.	0.907 ±	0.005	0.680 ±	0.020	0.371	0.851 ±	0.004	0.638 ±	0.008	0.926	15
<i>Ocotea matogrossensis</i> Vattimo-Gil	0.832 ±	0.021	0.643 ±	0.048	0.37	0.722 ±	0.008	0.438 ±	0.030	0.873	16
<i>Ocotea obliqua</i> Vicent.	0.851 ±	0.013	0.603 ±	0.030	0.33	0.779 ±	0.007	0.485 ±	0.008	0.891	17
<i>Ouratea discophora</i> Ducke	0.910 ±	0.005	0.703 ±	0.034	0.428	0.765 ±	0.002	0.485 ±	0.013	0.922	18
<i>Pouteria trilocularis</i> Cronq.	0.831 ±	0.046	0.669 ±	0.024	0.494	0.952 ±	0.005	0.833 ±	0.025	0.833	19
<i>Protium ovatum</i> Engl.	0.963 ±	0.005	0.814 ±	0.028	0.142	0.936 ±	0.005	0.773 ±	0.018	0.773	20
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	0.871 ±	0.009	0.630 ±	0.016	0.321	0.756 ±	0.004	0.522 ±	0.006	0.909	21



	Maxent					Distância Euclidiana					Fig.
	AUC	DP	TSS	DP	TH	AUC	DP	TSS	DP	TH	
<i>Qualea ingens</i> Warm.	0.912 ±	0.011	0.693 ±	0.006	0.495	0.809 ±	0.002	0.576 ±	0.013	0.911	22
<i>Rauvolfia praecox</i> K.Schum. ex Markgr.	0.946 ±	0.016	0.827 ±	0.029	0.434	0.793 ±	0.018	0.553 ±	0.034	0.931	23
<i>Remijia amazonica</i> K.Schum.	0.887 ±	0.004	0.641 ±	0.024	0.233	0.806 ±	0.003	0.545 ±	0.005	0.921	24
<i>Ruizterania wittrockii</i> (Malme) Marc.-Berti	0.812 ±	0.011	0.634 ±	0.025	0.406	0.875 ±	0.003	0.619 ±	0.011	0.947	25
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	0.860 ±	0.007	0.562 ±	0.032	0.342	0.743 ±	0.004	0.406 ±	0.010	0.406	26
<i>Swartzia lucida</i> R.S.Cowan	0.845 ±	0.021	0.800 ±	0.026	0.49	0.997 ±	0.000	0.995 ±	0.002	0.979	27
<i>Swartzia oraria</i> R.S.Cowan	0.906 ±	0.005	0.699 ±	0.016	0.372	0.737 ±	0.007	0.418 ±	0.002	0.418	28
<i>Swietenia macrophylla</i> King	0.871 ±	0.013	0.657 ±	0.046	0.519	0.762 ±	0.010	0.517 ±	0.047	0.517	29
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	0.877 ±	0.011	0.681 ±	0.024	0.337	0.841 ±	0.005	0.605 ±	0.013	0.910	30
<i>Virola sessilis</i> (A.DC.) Warb.	0.964 ±	0.005	0.916 ±	0.015	0.421	0.900 ±	0.006	0.700 ±	0.029	0.939	31
<i>Virola surinamensis</i> Warb.	0.822 ±	0.016	0.699 ±	0.019	0.325	0.881 ±	0.007	0.740 ±	0.044	0.930	32
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	0.889 ±	0.003	0.632 ±	0.010	0.243	0.810 ±	0.006	0.526 ±	0.015	0.900	33
<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	0.892 ±	0.007	0.680 ±	0.030	0.275	0.847 ±	0.001	0.596 ±	0.003	0.938	34
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	0.901 ±	0.006	0.700 ±	0.027	0.355	0.724 ±	0.002	0.437 ±	0.015	0.902	35
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	0.951 ±	0.003	0.802 ±	0.011	0.217	0.881 ±	0.002	0.633 ±	0.005	0.927	36

## Lacunas de conservação

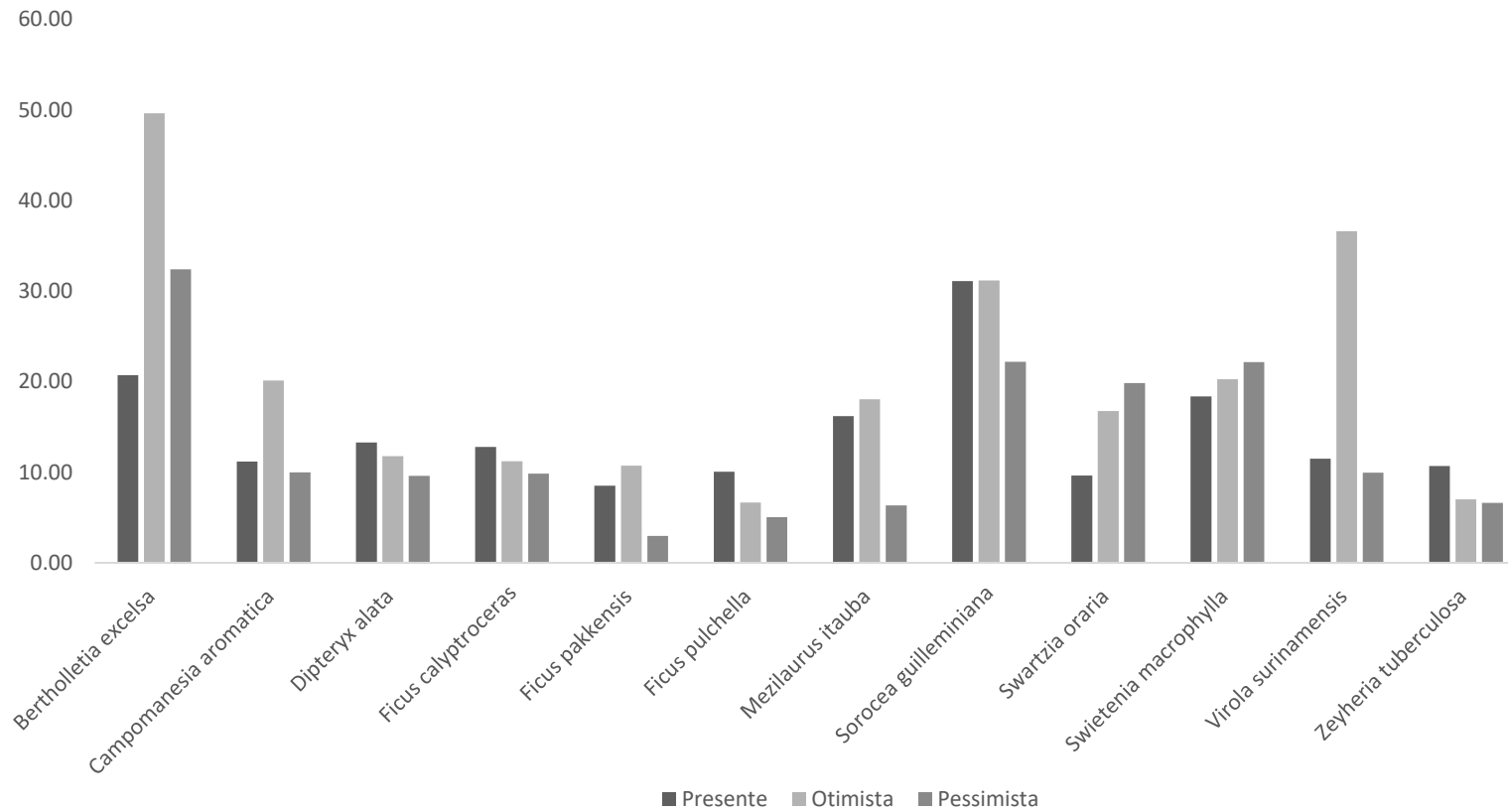
Nossos resultados indicam uma grande lacuna na rede de conservação da Transição. Essa lacuna indica que, com exceção de *Erythroxylum ligustrinum*, *Ficus pakkensis*, *Ocotea obliqua*, *Swartzia lucida* e *Virola surinamensis*, todas as demais espécies da nossa comunidade modelo formada por 36 espécies apresentam menos de 15% dos refúgios protegidos pela rede de Unidades de Conservação. Logo, nossos resultados evidenciam 31 espécies que apresentam suas áreas de maior adequabilidade climática em áreas ainda não protegidas e, por conseguinte, uma lacuna de conservação que envolve essas 31 espécies. Nossos resultados indicam ainda duas espécies, *Hymenaea maranhensis* e *Protium ovatum*, ambas consideradas raras para o presente estudo, que apresentam áreas de distribuição potencial na Transição, mas que nenhum percentual de área ambientalmente adequada encontra-se sobreposta por qualquer Unidade de Conservação. Verificamos também que *Ephedranthus parviflorus*, *Luetzelburgia praecox*, *Pouteria trilocularis* e *Ruizterania wittrockii* possuem menos de 1% de suas áreas preditas como ambientalmente adequadas sob a forma de proteção de Unidades de Conservação.

## Vulnerabilidade e Panorama de mudanças das espécies

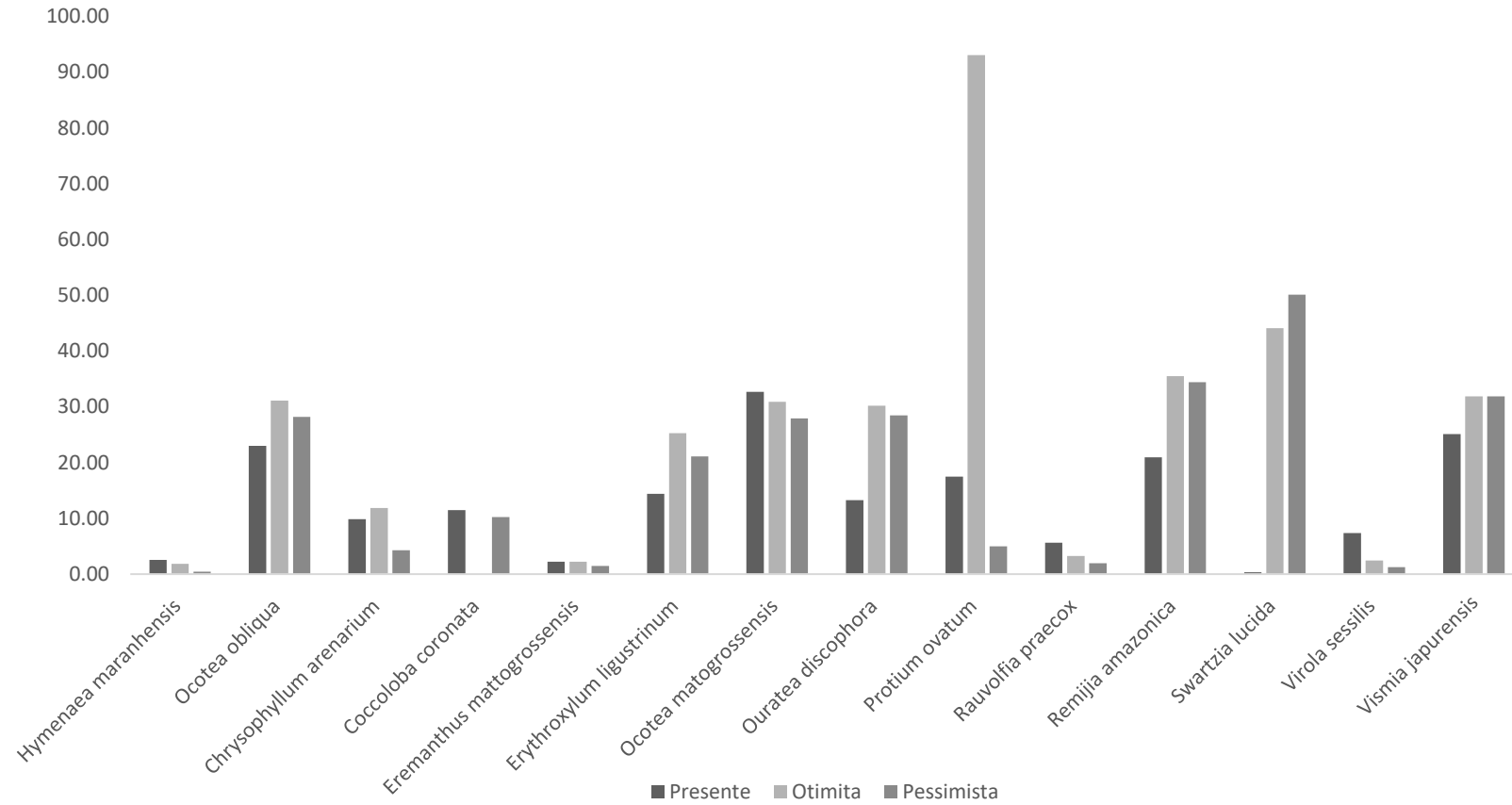
Nossos resultados indicam espécies que, no futuro, podem ter suas áreas de adequabilidade climática reduzidas em relação ao clima atual. De fato, observamos que 14 espécies tiveram alguma perda no percentual de área predita para o futuro otimista em relação ao clima do presente (Apêndice F). Do mesmo, verificamos que 25 espécies apresentam alguma taxa de perda de área de adequabilidade climática no futuro pessimista em relação ao clima atual (Apêndice F). Esses resultados indicam que o cenário pessimista de emissão de gases pode ter efeitos mais agravantes sobre a perda

de nicho de espécies. Observamos que 10 espécies apresentam persistência nos cenários otimista e pessimista, isto é, as áreas de distribuição predita para o futuro não sofrem redução em relação às áreas preditas para o presente. *Coccoloba coronata* não apresentou área predita para o cenário otimista, o que indica que essa espécie pode perder suas áreas de adequabilidade ambiental no futuro.

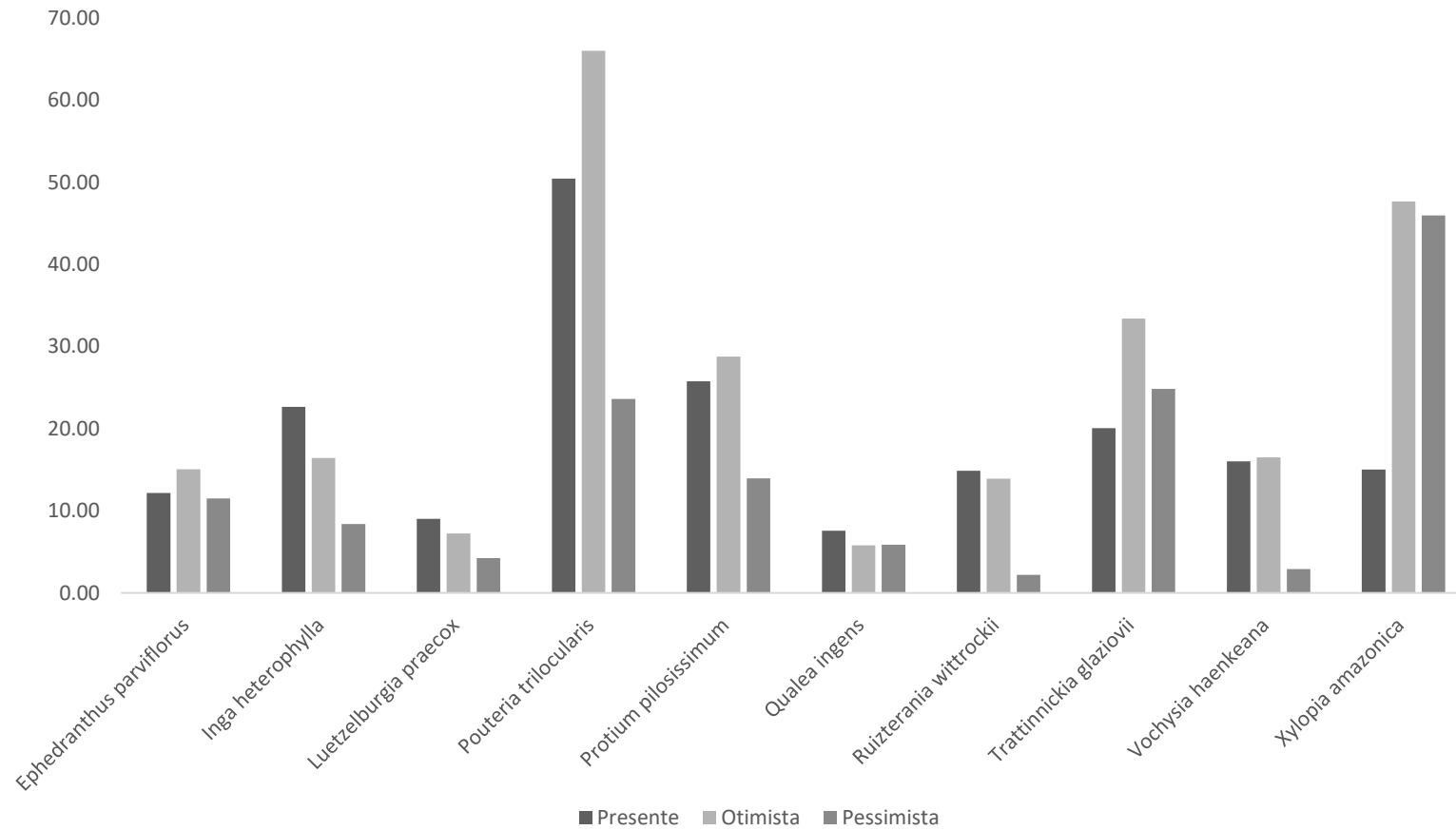
Com exceção de *Bertholletia excelsa*, *Swartzia oraria* e *Swietenia macrophylla*, que se mostraram persistentes em todos os cenários do clima futuro, as demais espécies ameaçadas apresentaram alguma taxa de perda de área predita no futuro em relação ao clima presente (Figura 3, Apêndice F). No caso das espécies raras, *Erythroxylum ligustrinum*, *Ouratea discophora*, *Ocotea obliqua*, *Remijia amazonica*, *Swartzia lucida* e *Vismia japurensis* se mostraram persistentes em ambos os cenários, enquanto as demais espécies desse grupo apresentaram alguma taxa de perda em um ou ambos os cenários do clima futuro em relação ao clima presente (Figura 4, Apêndice F). Em relação às espécies representativas, apenas *Trattinnickia glaziovii* apresentou persistência em ambos os cenários do clima futuro; as demais apresentaram perda de área em algum dos cenários futuros em relação ao clima atual (Figura 4, Apêndice F).



**Figura 3.** Grupo de espécies ameaçadas de extinção. Os números no eixo y correspondem à proporção de área da região neotropical, usada na modelagem, predita como climaticamente adequada. Para cada espécie são fornecidas três colunas. A primeira indica a proporção de área predita para o clima presente, a segunda para o cenário otimista e a terceira para o cenário pessimista.



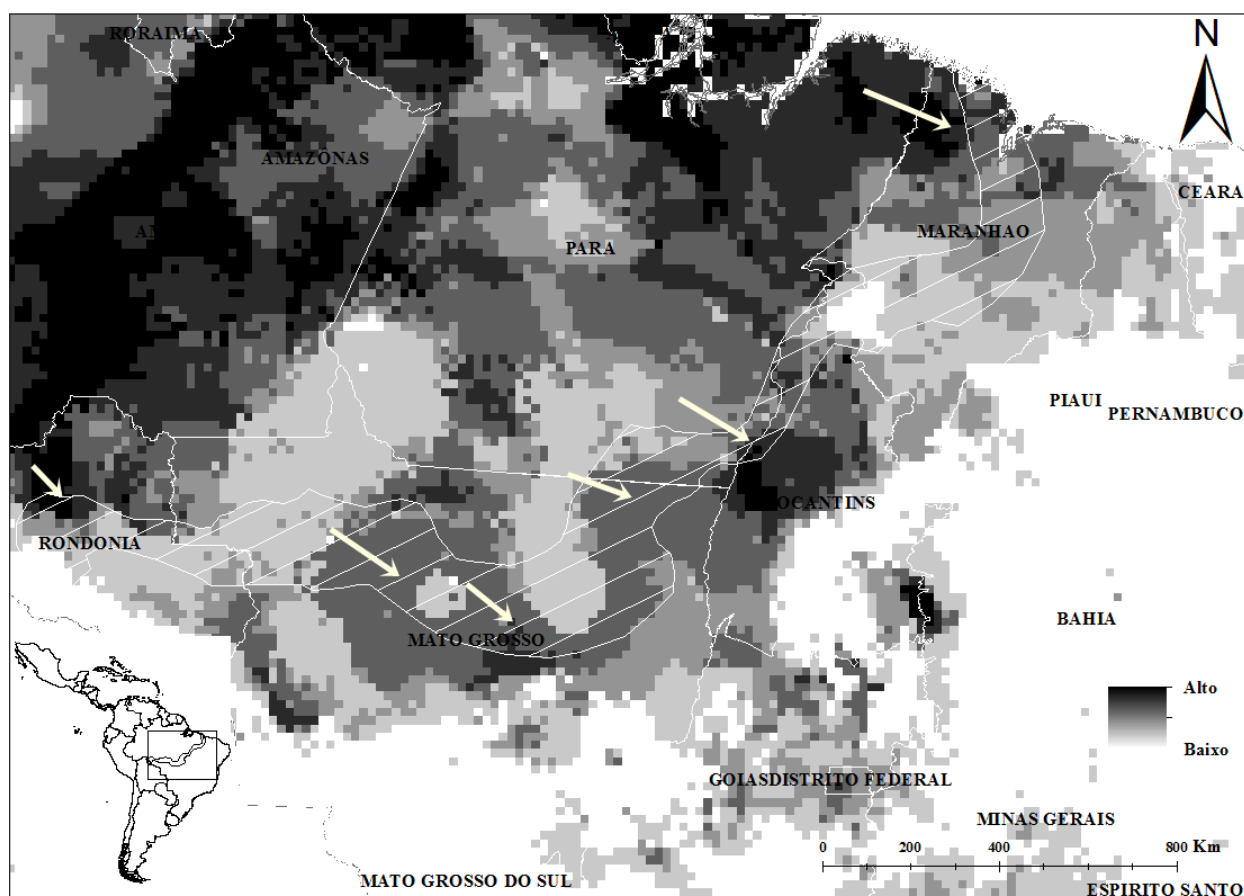
**Figura 4.** Grupo de espécies Raras. Os números no eixo y correspondem a proporção de área da região neotropical, considerada para a modelagem, predita como climaticamente adequada. Para cada espécie são fornecidas três colunas. A primeira indica a proporção de área predita para o clima presente, a segunda para o cenário otimista e a terceira para o cenário pessimista.



**Figura 5.** Grupo de espécies representativas. Os números no eixo y correspondem à proporção de área da região neotropical, considerada para modelagem, predita como climaticamente adequada. Para cada espécie são fornecidas três colunas. A primeira indica a proporção de área predita para o clima presente, a segunda para o cenário otimista e a terceira para o cenário pessimista.



Sete das 14 espécies raras modeladas apresentaram sobreposição de área ambientalmente adequada. É possível notar a sobreposição de áreas ambientalmente adequadas de espécies raras no norte do estado do Maranhão, norte do Tocantins e na porção central do estado de Mato Grosso (Figura 7). Todavia, note que esse grupo de espécies raras apresentou pouca sobreposição de áreas de adequabilidade climática dentro Transição, sendo as maiores taxas de sobreposições de áreas ambientalmente adequadas dessas espécies raras observadas na Amazônia.

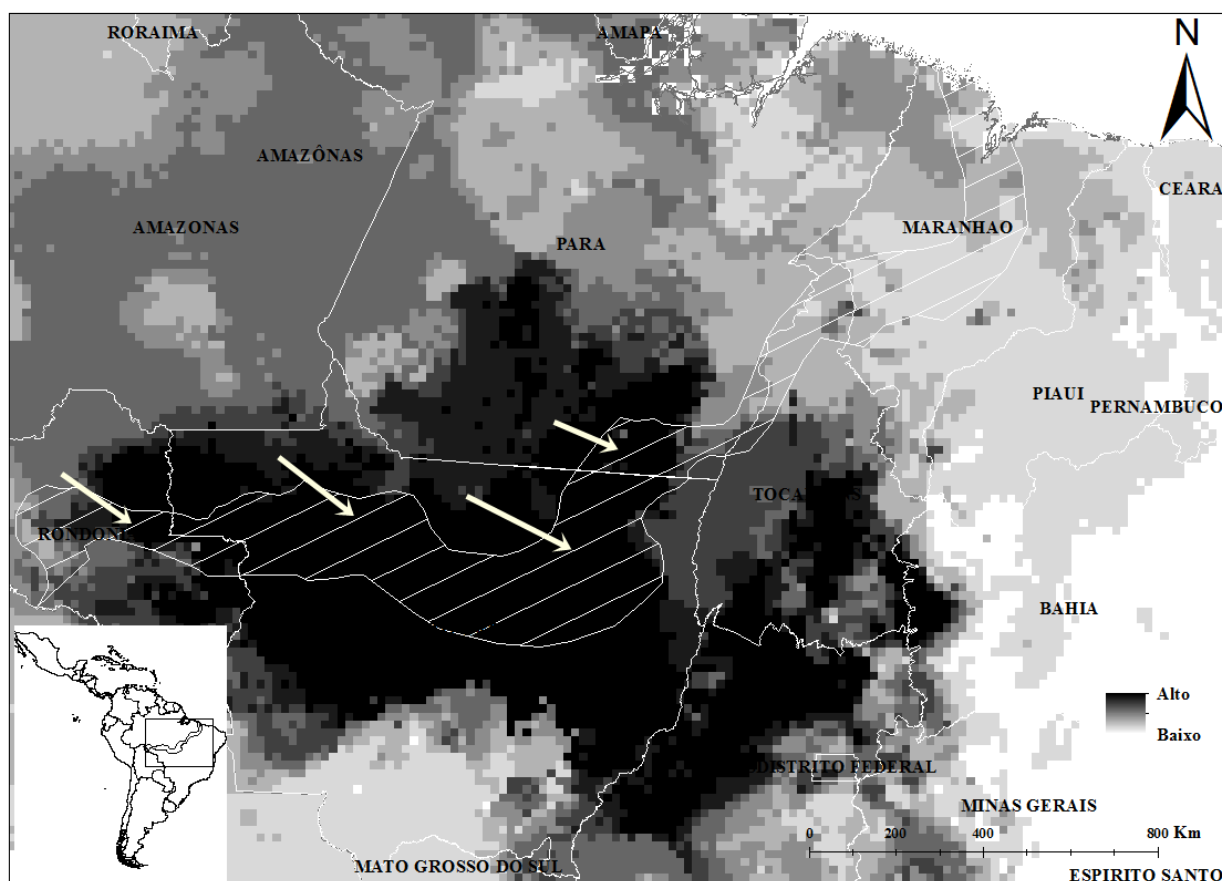


**Figura 7.** Refúgios climáticos de espécies raras. Tons de cinza indicam áreas preditas como ambientalmente adequadas e áreas brancas indicam não existência de áreas preditas como ambientalmente adequadas. Na escala de cores, “Alto” indica o maior número de espécies se sobrepondo (regiões escuras no mapa indicadas por setas brancas) e “Baixo” indica áreas onde não há sobreposição de áreas preditas de espécies (tons claros no mapa).

Como esperado, as espécies representativas apresentaram um maior percentual de sobreposição de áreas preditas como ambientalmente adequadas na Transição. De fato, todas



as 10 espécies modeladas apresentaram sobreposição de áreas. A maior sobreposição dos modelos consensuais desse grupo de espécies representativas se concentrou principalmente na região central e extremo norte do estado de Mato Grosso e norte de Rondônia (Figura 8). Fora da Transição, áreas de sobreposição dessas espécies apareceram no sul do estado do Pará, parte do Tocantins e norte do estado de Goiás. Todavia, a maior sobreposição dessas espécies ocorreu no estado de Mato Grosso, sendo possível evidenciar que grande parte deste estado compreende áreas preditas como ambientalmente adequadas para esse grupo de espécies.



**Figura 8.** Refúgios climáticos de espécies representativas. Tons de cinza indicam áreas preditas como ambientalmente adequadas e áreas brancas indicam não existência de áreas preditas como ambientalmente adequadas. Na escala de cores, “Alto” indica o maior número de espécies se sobrepondo (regiões escuras no mapa indicadas por setas brancas) e “Baixo” indica áreas onde não há sobreposição de áreas preditas de espécies (tons claros no mapa).

Por meio da sobreposição dos modelos consensos de todas as espécies verificamos as áreas de maior adequabilidade que coincidem entre espécies. Assim como observado para os MDPs gerados para as espécies individuais (Apêndice G), para os grupos de espécies ameaçadas (Figura 6), raras (Figura 7), representativas (Figura 8) e toda a *comunidade modelo*, áreas de alta adequabilidade climática foram verificadas na região central e no extremo norte do estado de Mato Grosso e norte de Rondônia. Nossos resultados indicam que essas áreas de maior adequabilidade climática não estão sobrepostas por Unidades de Conservação.

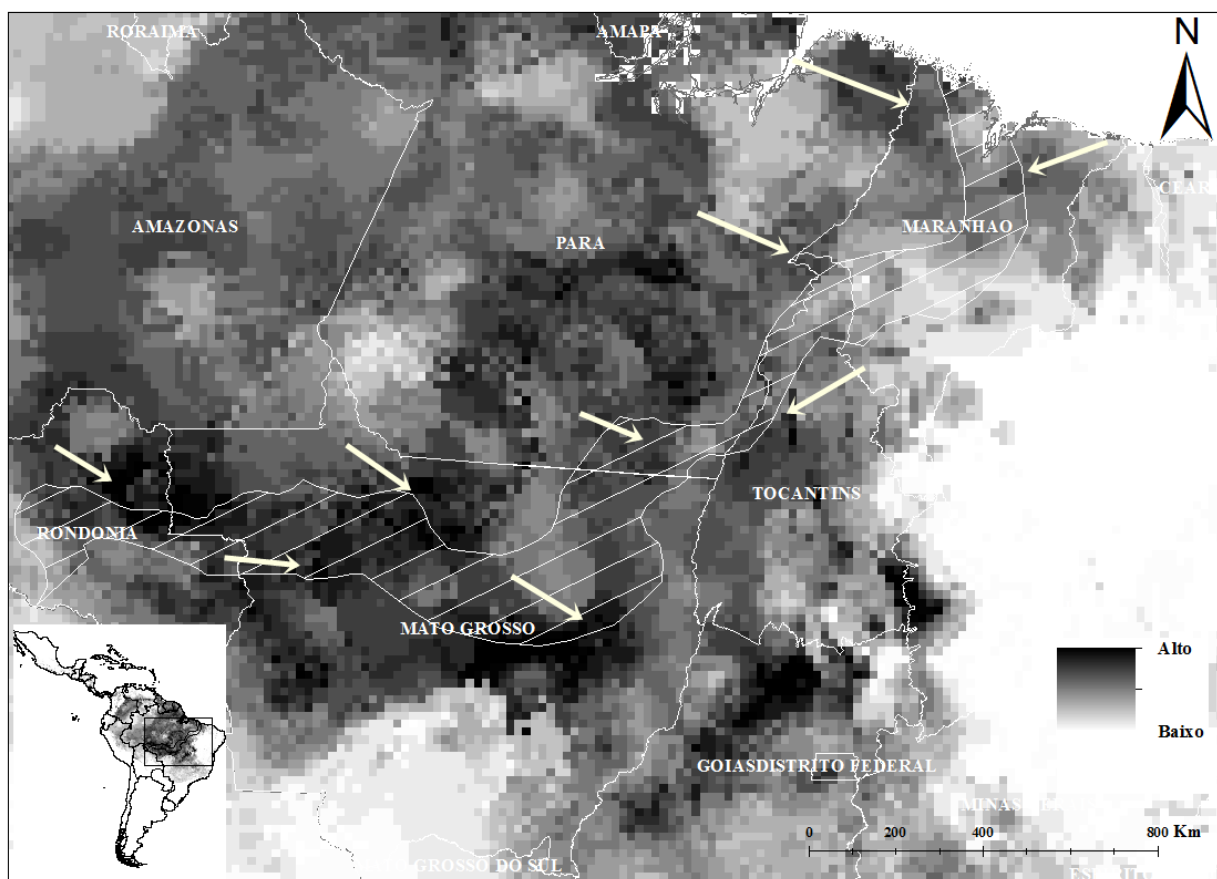


Figura 9. Sobreposição de refúgios climáticos da comunidade modelo. Tons de cinza indicam áreas previstas como ambientalmente adequadas e áreas brancas indicam não existência de áreas previstas como ambientalmente adequadas. Na escala de cores, “Alto” indica o maior número de espécies se sobrepondo (regiões escuras no mapa indicadas por setas brancas) e “Baixo” indica áreas onde não há sobreposição de áreas previstas de espécies (tons claros no mapa).

## Discussão

### Panorama das mudanças climáticas e a perda de nicho fundamental

Nossos resultados indicam que espécies ameaçadas de extinção, tais como *Dipteryx alata* e *Mezilaurus itauba*, espécies raras, tais como *Hymenaea maranhensis* e *Virola sessilis*, e espécies representativas da Transição, tais como *Inga heterophylla* e *Qualea ingens*, são sensíveis às mudanças climáticas. De fato, observamos que as áreas preditas como presenças dessas espécies no futuro sofrerão redução em relação às áreas preditas como presenças no clima atual. Assim, acreditamos que as alterações no clima afetarão não apenas espécies raras e ameaçadas, como vem sendo destacado por alguns trabalhos (e. g. Hu e Jiang, 2011; Barrett et al., 2014; Wan et al., 2014), mas afetarão também o nicho fundamental de espécies comuns, indicando assim a necessidade de considerar tais espécies em abordagens conservacionistas. Nossos resultados, por conseguinte, sugerem que as mudanças no clima terão implicações negativas sobre a distribuição potencial dessas espécies, uma vez que o nicho fundamental dessas poderá se reduzir. Considerando que a vulnerabilidade de espécies à extinção está, entre outros fatores, associada à sua baixa amplitude (Caiafa e Martins, 2010; Hu e Jiang, 2011), a redução do nicho fundamental poderá tornar algumas espécies ainda mais vulneráveis ao processo de extinção.

Verificamos que muitas espécies que ocorrem na Transição terão seus nichos fundamentais reduzidos. Tal fato tem sido sugerido como consequência do aquecimento global (Rao et al., 2013), esperado para reduzir a disponibilidade hídrica do solo, alterar a umidade relativa e temperatura do ar dos habitats das espécies (Ashraf et al., 2015). No caso da Transição Cerrado-Amazônica, essas mudanças podem ser ainda intensificadas pela dinâmica de uso da paisagem, pois, nessa região, uma redução da

precipitação em resposta ao tipo de uso e cobertura do solo já foi evidenciada, ou seja, em áreas onde a cobertura natural foi substituída por culturas agrícolas a precipitação foi reduzida (Costa e Pires, 2010). Além disso, a Transição está inserida na borda sul amazônica, um *hotspot* do clima da América do Sul (Torres e Marengo, 2014). Em outras palavras, a Transição apresenta vulnerabilidade em resposta tanto ao processo de perda de vegetação natural como também aos processos climáticos intrínsecos dessa região.

### Refúgios do clima

Verificamos áreas na Transição que apresentam alta adequabilidade climática para as espécies no presente e nos cenários otimista e pessimista. Dessa forma, sugerimos que essas áreas de adequabilidade climática sejam possíveis refúgios do clima para espécies arbóreas. Estes refúgios se caracterizam como áreas capazes de se manterem ambientalmente adequadas no presente e em diferentes cenários do clima futuro (Jones et al., 2016). Considerando a influência do clima sobre os padrões de distribuição de espécies e a necessidade de incorporar as mudanças climáticas nas abordagens de conservação, sugerimos que essas regiões aqui identificadas com maior adequabilidade climática sejam incorporadas em futuras estratégias de conservação da Transição.

Nosso trabalho destaca também espécies de valor econômico que apresentam potencial de distribuição na Transição, como, por exemplo, *D. alata*, uma espécie do Cerrado que possui alto potencial de exploração. Áreas ambientalmente adequadas da região central do Cerrado foram sugeridas como prioritárias para ação de conservação dessa espécie (Nabout et al., 2010). Em adição a esses autores, sugerimos que a Transição, mais precisamente na porção do extremo norte do estado de Mato Grosso

(veja Figura 5 no Apêndice G), seja também consideradas para conservação dessa espécie. Assim, nossos estudos demonstram que a Transição é um refúgio climático de espécies de domínios adjacentes. Esse fato ressalta a importância de se manter os espaços da Transição a fim de garantir a variabilidade genética de populações de espécies importantes para a conservação, pois os indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar alta variabilidade genética e fenotípica em regiões de transições ecológicas, como resposta à variação das condições que essas regiões apresentam (Smith et al., 2001).

A ocorrência e persistência de espécies não dependem unicamente de fatores intrínsecos, em grande parte dominados por fatores genéticos, mas incluem também causas externas dependentes de fatores humanos e naturais (Araújo e Williams, 2000). Uma das formas de minimizar tais fatores externos é por meio da criação de Unidades de Conservação. Essas unidades possuem um papel importante na manutenção e contenção desses fatores, sendo, portanto, defensável sua implantação principalmente diante das lacunas que as redes de áreas protegidas ainda apresentam (Rodrigues et al., 2004; Rao et al., 2014; França et al., 2015). Assim, as relações empíricas entre a distribuição de espécies e as mudanças no clima fazem dos modelos de distribuição potencial um ponto de partida para informar gestores sobre a vulnerabilidade das espécies às mudanças do clima (Barrett et al., 2014). Acreditamos que o direcionamento dos recursos destinados à conservação (Pressey et al., 2007) possa ser aplicado também em áreas potenciais de adequabilidade climática, mais precisamente as áreas que sejam possíveis refúgios do clima para diferentes espécies e em diferentes cenários forçantes de emissões de gases de efeito estufa.

## Implicações para a conservação de espécies da Transição

Diferentemente de trabalhos que separaram o conjunto de espécies a serem modeladas de acordo com os seus tipos de habitats, por exemplo, modelando as espécies de fitofisionomias estacionais separadas das espécies que ocorrem em outras fitofisionomias (Siqueira e Peterson, 2003; Colombo e Joly, 2010), aqui nós separamos as espécies de acordo com os seus critérios de conservação. Assim, nossa abordagem permitiu identificar os refúgios de espécies com diferentes graus de vulnerabilidade, uma vez que espécies raras e ameaçadas, por exemplo, são comumente indicadas como mais vulneráveis. De fato, espécies ameaçadas e raras têm sido frequentemente ressaltadas como vulneráveis não só às mudanças do clima, mas também aos fatores antrópicos como exploração e perda de habitats (Groves et al., 2012; Rao et al. 2013). Dessa forma, nossos resultados contribuirão para nortear a conservação dessas espécies. Além dessas espécies raras e ameaçadas, nossa comunidade modelo engloba também espécies representativas da Transição, isto é, espécies comuns dessa região. Essas espécies representativas são importantes de serem consideradas em abordagens da conservação, pois podem desempenhar um importante papel, sendo persistentes às mudanças do clima (Steege et al., 2013).

Por meio dessa abordagem, verificamos que na Transição existem grandes proporções de áreas de adequabilidade climática de espécies representativas. Essas espécies comuns têm apresentado acentuadas perdas populacionais na região do arco do desmatamento, região que é esperada para ocorrer elevada taxa de desmatamento no futuro (Steege et al., 2015). Nossos resultados indicam que essa Transição apresenta áreas de adequabilidade climáticas para esse grupo de espécies, especialmente na porção central da Transição, que corresponde em grande parte ao estado de Mato Grosso. Essa parte central da Transição apresenta grandes lacunas de conservação, pois as Unidades

de Conservação existentes na Transição (veja as áreas de distribuição potencial das espécies em relação às unidades de conservação no Apêndice G) estão concentradas nas extremidades. Assim, consideramos urgente a ampliação da rede de reservas dessa Transição. Acreditamos que a criação de novas Unidades de Conservação na porção central da Transição, mais precisamente no estado de Mato Grosso, poderá contribuir para a manutenção das espécies arbóreas dessa região. Além disso, a porção da Transição correspondente ao estado de Mato Grosso é uma região de alta vulnerabilidade, decorrente das pressões antrópicas, e também uma região onde se espera a ocorrência de mais desmatamento ao longo do tempo (Fearnside, 2015).

Nossas análises estão centradas em uma “*comunidade modelo*” de conservação (Maciel e Eisenlohr, 2016 – Cap. 3 desta Dissertação), isto é, partimos da coletividade de espécies de diferentes prioridades para sugerir áreas de adequabilidade climática. Embora essa abordagem tenha sido recentemente criticada (Löhmus, 2015), reconhecemos que uma análise minuciosa para cada espécie é difícil quando se trabalha com um grande número de espécies. Nossos resultados, por exemplo, são derivados de um conjunto de 36 espécies que ocorrem na Transição entre os dois maiores domínios da América do Sul, e apresentar o resultado de cada uma delas seria inviável. Além disso, ao serem analisadas por grupo (ameaçadas, raras e representativas) as áreas de maior adequabilidade climáticas das espécies coincidem grosso modo com as áreas projetadas para as espécies individuais.

Tomando como exemplo a distribuição potencial das espécies *Bertholletia excelsa* (Figura 1, Apêndice G), *Campomanesia aromatica* (Figura 2, Apêndice G) e *Ficus pakkensis* (Figura 10, Apêndice G) para comparar com as áreas de distribuição potencial de todo o grupo de espécies ameaçadas (Figura 5), verificamos que, em ambos os casos, tanto as áreas de distribuição potencial das espécies individualmente quanto

sobrepostas apontam para o nordeste da Transição e norte do estado de Rondônia como áreas de maior adequabilidade climática. Do mesmo modo, tomando a área de distribuição de *Ocotea matogrossensis* (Figura 16, Apêndice G), *Ouratea discophora* (Figura 18, Apêndice G) e *Remijia amazonica* (Figura 24, Apêndice G), individualmente e comparando com a área de sobreposição das espécies raras (Figura 6), notamos em ambos os mapas que as áreas de maior adequabilidade climática se mantêm. No caso das espécies representativas, note a distribuição potencial individual de *Qualea ingens* (Figura 22, Apêndice G), *Protium pilosissimum* (Figura 21, Apêndice G), *Trattinnickia glaziovii* (Figura 30, Apêndice G). Comparando essa distribuição com a sobreposição das áreas dessas espécies (Figura 7), observa-se que a região central do estado de Mato Grosso se mantém como área de maior adequabilidade climática.

As alterações do clima são um dos maiores desafios para a gestão da conservação da biodiversidade, e as estratégias de mitigação às mudanças têm se concentrado em programas que estimulam a redução na taxa de emissão de gases do efeito estufa, enquanto o incentivo ao desenvolvimento de planos que considerem a adaptação de espécies às alterações climáticas não é comum (Heller e Zavaleta, 2009). Todavia, para que as áreas protegidas possam servir de abrigo de espécies frente às mudanças do clima futuro (Gillingham et al., 2015), as áreas de maior adequabilidade climática dessas espécies devem ser incorporadas no processo de tomada de decisão.

Reconhecemos que muitas incertezas estão associadas aos modelos de distribuição potencial. Todavia, muitas previsões têm sugerido que as mudanças no clima possam causar o deslocamento e a perda do nicho fundamental de muitas espécies (Siqueira e Peterson, 2003; Colombo e Joly, 2010; Olivares et al. 2015). De fato, o clima tem grandes influências para moldar a diversidade de espécies que existe atualmente (Aleixo, 2010), e essa influência do clima sobre diferentes grupos vegetais



não deve ser ignorada pelos tomadores de decisão. Nossas sugestões são: 1) as lacunas de prioridade da transição Cerrado-Amazônia devem ser supridas por meio da criação de novas áreas protegidas; e 2) as áreas preditas como climaticamente adequadas à permanência de espécies de diferentes status de conservação devem ser priorizadas no planejamento da conservação dessa transição.

## Referências

- Ab'Sáber, A. (2003). Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas (Vol. 1). São Paulo: Ateliê.
- Aleixo, A., et al. (2010). Mudanças climáticas e a biodiversidade dos biomas brasileiros: passado, presente e futuro. *Natureza & Conservação*, 8(2), 194-196.
- Alexandre, B., et al. (2013). Modelagem preditiva de distribuição de espécies ameaçadas de extinção: um panorama das pesquisas. *Oecologia Australis*, 17(4), 483-508.
- Allouche, O., et al. (2008). Incorporating distance constraints into species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 599-609.
- Araújo, M. B., e New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, 22(1), 42-47.
- Araújo, M., e Pearson, R. (2005). Equilibrium of species distributions with climate. *Ecography*, 28, 693-695.
- Araújo, M., e Willians, P. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, pp. 331-345.
- Ashraf, M. I., et al. (2015). Estimation of potential impacts of climate change on growth and yield of temperate tree species. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(1), 159-178.
- Barrett, K., et al. (2014). Identifying priority species and conservation opportunities under future climate scenarios: Amphibians in a biodiversity hotspot . *Journal of Fish and Wildlife Management*, 5(2), 282-297.

- Benayas, J. M., e de la Montaña, E. (2003). Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation*, 114(3), pp. 357-570.
- Borcard, D., et al. (2011). *Numerical Ecology With R*. Springer.
- Caiafa, A., e Martins, F. (2010). Forms of rarity of tree species in the southern Brazilian Atlantic rainforest . *Biodiversity and Conservation* , 19(9), 2597-2618.
- Chapman, S., et al. (2014). Publishing trends on climate change vulnerability in the conservation literature reveal a predominant focus on direct impacts and long time-scales. *Diversity and Distributions*, 20(10), pp. 1221-1228.
- Colombo, A., e Joly, C. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, 3, pp. 697-708.
- Costa, M., e Pires, G. (2010). Effects of Amazon and central Brasil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. *International Journal of Climatology*, 30(13), 1970-1979.
- Cowling, R., e Pressey, R. (2003). Introduction to systematic conservation planning in the Cape Floristic Region. *Biological Conservation*, 112(1), 1-13.
- Diniz-Filho, J., et al. (2013). Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution*, 28(12), 689-695.
- Eisenlohr, P., e Oliveira-Filho, A. (2015). Obtenção e estrutura de metadados para trabalhos fitogeográficos de síntese e o banco de dados TreeAtlas como estudo de caso. In: P. Eisenlohr, J. Felfili, M. Melo, L. Andrade, & J. Meira-Neto, *Fitossociologia do Brasil: métodos e estudo de caso*.
- Elith, J., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.

- ESRI. (2013). ArcGis Desktop: Release 10.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fearnside, P. (2015). Pesquisa sobre conservação na Amazônia brasileira e a sua contribuição para a manutenção da biodiversidade e uso sustentável das florestas tropicais. In: I. Vierira, M. Jardim, & E. Rocha, Amazônia em tempo: Estudos Climáticos e Socioambientais (p. 462). Belém, Pará: Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi & Embrapa Amazônia Oriental.
- Françoso, R., et al. (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. *Natureza & Conservação* .
- Gama, M., et al. (2016). Predicting global habitat suitability for *Corbicula fluminea* using species distribution models: The importance of different environmental datasets. *Ecological Modelling*, 319, pp. 163-169.
- Gillingham, P., et al. (20015). The effectiveness of protected areas in the conservation of species with changing geographical ranges. *Biological Journal of the Linnean Society* .
- Giulietti, A. M., et al. (2009). Plantas raras do Brasil. Belo Horizonte, MG: Conservation Internacional.
- Groves, C., et al. (2012). Incorporating climate change into systematic conservation planning . *Biodiversity and Conservation*, 21(7), 1651-1671.
- Guisan, A., et al. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), pp. 1224-1435.
- Heller, N., e Zavaleta, E. (2009). Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142(1), pp. 14-32.

- Hijmans, R., et al. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25(15), 1965-1978.
- Hu, J., e Jiang, Z. (2011). Climate change hastens the conservation urgency of an endangered ungulate. *PloS One*, 8(6), p. e22873.
- Ioja, C. I., et al. (2010). The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biological Conservation*, 143(11), pp. 2468-2476.
- IUCN. (2015). IUCN Red List of threatened species: version 2015:2. Acesso em 3 de 9 de 2015, disponível em <http://www.iucnredlist.org/search>
- IUCN and UNEP-WCMC (2015), *The World Database on Protected Areas (WDPA)*, [Junho de 2015], Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Disponível em: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net).
- Jones, K., et al. (2016). Incorporating climate change into spatial conservation prioritisation: A review. *Biological Conservation*, 19, pp. 194-130.
- Lambeck, R. (1997). Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology*, 11, 849-856.
- Legendre, P., e Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil. (2015). Acesso em 03 de Set. de 2015, disponível em Jardim Botânico do Rio de Janeiro: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>
- Löhmus, A. (2015). Collective analyses on “red-listed species” may have limited value for conservation ecology. *Biodiversity and Conservation*, 1-3.
- Lombard, A., et al. (2003). Effectiveness of land classes as surrogates for species in conservation planning for the Cape Floristic Region. *Biological Conservation*, 112(1), pp. 45-62.

- Mace, M. (2004). The role of taxonomy in species conservation. *Georgina M. The role of taxonom Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359, 711-719.
- Maciel, E., e Eisenlohr, P. (2016). On the collective analysis of species: how can Red Lists and lists of regional priorities be combined to assist in decision-making? A reply to Löhmus (2015). *Biodiversity and Conservation* , pp. 1-4.
- Manel, S., et al. (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38, 921-931.
- Margules, C., e Pressey, R. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Marini, M. Â., et al. (2010). Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*, 143(1), pp. 102-112.
- Martínez, I., et al. (2006). Are threatened lichen species well-protected in Spain? Effectiveness of a protected areas network. *Biological Conservation*, 133(4), pp. 500-511.
- Mehlman, D., et al. (2004). A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. *Biological Conservation* , 120(3), 383-390.
- Moss, R., et al. (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463, pp. 747-756.
- Muñoz, M., et al. (2011). openModeller: a generic approach to species' potential distribution modelling. *Geoinformática*, 15, pp. 111-135.
- Nabout, J., et al. (2010). Combining multiple models to predict the geographical distribution of the Baru tree (*Dipteryx alata* Vogel) in the Brazilian Cerrado. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), pp. 911-919.

- Olivares, I., et al. (2015). Effects of warming and drought on the vegetation and plant diversity in the amazon basin. *The Botanical Review*, 81(1), 42-69.
- Oliveira, R., e Cassemiro, F. (2013). Potenciais efeitos das mudanças climáticas futuras sobre a distribuição de um anuro da Caatinga *Rhinella granulosa* (Anura, Bufonidae). *Iheringia, Série Zoologia*, 103(3), pp. 272-279.
- Pearson, R. (2010). Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. *Lessons in conservation*, 3, pp. 54-89.
- Phillips, S., e Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Phillips, S., et al. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Pressey, R., et al. (2007). Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(11), 583-592.
- R Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Rao, M., et al. (2013). Biodiversity conservation in a changing climate: a review of threats and implications for conservation planning in Myanmar. *Ambio*, pp. 789-804.
- Rodrigues, A., et al. (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience*, 54(12), 1092-1100.
- Shepherd, G. (2010). FITOPAC.
- Silva, D., et al. (2014). Using Ecological Niche Models and Niche Analyses to Understand Speciation Patterns: The Case of Sister Neotropical Orchid Bees. *PloS ONE*, 9(11), p. e113246.

- Siqueira, M., e Peterson, A. (2003). Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, 3(2), 1-14.
- Smith, T., et al. (2001). Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 431.
- Smith, T., et al. (1997). A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. *Science*, 276(5320), 1855-1857.
- Steege, H., et al. (2015). Estimating the global conservation status of over 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*.
- Steege, H., et al. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, p. 1243092.
- Théry, H. (2005). Situações da Amazônia no Brasil e no Continente. *Estudos Avançados*, 19(53), 37-49.
- Torres, R. (2014). Análise de incertezas em projeções de mudanças climáticas na América do Sul. São José dos Campos: Tese (Doutorado em Meteorologia) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE.
- Torres, R., e Marengo, J. (2014). Climate change hotspots over South America: from CMIP3 to CMIP5 multi-model datasets. *Theoretical and applied climatology*, 117(3-4), pp. 579-587.
- Van Vuuren, D., et al. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, 109, pp. 5-31.
- Wan, J., et al. (2014). Planning the priority protected areas of endangered orchid species in northeastern China. *Biodiversity and Conservation*, 23(6), 1395-1409.
- Wiens, J., et al. D. (2011). Protected areas in climate space: What will the future bring? *Biological Conservation*, 144(8), pp. 2119-2125.



XU, H., et al. (2008). Biodiversity congruence and conservation strategies: a national test. *BioScience*, 58(7), 632-639.

---

**Capítulo III: Sobre análise coletiva de espécies: como listas vermelhas e listas de prioridades regionais podem ser combinadas para auxiliar a tomada de decisão? Uma resposta para Löhmus (2015)**

---

Artigo publicado no periódico *Biodiversity and Conservation* (Anexo A)

## **Introdução**

Abordagens da conservação baseadas em análises coletivas de espécies ameaçadas têm sido comumente utilizadas para nortear a tomada de decisão. Todavia, Löhmus (2015) levanta alguns pontos cruciais que colocam em xeque tal abordagem. Entre os questionamentos do autor acerca das análises coletivas estão: 1) o viés temporal que acompanha as listas de espécies; 2) o pensamento circular quando questões mais amplas poderiam ser abordadas; 3) o viés amostral decorrente da escala e 4) análise coletiva marginalizando assembleias com pequeno pool de espécies. Em parte, concordamos com Löhmus (2015), mas acreditamos que a análise coletiva de espécies pode ser utilizada, bastando que as lacunas existentes em tais listas sejam encaradas de forma séria por parte dos pesquisadores. Em resposta a Löhmus (2015), demonstramos como essas lacunas podem ser contornadas. Para justificar nossa opinião, tomaremos como exemplo nossas recentes observações acerca de espécies arbóreas ameaçadas de extinção que ocorrem na transição entre os dois maiores domínios da América do Sul, Cerrado e Amazônia, e discutimos como essas espécies podem ser combinadas com espécies regionalmente prioritárias dessa região para auxiliar na tomada de decisão. Acreditamos que uma análise do habitat das espécies individualmente seja possível, como proposto por Löhmus (2015); todavia, quando se trabalha com regiões biodiversas, tais minúcias são inviáveis e a coletividade passa a ser uma estratégia interessante.

## **Encontrando oportunidades a partir de lacunas de dados**

De modo geral, o viés temporal é um problema associado à lista de espécies. Para Löhmus (2015), espécies ameaçadas podem, em alguns casos, refletir a falta de conhecimento acerca de uma espécie em um determinado tempo. Assim, na medida em

que novos conhecimentos sejam acumulados, a lista de espécies ameaçadas pode sofrer alterações. De fato, a lacuna de distribuição de táxons, comumente tratada como "déficit Wallaceano", permanece em aberto (Bini et al. 2006; Brito 2010). No entanto, a urgência para a criação de novas áreas de proteção (*e.g.* Françoso et al. 2015) em regiões ainda pouco conhecidas reforça a necessidade de se definir ações baseadas no conhecimento atual, haja vista que décadas de estudo para superar o conhecimento limitado sobre as espécies são ainda necessários (Lima et al. 2015). Nesse sentido, até que o conhecimento sobre as distribuições dos táxons seja "completo", as populações de espécies raras ou ameaçadas podem ter sido reduzidas ao ponto de não serem mais possíveis intervenções. Tomando como exemplo a transição Cerrado-Amazônia, região que apresenta lacunas espaciais de conhecimento das espécies, podemos ilustrar esse paradoxo. Recentemente, verificamos que, dentre as 1.755 espécies arbóreas que ocorrem na transição entre o Cerrado e Amazônia (Oliveira-Filho 2014), 23 são listadas em uma das três categorias de ameaças da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN 2015). Levando em consideração as lacunas verificadas nos sistemas de classificação da IUCN (Akçakaya et al. 2000), bem como a falta de conhecimento da distribuição das espécies (Bini et al. 2006.; Brito 2010), é de se esperar que, com o acúmulo de conhecimento acerca da distribuição dos táxons, as categorias de ameaças dessas espécies possam mudar no futuro (Lõhmus 2015). Todavia, o conhecimento da completude da distribuição de um táxon demanda tempo e recurso. Como se sabe, os recursos destinados à conservação da diversidade são escassos (Margules e Pressey 2000), sendo necessário tomar medidas a partir do que se conhece atualmente. Assim, diante do reconhecimento internacional que as espécies ameaçadas de extinção imprimem sobre o paradigma da conservação, nós sugerimos que tais espécies devam ser utilizadas para traçar estratégias de conservação imediata.

Outra questão levantada por Löhmus (2015) consiste no viés amostral. Quando as listas são elaboradas localmente, esforços internacionais podem ser desconsiderados, enquanto as listas elaboradas internacionalmente deixam de considerar ameaças regionais. Recentemente, Gauthier et al. (2010) propuseram um método baseado em ponderação para elaboração de listas regionais de espécies. Quando utilizado em escala regional, este método pode produzir informações importantes sobre a prioridade para a conservação de espécies (e.g. Kricsfalusy e Trevisan 2014). De fato, ao aplicar recentemente o método de Gauthier et al. (2010) às 1755 espécies arbóreas da transição Cerrado-Amazônia, verificamos que 89 espécies apresentavam alta prioridade para a conservação regional e que, destas, apenas 11 já eram listadas pela IUCN. Ressalta-se que o método proposto por Gauthier et al. (2010) parte da distribuição das espécies local e regionalmente, bem como da vulnerabilidade do habitat onde as espécies ocorrem, para pontuar essas espécies. Por conseguinte, os resultados alcançados por esse método são diferentes dos resultados gerados a partir dos critérios da IUCN.

A despeito de a análise coletiva desvalorizar as assembleias com menor pool de espécies, concordamos com Löhmus (2015). Assim, caso o manejo da conservação seja voltado unicamente para um grupo de espécies ameaçadas de extinção, isso poderá comprometer as estratégias. Todavia, uma saída para contornar esse viés pode ser considerar diferentes sistemas de classificação na escolha dos grupos de espécies. Um método, por exemplo, que prioriza raridades regionais dará pesos àquelas espécies que ocorrem em habitats especiais que, por conseguinte, possuem baixas taxas populacionais. De fato, ao aplicarmos um método para priorizar espécies local e regionalmente (Gauthier et al. 2010) na transição Cerrado-Amazônia, nós verificamos que essas espécies raras não selecionadas pela IUCN tendem a ser selecionadas. Assim, tanto as espécies ameaçadas da lista vermelha da IUCN quanto as espécies prioritárias

selecionadas de acordo com os critérios de Gauthier et al. (2010) podem ser combinadas em uma única lista.

### **Como utilizar a lista na tomada de decisão?**

De modo geral, todas as abordagens para a conservação estão associadas a algum viés. No caso de abordagens baseadas em espécies, as lacunas decorrem do viés amostral, da taxonomia mal resolvida de alguns grupos, do conhecimento deficiente da distribuição das espécies, bem como dos processos evolutivos raramente considerados nas abordagens conservacionistas (Diniz-Filho et al. 2013). Entretanto, a ciência da conservação tem que avançar com o que se sabe. Isso implica encarar as lacunas existentes nos dados biológicos que temos em mãos e, a partir daí, buscarmos as melhores formas de utilizar tal dados. Abordagens baseadas em raridades locais e regionais podem ser uma alternativa para suprir as lacunas deixadas pelo método da IUCN. Nesse caso, uma lista de espécies elaborada para uma região pode ser somada às listas internacionais, a fim de que as lacunas deixadas por um método possa ser suprida por outro (Mehman et al. 2005). Acreditamos que, priorizando os habitats que concentrem as espécies raras local e regionalmente em combinação com espécies ameaçadas da IUCN, resultados interessantes podem ser alcançados.

Uma forma de aplicar essas listas resultantes da combinação pode ser utilizando-as como “comunidades modelos” para a conservação. Essa “comunidade modelo” poderia ser obtida através da junção das espécies regionalmente raras (Schmeller et al. 2008) e espécies localmente raras (Myers 1997), espécies de habitats vulneráveis (Gauthier et al. 2013) e espécies ameaçadas (IUCN 2015), como forma de minimizar as lacunas deixadas por um método único. No final, a “comunidade modelo” poderia servir

como substituto da presença de outros grupos ("*surrogate*") na seleção de áreas para a conservação (ver também Xu et al. 2008).

Assim, concordamos com Lõhmus (2015) sobre as lacunas de conservação. Todavia, acreditamos que tanto as listas vermelhas quanto as listas regionais podem ser utilizadas em análises coletivas. Concordamos também com o autor de que as espécies não devem ficar restritas ao material suplementar das revistas. Porém, lembramos que cada região do mundo tem suas particularidades. Algumas dessas apresentam uma monotonia de espécies, enquanto outras uma diversidade muito grande. Nesse segundo caso, tratar as peculiaridades de cada espécie ou da maioria pode ser inviável. Assim, as análises coletivas podem consistir uma abordagem promissora.

### **Agradecimentos**

O primeiro autor agradece à CAPES pela concessão de bolsa de estudos.

## Referências

- Akçakaya HR, Ferson S, Burgman MA, Keith DA, Mace GM, Todd CR 2000 Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conserv Biol* 14: 1001-1013. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99125.x
- Brito D (2010) Overcoming the Linnean shortfall: data deficiency and biological survey priorities. *Basic Appl Ecol.* 11:729-713. doi:10.1016/j.baae.2010.09.007
- Lima R, Mori D, Pitta G, Melito M, Bello C, Magnago L, et al (2015) How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodivers Conserv* 24:2135-2148. doi:10.1007/s10531-015-0953-1
- Diniz-Filho J, Loyola R, Raia P, Mooers A, Bini L (2013) Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 28: 689-695. doi:10.1016/j.tree.2013.09.003
- Françoso R, Brandão R, de Campos Nogueira C, Salmona Y, Machado R, Colli G (2015). Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. *Nat Conserv* 13:35-40. doi:10.1016/j.ncon.2015.04.001
- Gauthier P, Debussche M, Thompson J (2010) Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. *Biol Conserv* 143:1501-1509. doi:10.1016/j.biocon.2010.03.032
- Gauthier P, Foulon Y, Jupille O, Thompson J (2013) Quantifying habitat vulnerability to assess species priorities for conservation management. *Biol Conserv* 158: 321-325. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.012
- IUCN (2015) IUCN Red List of threatened species: version 2015:2. <http://www.iucnredlist.org/search> Accessed 03 september 2015



- Kricsfalussy V, Trevisan N (2014) Prioritizing regionally rare plant species for conservation using herbarium data. *Biodivers Conserv* 23:39-61. doi:10.1007/s10531-013-0583-4
- Löhmus A (2015) Collective analyses on “red-listed species” may have limited value for conservation ecology. *Biodivers Conserv* 1-3. doi:10.1007/s10531-015-1000-y
- Margules C, Pressey R (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253. doi:10.1038/35012251
- Mehlman D, Rosenberg K, Wells J, Robertson B (2004) A comparison of North American avian conservation priority ranking systems. *Biol Conserv* 120: 383-390. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.013
- Myers N (1997) Rarity. *Biodivers Conserv* 6:1317-1320.
- Schmeller D, Bernd G, Budrys E, Framsted EL, Henle K (2008) National responsibilities in european species conservation: a metodological review. *Conserv Biol* 22: 593-601 doi/10.1111/j.1523-1739.2008.00961.x
- Xu H, Wu J, Liu Y, Ding H, Zhang M, Wu Y (2008) Biodiversity congruence and conservation strategies: a national test. *BioScience* 58: 632-639. doi: 10.1641/B580710

## CONSIDERAÇÕES GERAIS

No presente estudo, buscamos responder a seguinte questão central: quais as áreas prioritárias para a conservação de espécies arbóreas da Transição Cerrado-Amazônia? Para responder a essa questão propusemos quatro etapas. Na primeira etapa, compilamos dados biológicos das espécies arbóreas que ocorrem na transição Cerrado-Amazônia. Na segunda, por meio de critério de prioridades definimos as metas de conservação, isto é, as espécies alvo da conservação. Na terceira etapa, avaliamos a rede de áreas protegidas existentes, na intenção de identificar lacunas de conservação regional. Na quarta etapa, indicamos áreas de ocorrência potencial para criação de novas áreas protegidas.

### **NeoTropTree e a compilação de dados de espécies arbóreas**

Bancos de dados biológicos têm sido amplamente utilizados nos últimos anos. Esses bancos de dados são importantes por possibilitar a aquisição de um grande volume de informações. Além disso, os dados contidos nesses bancos resultam de décadas de coletas e investimentos de recursos, sendo a sua utilização uma forma de explorar ao máximo os recursos destinados à pesquisa.

Nosso estudo teve como ponto de partida o banco de dados *NeoTropTree*. Esse banco de dados fornece informações não apenas sobre a ocorrência de espécies arbóreas da região Neotropical, bem como variáveis abióticas das localidades onde os registros dessas espécies estão disponíveis. A partir do *NeoTropTree*, compilamos para o presente estudo 1.755 que ocorrem na Transição Cerrado-Amazônia. Verificamos, entre essas 1.755 espécies, diferentes graus de vulnerabilidade, bem como espécies que possuem alto valor econômico e algumas que são, inclusive, ameaçadas de extinção.

Consideramos o banco de dados *NeoTropTree* uma importante fonte de dados para novas pesquisas envolvendo o grupo de espécies arbóreas. No presente estudo, este banco de dados foi utilizado para indicação de áreas para a conservação; todavia, acreditamos que o *NeoTropTree* é uma poderosa ferramenta para compilação de dados biológicos a serem utilizados para diversas finalidades.

### **Espécies prioritárias para a conservação da diversidade biológica**

A conservação da biodiversidade tem como princípio fundamental salvar espécies do processo de extinção. As abordagens da conservação, por sua vez, partem de um grupo de espécies substituto da presença (*surrogate*) de outros grupos. Tais espécies são comumente escolhidas por meio de critérios de ameaça. Assim, os *surrogate* podem ser compostos por espécies ameaçadas de extinção e espécies endêmicas, entre outras. Em alguns casos, a escolha do grupo de espécies pode comprometer as estratégias de conservação. Isso ocorre porque cada grupo de espécies possui particularidades de distribuição ou vulnerabilidade. Assim, o planejamento baseado em grupos de espécies será mais eficaz quanto mais abrangente for a escolha dos grupos de espécies. Isto é, o planejamento não deve se basear apenas em um grupo de espécies ameaçadas, raras ou endêmicas, mas sim incluir várias espécies que sejam classificadas nesses diferentes critérios em um mesmo grupo.

Nossa abordagem inclui espécies raras, ameaçadas e representativas de Transição. Aqui nós tomamos um conjunto de espécies que foram classificadas segundo esses três critérios e as assumimos como uma *comunidade modelo* para conservação. Assim, nosso *surrogate* foi composto por espécies de diferentes prioridades para a conservação. A vantagem dessa abordagem é que, ao considerar espécies classificadas

por diferentes métodos de prioridade, por exemplo, ameaças de extinção e raridades locais, o viés deixado por um método de classificação é compensado pelo outro método.

### **Lacunas de conservação na Transição Cerrado-Amazônia**

Nossos resultados indicam que a rede de áreas protegidas, mais precisamente a tipologia Unidades de Conservação, é insuficiente para promover abrigo das espécies às alterações do clima. De fato, nossos resultados indicam espécies cuja distribuição potencial não possui nenhuma sobreposição com as atuais Unidades de Conservação que existem nessa Transição e 31 das 36 espécies modeladas não possuem 15% de áreas preditas na forma de UCs. Acreditamos, portanto, que a rede de áreas protegidas dessa região deva ser urgentemente ampliada.

### **Panorama de mudanças climáticas e suas implicações para a conservação de espécies**

Modelamos a distribuição potencial de 36 espécies que ocorrem na Transição Cerrado-Amazônia para dois cenários forçantes de gases do efeito estufa, um otimista e outro pessimista, simulados para 2050. Segundo o nosso conhecimento, nenhum trabalho desse tipo havia sido realizado para essa região. Detectamos perda de áreas de maior adequabilidade climática para a maioria das espécies analisadas. Esse quadro sugere uma vulnerabilidade dessas espécies às mudanças do clima da Terra.

Nossos resultados indicam que a Transição Cerrado-Amazônia abriga espécies de árvores que, fora dos seus domínios, possuem baixa amplitude de distribuição. Além disso, demonstramos também que muitas espécies dessa transição podem estar restritas a habitats savânicos ou florestais. Considerando que espécies de baixa amplitude geográfica e que possuem especificidades a determinados habitats são mais vulneráveis

a processos de perturbação humana e estocásticos, nossos achados sugerem que essa transição abriga espécies prioritárias para a conservação da diversidade.

A transição Cerrado-Amazônia é sugerida como *hotspot* do clima da América do Sul, isto é, espera-se que as mudanças no clima tenham sérios impactos sobre essa região. As mudanças no clima passado exerceram fortes influências sobre os padrões de diversidade existentes atualmente (Méio et al., 2003; Aleixo 2010). Nossas evidências sugerem que espécies vegetais serão afetadas pelas alterações do clima, que por sua vez, poderão causar tanto perda de áreas ambientalmente adequadas à permanência dessas espécies como o deslocamento de suas áreas de ocorrências conhecidas atualmente.

A vulnerabilidade que espécies da transição apresentam é mais preocupante quando consideramos que a rede de Unidades de Conservação dessa região é insuficiente para promover a proteção dessas espécies. Além disso, as áreas de maior adequabilidade das espécies ameaçadas, raras e representativas da transição, resultantes da sobreposição dos modelos consensos, não coincidem com as atuais Unidades de Conservação. Isso significa que os ambientes preditos com maior adequabilidade para o maior número de espécies estão desprotegidos. Assim, nossos resultados são uma oportunidade para ampliar a rede de unidade de conservação da Transição. Sugerimos, portanto, que os próximos passos para o planejamento da conservação na Transição considerem nossos resultados para nortear as tomadas de decisão.

## **Apêndices**

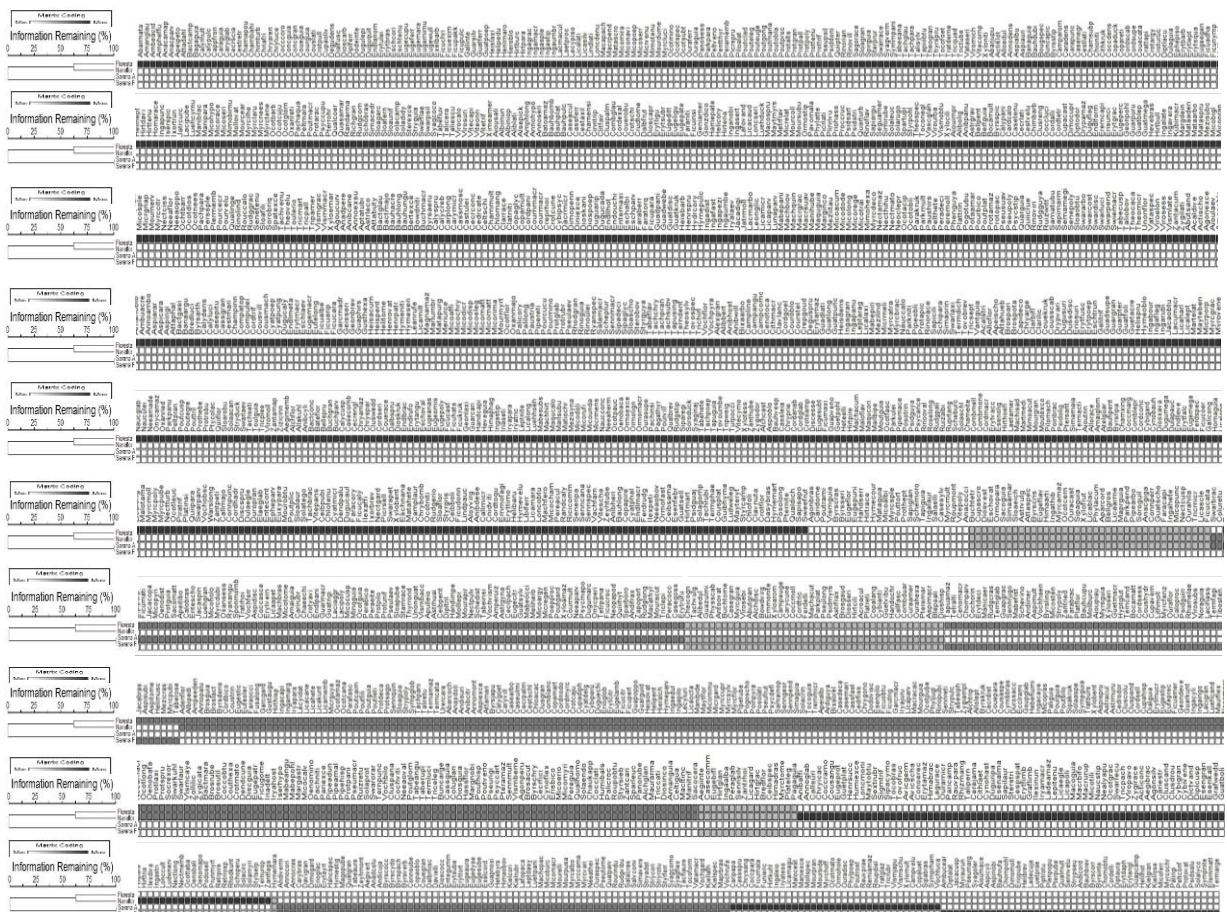
**Apêndice A** – Sítios do NeoTropTree selecionados para a Transição Cerrado-Amazônia.

<b>Área</b>	<b>Estado</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Domínio</b>	<b>Formas de vegetação</b>
MTrsui	MT	12°44'03"S	52°18'29"W	Cerrado	Floresta latifoliada
CerRO03	RO	11°40'31"S	60°37'27"W	Cerrado	Savana florestada
TOcach	TO	06°01'41"S	47°52'04"W	Cerrado	Floresta latifoliada
CerTO46	TO	08°23'31"S	49°02'38"W	Cerrado	Savana florestada
CerTO38	TO	05°52'03"S	47°05'31"W	Cerrado	Savana arbóreo-arbustiva
TOluzi	TO	06°09'27"S	47°38'43"W	Cerrado	Floresta latifoliada
TOPalt	TO	06°31'59"S	47°36'39"W	Cerrado	Floresta latifoliada
CerTO36	TO	06°17'26"S	47°27'44"W	Cerrado	Savana florestada
CerTO37	TO	06°20'02"S	48°00'53"W	Cerrado	Savana florestada
CerMA18	MA	05°46'22"S	47°19'59"W	Cerrado	Savana arbóreo-arbustiva
CerTO01	TO	06°52'45"S	47°48'39"W	Cerrado	Savana arbóreo-arbustiva
MAcord	MA	05°32'37"S	45°17'54"W	Cerrado	Floresta latifoliada
AmzMA07	MA	01°30'50"S	45°20'13"W	Amazônia	Nanofloresta latifoliada
AmzMA08	MA	01°44'51"S	44°37'48"W	Amazônia	Nanofloresta latifoliada
AmzMA09	MA	02°24'19"S	44°23'36"W	Amazônia	Nanofloresta latifoliada
AmzMA01	MA	02°23'11"S	45°18'32"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMA02	MA	02°40'55"S	44°19'40"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMA11	MA	03°29'46"S	44°26'32"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO06	TO	05°42'05"S	47°33'48"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzPA65	PA	06°15'20"S	48°28'34"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO10	TO	06°34'09"S	48°11'06"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO01	TO	06°58'21"S	48°21'22"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO11	TO	07°01'28"S	49°02'36"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO04	TO	07°44'13"S	48°42'09"W	Amazônia	Floresta latifoliada

<b>Área</b>	<b>Estado</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>	<b>Domínio</b>	<b>Formas de vegetação</b>
AmzTO03	TO	07°12'09"S	48°31'38"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO08	TO	07°31'25"S	48°39'54"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzTO09	TO	06°11'51"S	48°22'15"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMT11	MT	10°28'42"S	58°30'19"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzRO03	RO	10°36'05"S	61°46'03"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzRO13	RO	10°43'08"S	62°13'45"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMT12	MT	11°34'43"S	59°05'51"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMT04	MT	11°50'59"S	55°31'16"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMT03	MT	12°17'24"S	52°44'23"W	Amazônia	Floresta latifoliada
AmzMT10	MT	10°20'43"S	59°17'54"W	Amazônia	Nanofloresta latifoliada
AmzRO08	RO	10°54'21"S	63°39'48"W	Amazônia	Nanofloresta latifoliada



**Apêndice B** – Dendrograma da UPGMA. Espécies estão representadas nas colunas e as fitofisionomias, nas linhas. As linhas superiores são fitofisionomias florestais e nas duas linhas inferiores estão as fitofisionomias savânicas. Espécies que ocorrem em uma única linha correspondem a espécies raras.



**Apêndice C** – Espécies modeladas e informações ecológicas segundo a Lista da Flora (2015). Endêmicas (▲); Ocorrência quanto ao domínio: AMZ = Amazônico, CE = Cerrados, MA = Mata Atlântica, CA = Caatinga, PA = Pantanal.

<b>Espécies</b>	<b>Distribuição</b>	<b>Domínios</b>	<b>Tipo de Vegetação</b>	<b>Referência</b>
<i>B. excelsa</i>	AC, AM, AP, PA, RO, RR, MT	AMZ	Área Antrópica, Floresta de Terra Firme	Smith et al., 2015
<i>C. aromatica</i>	PA, BA, CE, PB	AMZ, MT, CA	Cerrado (lato sensu), Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila	Sobral et al., 2015
<i>C. arenarium</i> ▲	BA, CE, MA, PE, PI, RJ, ES, MG	AMZ, MT, CA	Caatinga (stricto sensu), Cerrado (lato sensu), Restinga	Carneiro e Alves-Araujo, 2015
<i>C. coronata</i>	AM, PA, MA	AMZ	Floresta de Várzea, Floresta Estacional	Melo, 2015
<i>D. alata</i>	PA, RO, TO, BA, MA, PI, DF, GO, MS, MT, MG, SP, CE	AMZ, CE, CA	Cerrado(lato sensu), Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Savana Amazônica	Lima, 2015
<i>E. parviflorus</i> ▲	RO, TO, MT	AMZ	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme	Maaset al 2015
<i>E. mattogrossensis</i>	PA, DF, GO, MT, MG, SP	AMZ, CE	Campo Rupestre, Cerrado (lato sensu)	Loeuille, 2015.
<i>E. ligustrinum</i>	AP, PA, MA	AMZ	Campinarana, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Savana Amazônica, Vegetação Sobre Afloramentos Rochosos	Loiola e Costa-Lima, 2015
<i>F. calyptroceras</i>	BA, CE, PI, GO, MS, MT, ES, MG, PA	CA, CE, MA, PA	Caatinga (stricto sensu), Cerrado (lato sensu), Floresta Estacional Semidecidual	Romaniuc Neto et al., 2015
<i>F. carautana</i> ▲	MS, MT	PA	Floresta Ciliar ou Galeria	Romaniuc Neto et al., 2015
<i>F. pakkensis</i>	AM, AP, PA, BA, MA, PI	AMZ, MT	Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila, Savana Amazônica, Vegetação Sobre Afloramento Rochoso	Romaniuc Neto et al., 2015
<i>F. pulchella</i>	AM, PA, BA, MA, MG, ES, MG, RJ, SP, PA, SC	AMZ, MT	Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila	Romaniuc Neto et al., 2015
<i>H. maranhensis</i> ▲	TO, MA	CE	Cerrado (lato sensu)	Lima e Pinto, 2015
<i>I. heterophylla</i>	AC, AM, PA, RO, MT	AMZ, CE	Área Antrópica, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Semidecidual	Garcia e Fernandes, 2015
<i>L. praecox</i> ▲	TO, GO, MT	CE	Cerrado (lato sensu)	Cardoso, 2015.
<i>M. itauba</i>	AC, AM, AP, PA, RO, RR, MT	AMZ	Carrasco, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea	Quinet et al 2015

<b>Espécies</b>	<b>Distribuição</b>	<b>Domínios</b>	<b>Tipo de Vegetação</b>	<b>Referência</b>
<i>O. matogrossensis</i>	AM, MT, PA, RO, MT	AMZ	Campinarana, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea, Floresta Ombrófila	Quinet et al 2015
<i>O. obliqua</i> ▲	AC, AM, Pará, MS	AMZ	Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila	Quinet et al 2015
<i>O. discophora</i>	AC, AM, PA, RO, RO, MT	Amazônia, Cerrado	Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila, Savana Amazônica	Chacon e Yamamoto, K. 2015
<i>P. trilocularis</i>	AC, AM, PA, RO, MT	AMZ	Floresta de Terra Firme	Alves-Araujo, 2015
<i>P. ovatum</i>	RO, TO, BA, DF, GO, MT, MG, SP	AMZ, CE	Cerrado (lato sensu)	Daly, 2015
<i>P. pilosissimum</i> ▲	AC, AM, PA, RO, MA, GO, MT	AMZ, CE	Cerrado (lato sensu), Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual	Daly, 2015
<i>Q. ingens</i> ▲	PA, MT	AMZ, CE	Floresta Ciliar ou Galeria	França, 2015
<i>R. praecox</i>	AC	AMZ	Floresta de Terra Firme	Kochet al., 2015
<i>R. amazonica</i>	AM, PA, RO, RO, MT	AMZ, CE	Campinarana, Floresta de Terra Firme, Floresta Estacional Perenifólia, Savana Amazônica	Zappi, 2015
<i>R. wittrockii</i> ▲	PA, MT	AMZ	Campinarana, Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Igapó	França, 2015
<i>S. guilleminiana</i> ▲	BA, MA, DF, GO, MT, ES, MG, RJ, SP	CE, MA	Floresta Estacional Semidecidual , Floresta Ombrófila	Romaniuc et al., 2015
<i>S. lucida</i> ▲	AM, RO, MT	AMZ	Floresta de Igapó, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea	Mansano et al., 2015
<i>S. oraria</i>	AC, RO	AMZ	Floresta de Igapó, Floresta de Terra Firme	Mansano et al., 2015
<i>S. macrophylla</i>	AC, AM, PA, RO, TO, BA, MA, GO, MT	AMZ, CE, MA	Cerrado (lato sensu), Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila	Stefano et al. 2015
<i>T. glaziovii</i>	AC, AM, PA, RR, MT	AMZ	Floresta de Terra Firme, Floresta Ombrófila	Daly, 2015
<i>V. sessilis</i> ▲	TO, MA, PE, PI, BA, GO	CE	Cerrado (lato sensu)	Rodrigues, 2015.
<i>V. surinamensis</i>	AC, AM, AP, PA, RO, RR, TO, CE, MA, PI, MT	AMZ, CA	Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea	Rodrigues, 2015.
<i>V. japurensis</i>	AM, PA, RO, MT	AMZ, CE	Campinarana, Cerrado (lato sensu), Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta de Terra Firme, Floresta de Várzea, Floresta Estacional Perenifólia, Floresta Estacional Semidecidual	Bittrich et al., 2015
<i>V. haenkeana</i>	AC, AM, DF, GO, MT	AMZ, CE	Floresta de Várzea	França, 2015.
<i>X. amazonica</i>	Am	AMZ	Floresta de Terra Firme, Savana Amazônica	Maas, et al. 2015

**Apêndice D** - Variáveis bioclimáticas de temperatura e precipitação disponíveis no *Worldclim*

BIO1 = Annual Mean Temperature

BIO2 = Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))

BIO3 = Isothermality (BIO2/BIO7) (\* 100)

BIO4 = Temperature Seasonality (standard deviation \*100)

BIO5 = Max Temperature of Warmest Month

BIO6 = Min Temperature of Coldest Month

BIO7 = Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)

BIO8 = Mean Temperature of Wettest Quarter

BIO9 = Mean Temperature of Driest Quarter

BIO10 = Mean Temperature of Warmest Quarter

BIO11 = Mean Temperature of Coldest Quarter

BIO12 = Annual Precipitation

BIO13 = Precipitation of Wettest Month

BIO14 = Precipitation of Driest Month

BIO15 = Precipitation Seasonality (Coefficient of Variation)

BIO16 = Precipitation of Wettest Quarter

BIO17 = Precipitation of Driest Quarter

BIO18 = Precipitation of Warmest Quarter

BIO19 = Precipitation of Coldest Quarter

**Apêndice E** - Correlação de Spearman entre as variáveis bioclimáticas do *Worldclim*. Axis 1 representa os scores extraídos do primeiro eixo da PCA realizada após a transformação dos dados.

	Axis_1	bio1	bio2	bio3	bio4	bio5	bio6	bio7	bio8	bio9	bio10	bio11	bio12	bio13	bio14	bio15	bio16	bio17	bio18	bio19
<b>Axis_1</b>	0.00	0.00	0.00	0.01	0.08	0.08	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.23	0.52	0.05	0.82	0.45	0.13	0.00	0.00
<b>bio1*</b>	0.48	0.00	0.00	0.00	0.07	0.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.31	0.88	0.22	0.17	0.81	0.51	0.00	0.00
<b>bio2</b>	-0.59	-0.75	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.98	0.01	0.58	0.49	0.01	0.00	0.00
<b>bio3*</b>	0.45	0.82	-0.78	0.00	0.00	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.67	0.83	0.01	0.40	0.60	0.01	0.00	0.00
<b>bio4</b>	-0.31	-0.31	0.44	-0.53	0.00	0.64	0.01	0.00	0.28	0.04	0.19	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.01
<b>bio5</b>	-0.30	0.05	0.45	-0.23	0.08	0.00	0.28	0.01	0.50	0.83	0.47	0.85	0.29	0.06	0.13	0.93	0.11	0.10	0.09	0.04
<b>bio6</b>	0.54	0.92	-0.91	0.89	-0.43	-0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.75	0.04	0.63	0.45	0.08	0.00	0.00
<b>bio7</b>	-0.57	-0.79	0.97	-0.89	0.51	0.42	-0.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.33	0.93	0.00	0.95	0.51	0.01	0.00	0.00
<b>bio8</b>	0.41	0.96	-0.66	0.73	-0.19	0.12	0.84	-0.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.95	0.59	0.03	0.87	0.88	0.00	0.00
<b>bio9</b>	0.50	0.96	-0.80	0.84	-0.36	-0.04	0.95	-0.84	0.88	0.00	0.00	0.00	0.41	0.85	0.18	0.44	0.75	0.32	0.00	0.00
<b>bio10</b>	0.45	0.99	-0.70	0.77	-0.23	0.13	0.89	-0.73	0.97	0.94	0.00	0.00	0.32	0.83	0.37	0.12	0.83	0.73	0.00	0.00
<b>bio11</b>	0.53	0.97	-0.82	0.84	-0.41	-0.03	0.95	-0.85	0.91	0.98	0.95	0.00	0.21	0.81	0.08	0.30	0.60	0.24	0.00	0.00
<b>bio12*</b>	-0.21	-0.18	0.25	-0.07	0.43	-0.19	-0.20	0.17	-0.19	-0.15	-0.17	-0.22	0.00	0.00	0.01	0.53	0.00	0.17	0.29	0.89
<b>bio13</b>	-0.11	-0.03	0.00	-0.04	0.47	-0.33	-0.06	-0.01	0.01	-0.03	-0.04	-0.04	0.73	0.00	0.01	0.00	0.00	0.05	0.89	0.92
<b>bio14*</b>	0.33	0.22	-0.46	0.43	-0.65	-0.26	0.35	-0.47	0.10	0.23	0.16	0.30	-0.42	-0.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.04
<b>bio15</b>	0.04	0.24	-0.10	-0.15	0.58	-0.02	0.08	0.01	0.38	0.14	0.27	0.18	0.11	0.53	-0.58	0.00	0.00	0.00	0.21	0.28
<b>bio16</b>	-0.14	-0.04	0.12	-0.09	0.55	-0.28	-0.13	0.12	0.03	-0.06	-0.04	-0.09	0.80	0.86	-0.54	0.55	0.00	0.00	0.93	0.77
<b>bio17</b>	0.26	0.12	-0.42	0.44	-0.61	-0.28	0.31	-0.46	-0.03	0.18	0.06	0.21	-0.24	-0.34	0.93	-0.71	-0.48	0.00	0.40	0.03
<b>bio18*</b>	-0.62	-0.72	0.80	-0.64	0.27	0.30	-0.80	0.76	-0.65	-0.78	-0.69	-0.75	0.19	-0.02	-0.24	-0.22	-0.01	-0.15	0.00	0.00
<b>bio19</b>	0.57	0.71	-0.74	0.83	-0.44	-0.36	0.81	-0.81	0.57	0.82	0.66	0.76	0.03	-0.02	0.35	-0.19	-0.05	0.38	-0.68	0.00

**Apêndice F** – Percentual de área de distribuição potencial de cada espécie no presente e cenários do clima futuro em relação à região Neotropical. Os números na coluna correspondem ao número de pixel da área predita como presença para o presente e futuro otimista e pessimista. A coluna cc4550 indica cenário otimista e cc8550, cenário pessimista. A coluna ‘Perda’ indica a redução de área de adequabilidade climática no futuro em relação à área predita para o presente. P indica persistência, ou seja, espécies que apresentam ganho de área ou que não sofrem perda.

Grupo	Família	Espécie	Presente	cc4550	Perda	cc8550	Perda	Figura
Ameaçada	LECYTHIDACEAE	<i>Bertholletia excelsa</i>	20.72	49.63	P	32.39	P	1
Ameaçada	MYRTACEAE	<i>Campomanesia aromatica</i>	11.16	20.11	P	9.99	1.17	2
Rara	SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum arenarium</i>	9.86	11.84	P	4.26	5.60	3
Rara	POLYGONACEAE	<i>Coccoloba coronata</i>	11.46	0.00	11.46	10.23	1.23	4
Ameaçada	LEGUMINOSAE	<i>Dipteryx alata</i>	13.28	11.78	1.50	9.60	3.68	5
Representativas	ANNONACEAE	<i>Ephedranthus parviflorus</i>	12.18	15.07	P	11.50	0.68	6
Rara	ASTERACEAE	<i>Eremanthus mattogrossensis</i>	2.24	2.22	0.02	1.48	0.76	7
Rara	ERYTHROXYLACEAE	<i>Erythroxylum ligustrinum</i>	14.38	25.25	P	21.12	P	8
Ameaçada	MORACEAE	<i>Ficus calyptroceras</i>	12.79	11.21	1.58	9.85	2.94	9
Ameaçada	MORACEAE	<i>Ficus pakkensis</i>	8.51	10.71	P	2.97	5.54	10
Ameaçada	MORACEAE	<i>Ficus pulchella</i>	10.04	6.65	3.39	5.03	5.01	11
Rara	LEGUMINOSAE	<i>Hymenaea maranhensis</i>	2.53	1.86	0.67	0.43	2.10	12
Representativas	LEGUMINOSAE	<i>Inga heterophylla</i>	22.65	16.45	6.20	8.38	14.27	13
Representativas	LEGUMINOSAE	<i>Luetzelburgia praecox</i>	9.03	7.25	1.78	4.23	4.80	14
Ameaçada	LAURACEAE	<i>Mezilaurus itauba</i>	16.18	18.06	P	6.33	9.85	15
Rara	LAURACEAE	<i>Ocotea matogrossensis</i>	32.71	30.91	1.80	27.92	4.79	16
Rara	LAURACEAE	<i>Ocotea obliqua</i>	23.02	31.14	P	28.22	P	17

<b>Grupo</b>	<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Presente</b>	<b>cc4550</b>	<b>Perda</b>	<b>cc8550</b>	<b>Perda</b>	<b>Figura</b>
Rara	OCHNACEAE	<i>Ouratea discophora</i>	13.25	30.22	P	28.45	P	18
Representativas	SAPOTACEAE	<i>Pouteria trilocularis</i>	50.47	66.04	P	23.62	26.85	19
Rara	BURSERACEAE	<i>Protium ovatum</i>	17.46	93.07	P	4.97	12.49	20
Representativas	BURSERACEAE	<i>Protium pilosissimum</i>	25.77	28.77	P	13.96	11.81	21
Representativas	VOCHYSIACEAE	<i>Qualea ingens</i>	7.58	5.78	1.80	5.88	1.70	22
Rara	APOCYNACEAE	<i>Rauvolfia praecox</i>	5.66	3.26	2.40	1.96	3.70	23
Rara	RUBIACEAE	<i>Remijia amazonica</i>	20.97	35.50	P	34.43	P	24
Representativas	VOCHYSIACEAE	<i>Ruizterania wittrockii</i>	14.86	13.91	0.95	2.19	12.67	25
Ameaçada	MORACEAE	<i>Sorocea guilleminiana</i>	31.10	31.16	P	22.19	8.91	26
Rara	LEGUMINOSAE	<i>Swartzia lucida</i>	0.35	44.09	P	50.12	P	27
Ameaçada	LEGUMINOSAE	<i>Swartzia oraria</i>	9.64	16.74	P	19.86	P	28
Ameaçada	MELIACEAE	<i>Swietenia macrophylla</i>	18.38	20.25	P	22.16	P	29
Representativas	BURSERACEAE	<i>Trattinnickia glaziovii</i>	20.08	33.39	P	24.84	P	30
Rara	MYRISTICACEAE	<i>Virola sessilis</i>	7.38	2.46	4.92	1.24	6.14	31
Ameaçada	MYRISTICACEAE	<i>Virola surinamensis</i>	11.48	36.60	P	9.95	1.53	32
Rara	HYPERICACEAE	<i>Vismia japurensis</i>	25.13	31.85	P	31.87	P	33
Representativas	VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia haenkeana</i>	16.01	16.52	P	2.91	13.10	34
Representativas	ANNONACEAE	<i>Xylopia amazonica</i>	15.02	47.68	P	45.99	P	35
Ameaçada	BIGNONIACEAE	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	10.67	7.02	3.65	6.62	4.05	36

**Apêndice G** – Mapas binários de adequabilidade do presente e cenários do clima futuro. Refúgio climático resultante da sobreposição dos modelos do presente e futuros otimista e pessimista em relação às UCs da Transição (A) e em relação à região neotropical (B). Modelo de distribuição potencial do presente (C) e futuro otimista (D) e pessimista (E). O nome de cada espécie para o qual os modelos de distribuição foram gerados é verificado no mapa. A área em cinza indica presença predita e áreas em branco, ausência predita. Os círculos pretos correspondem às ocorrências conhecidas da espécie, utilizadas para modelagem. O número de cada figura acima do mapa corresponde ao número da última coluna da Tabela 3 do capítulo 2 e da tabela do apêndice F, onde o limiar de corte utilizado para geração dos binários pode ser também verificado.



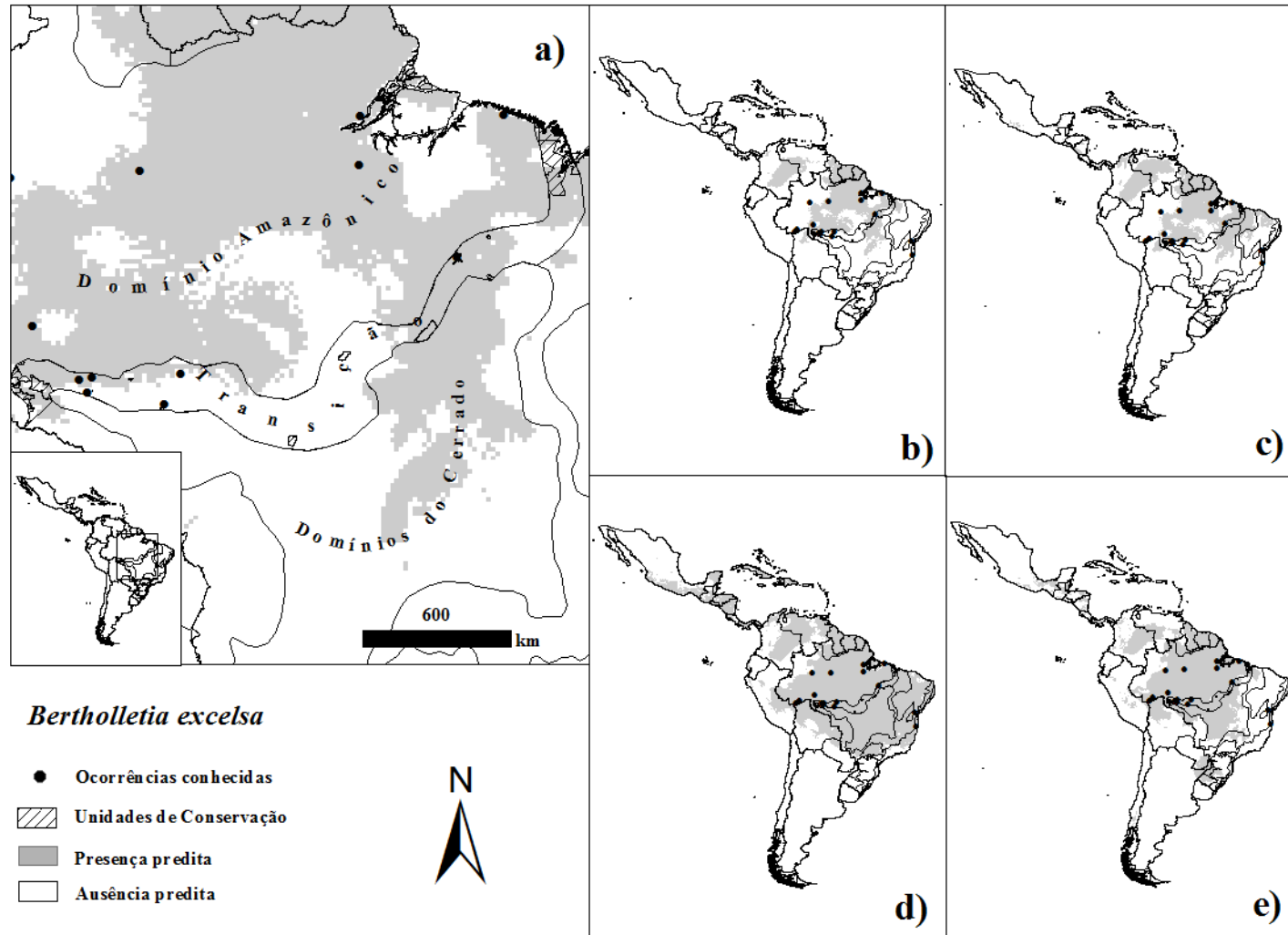
Figura 1. *Bertholletia excelsa* Bonpl.

Figura 2. *Campomanesia aromatica* (Aubl.) Griseb.

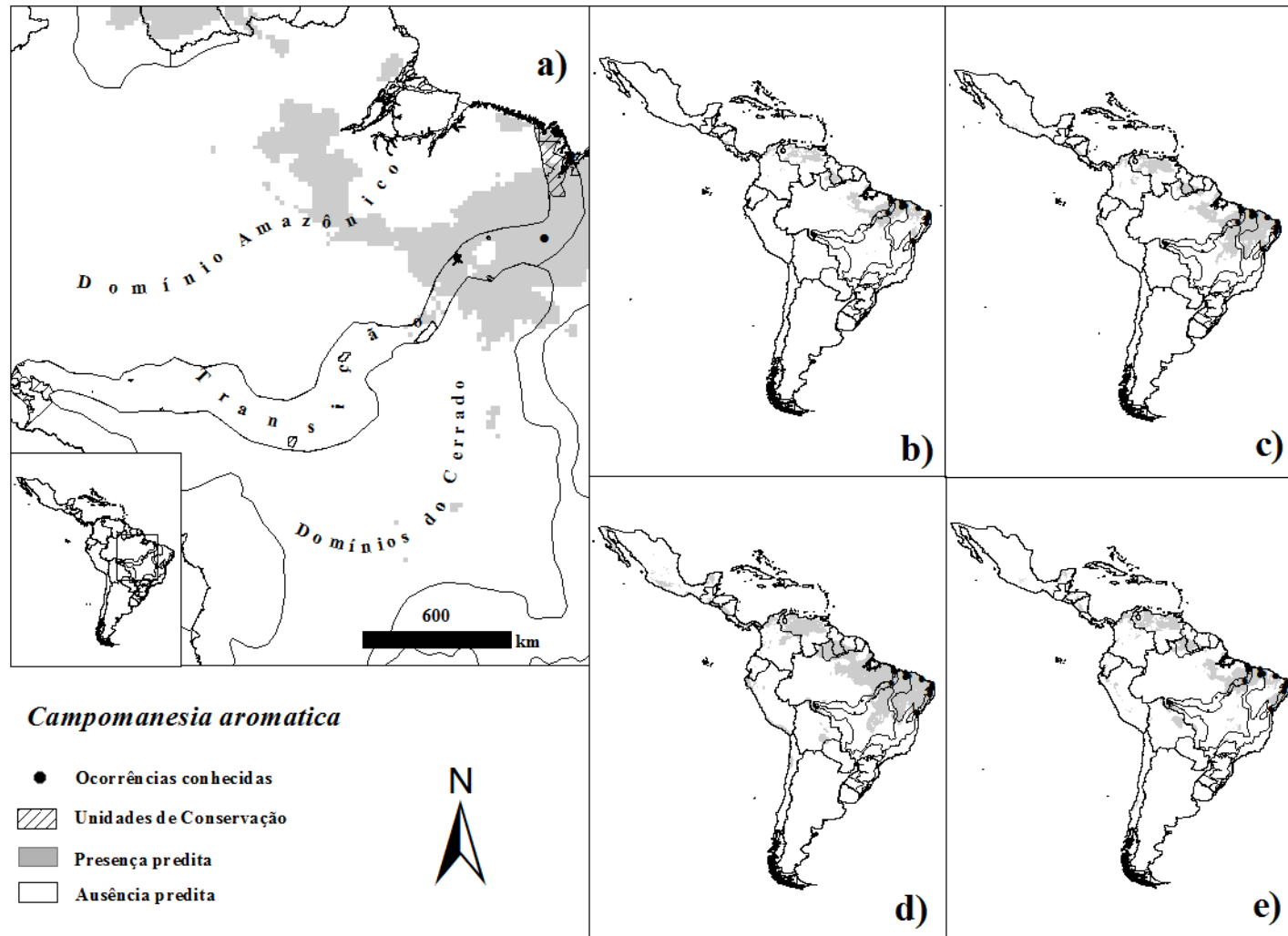


Figura 3. *Chrysophyllum arenarium* Allemão

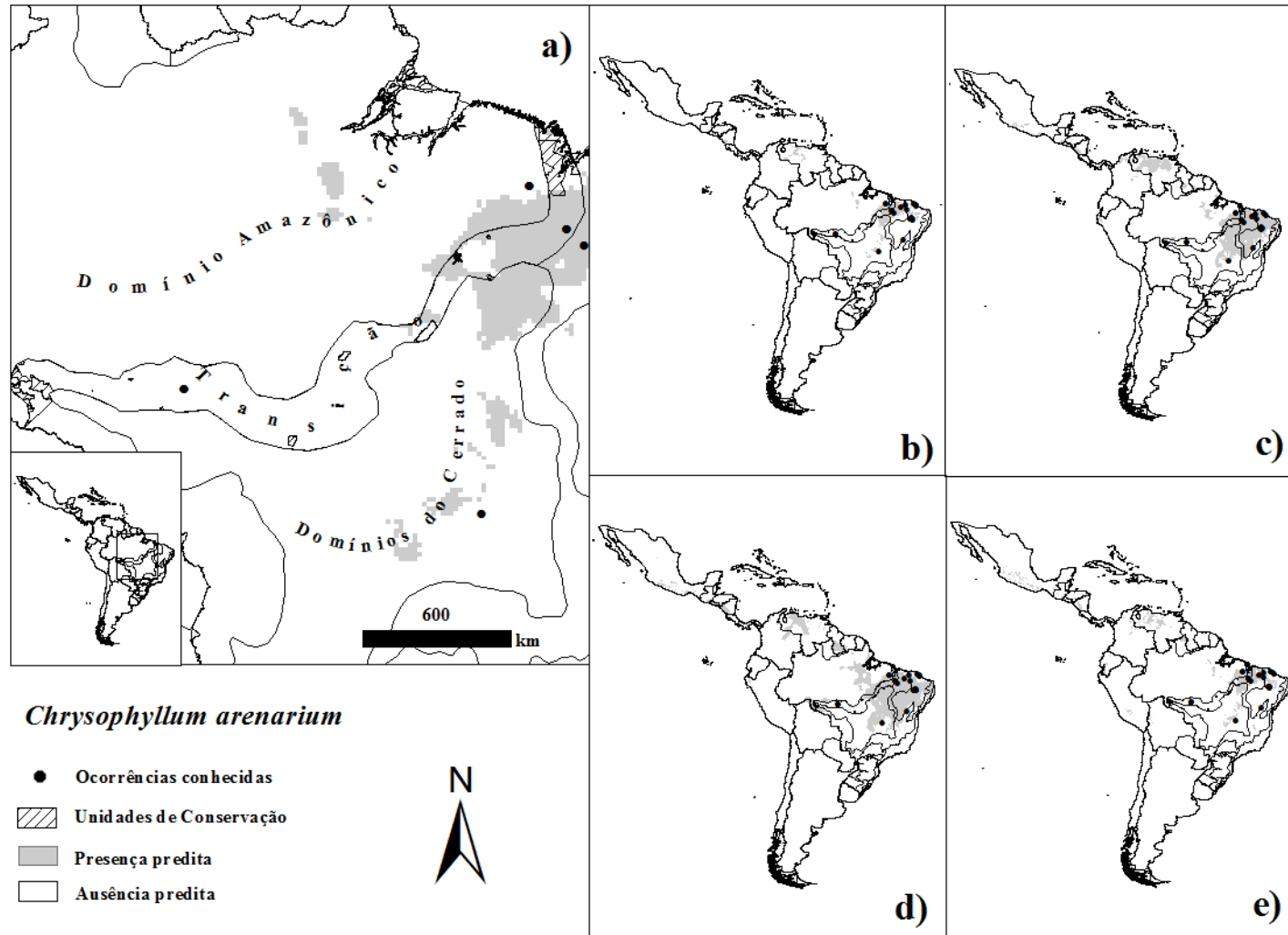


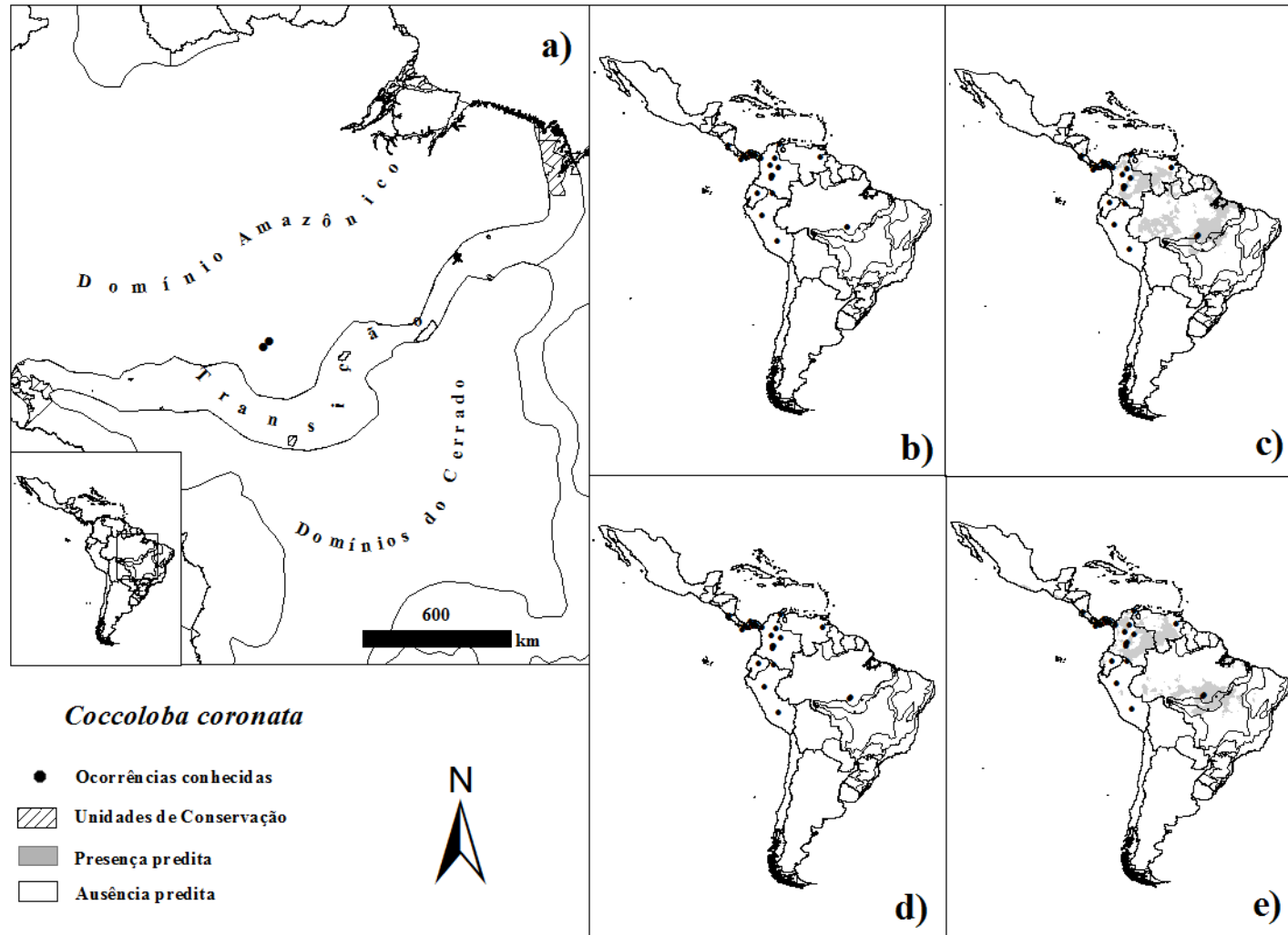
Figura 4. *Coccoloba coronata* Jacq.

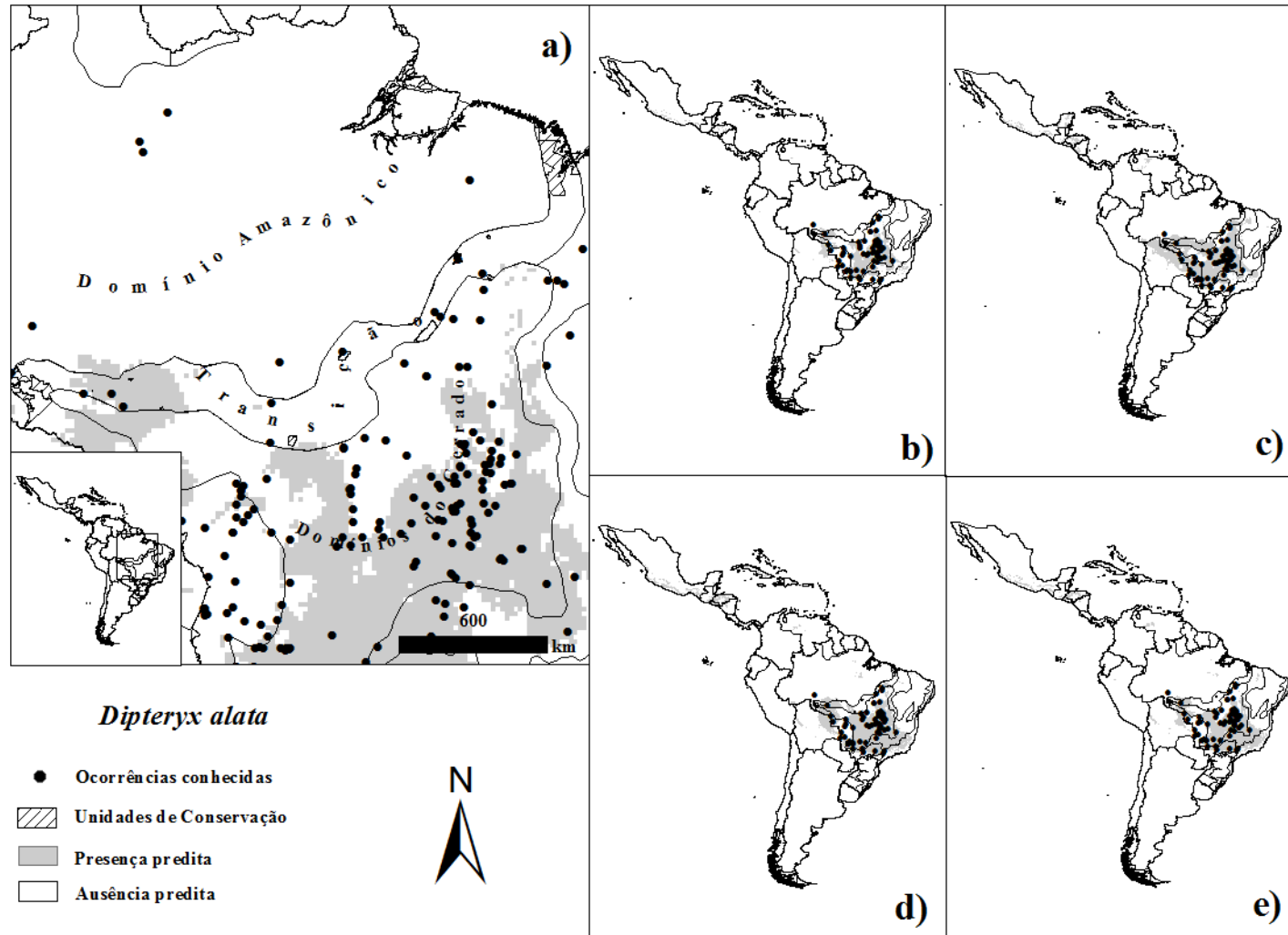
Figura 5. *Dipteryx alata* Vogel

Figura 6. *Ephedranthus parviflorus* S.Moore

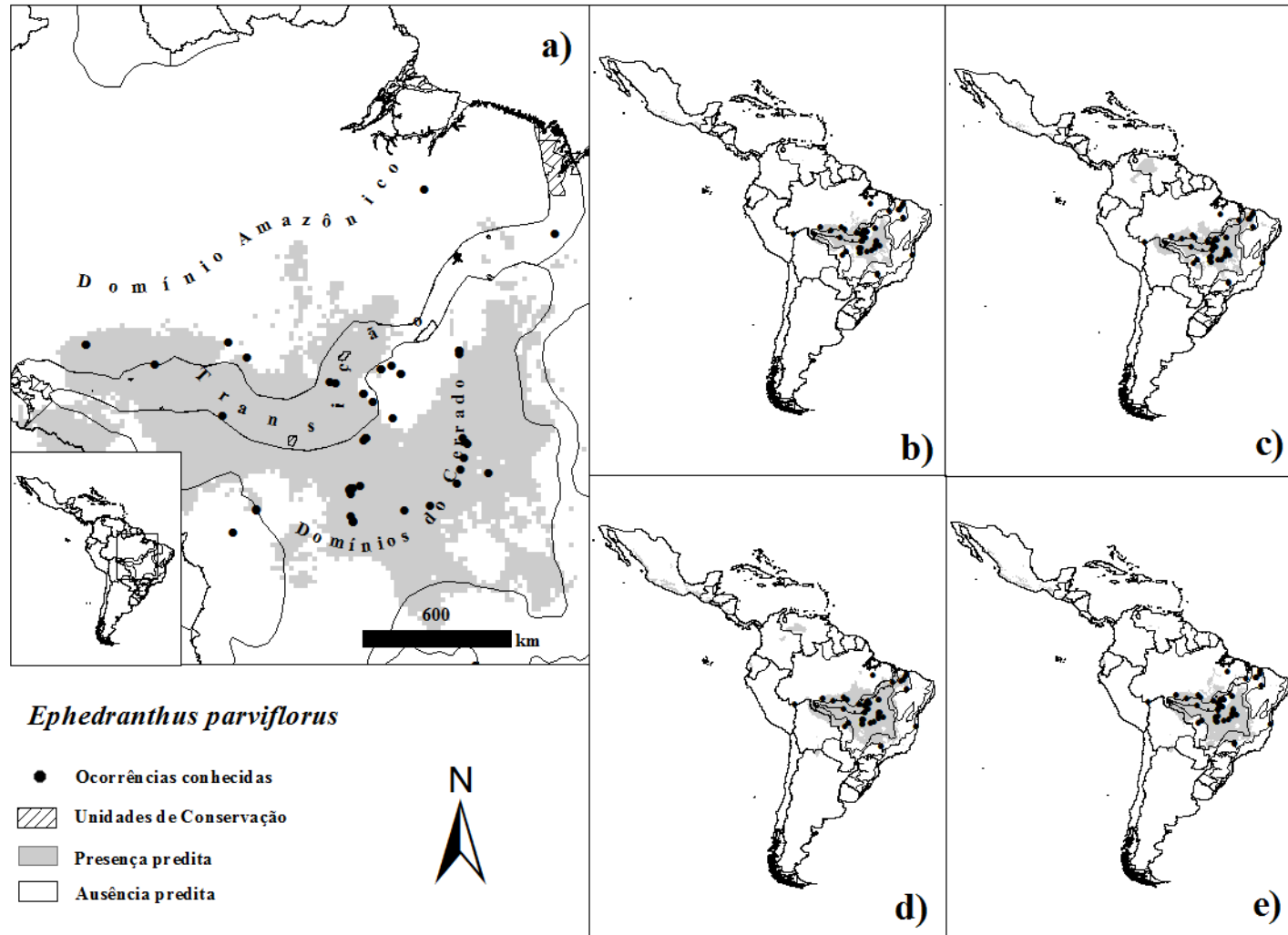


Figura 7. *Eremanthus mattogrossensis* Kuntze

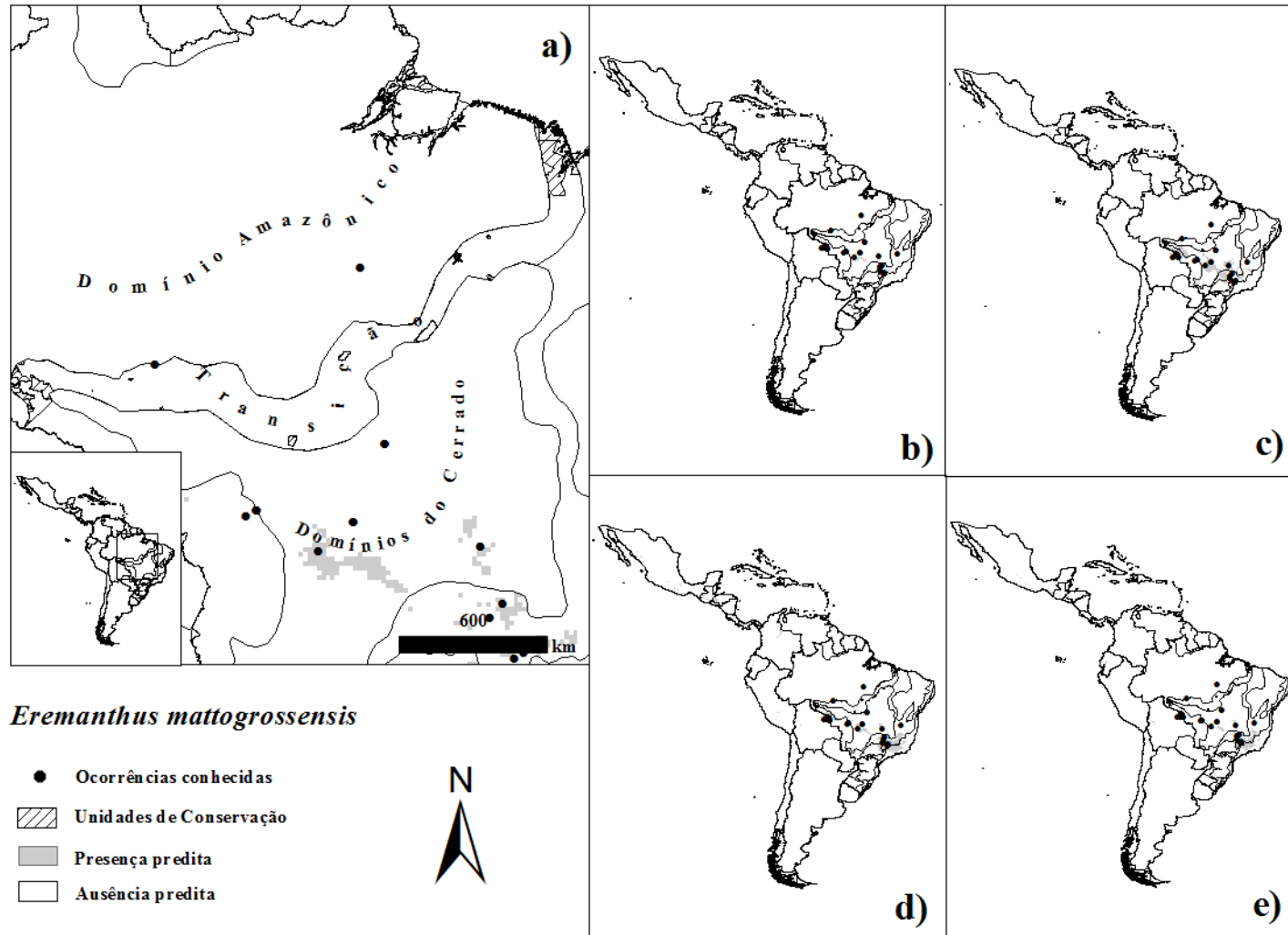


Figura 8. *Erythroxylum ligustrinum* DC.

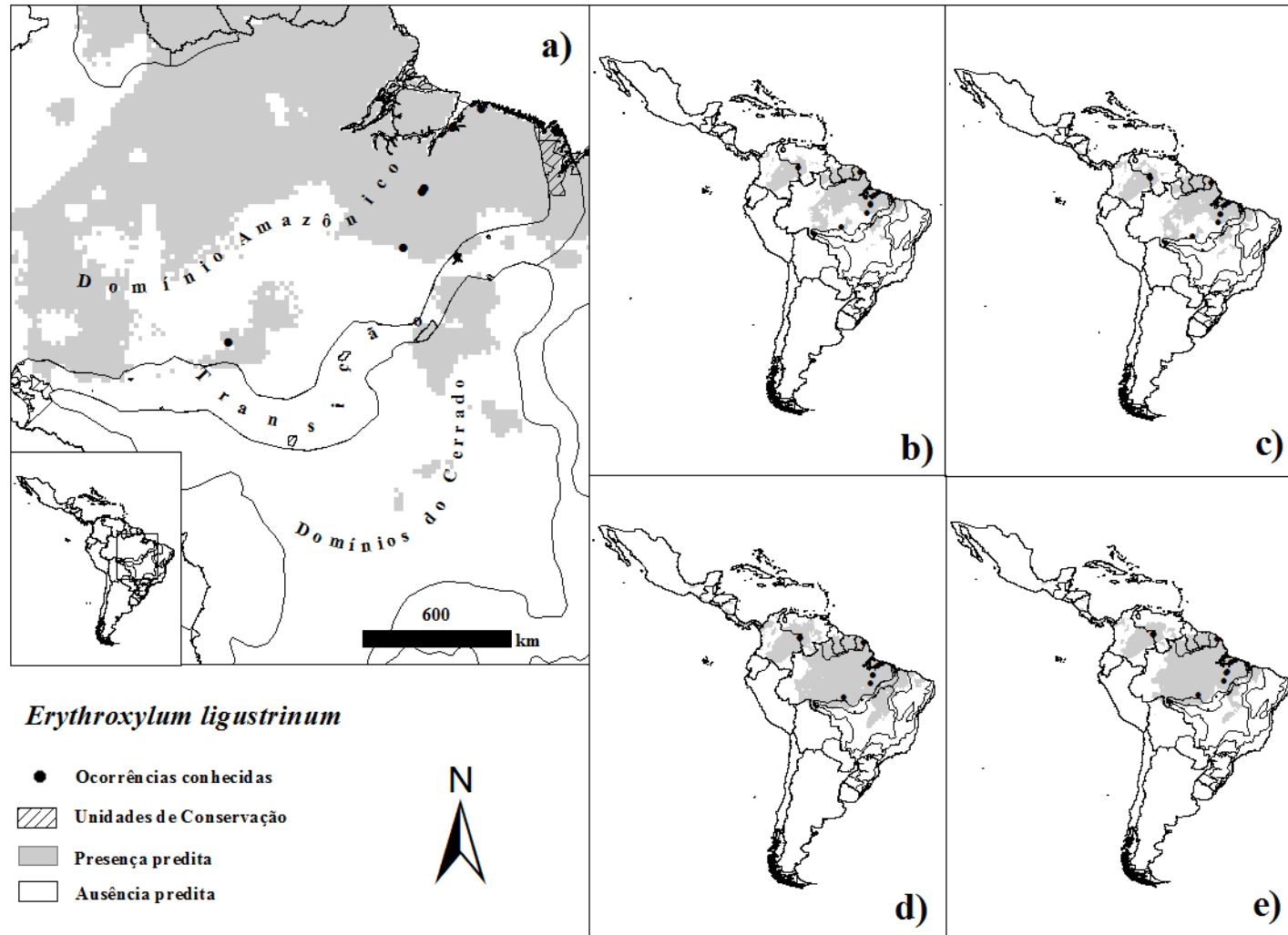




Figura 9. *Ficus calyptroceras* (Miq.) Miq.

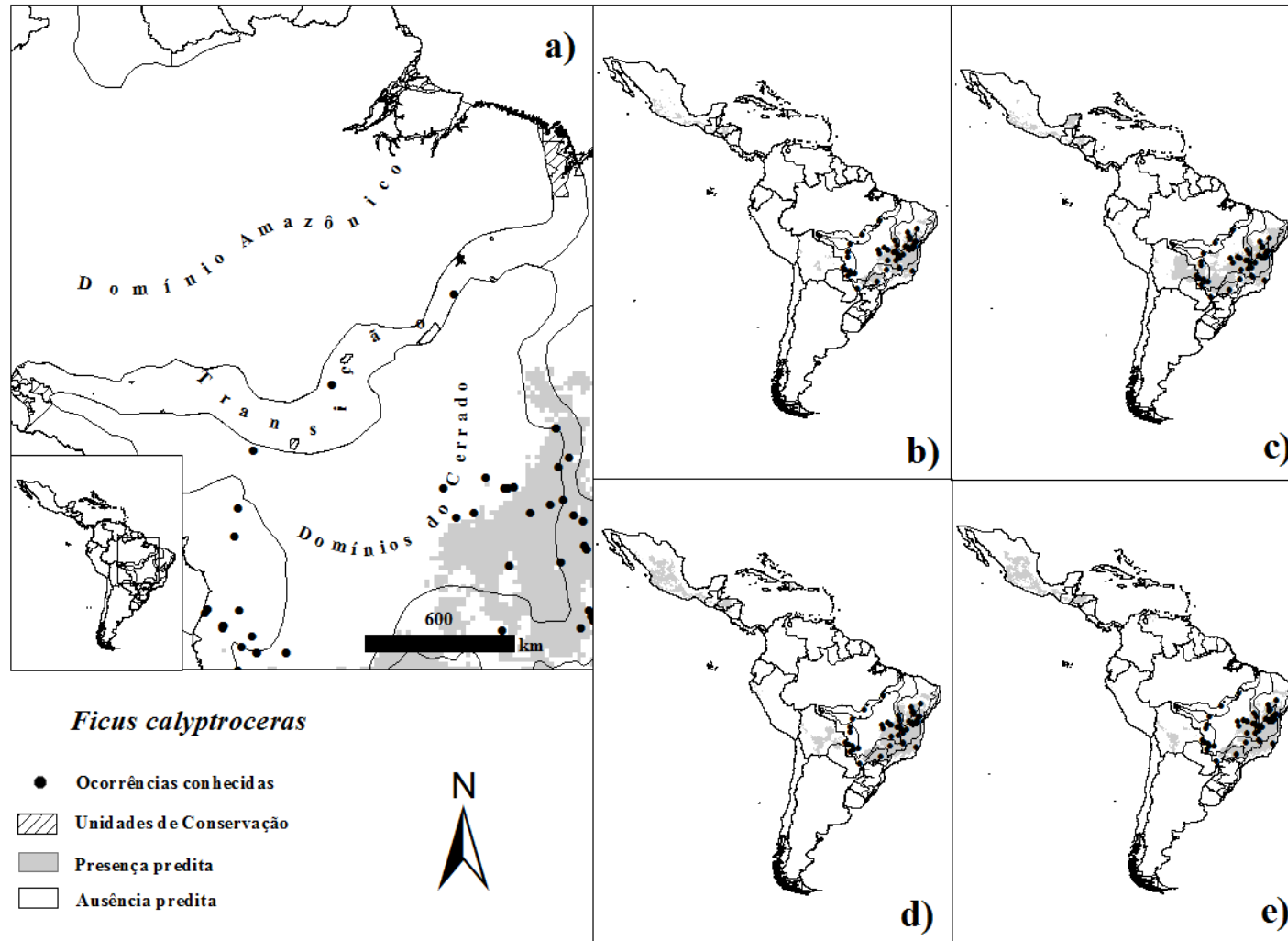


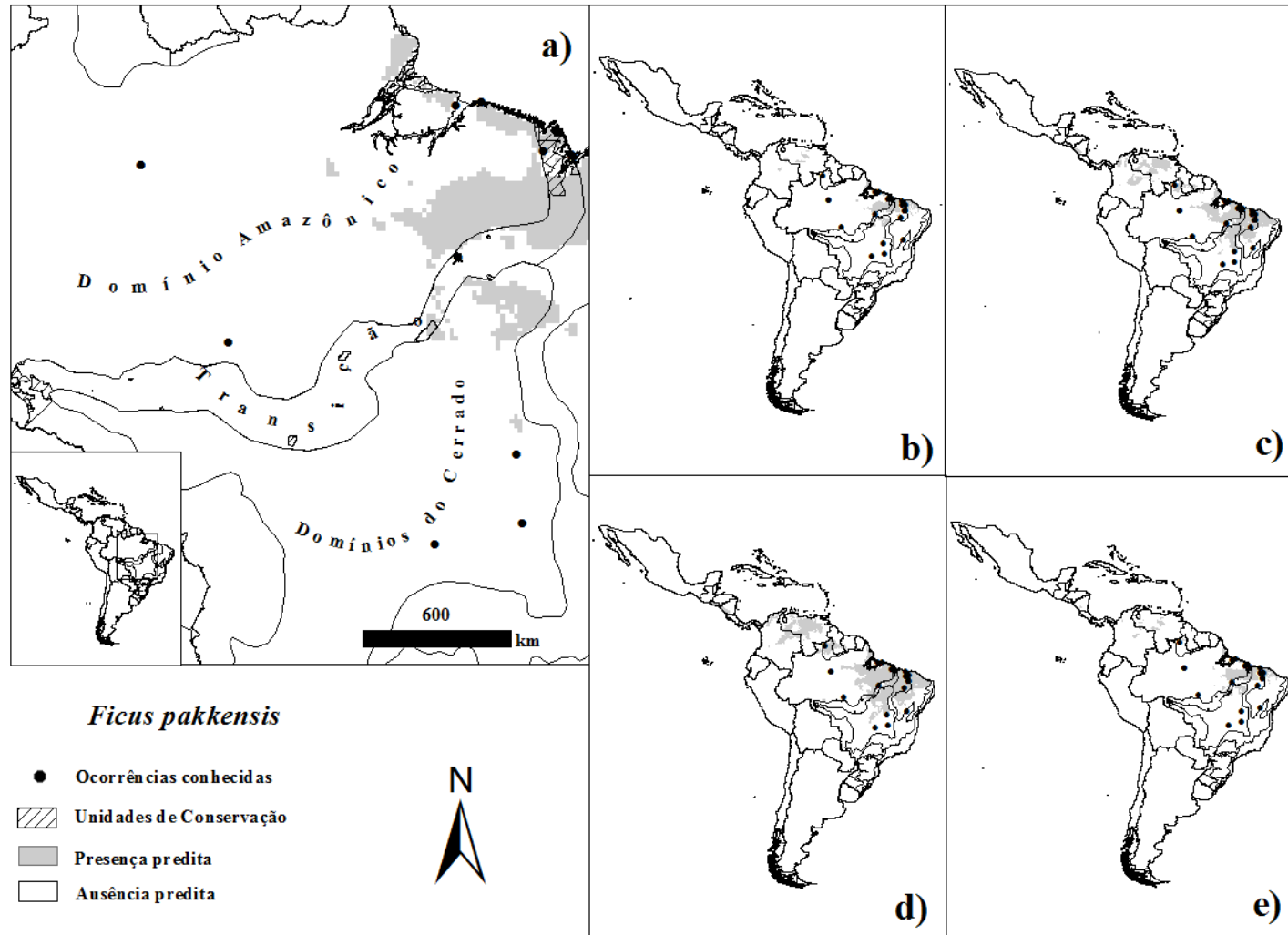
Figura 10. *Ficus pakkensis* Standl.

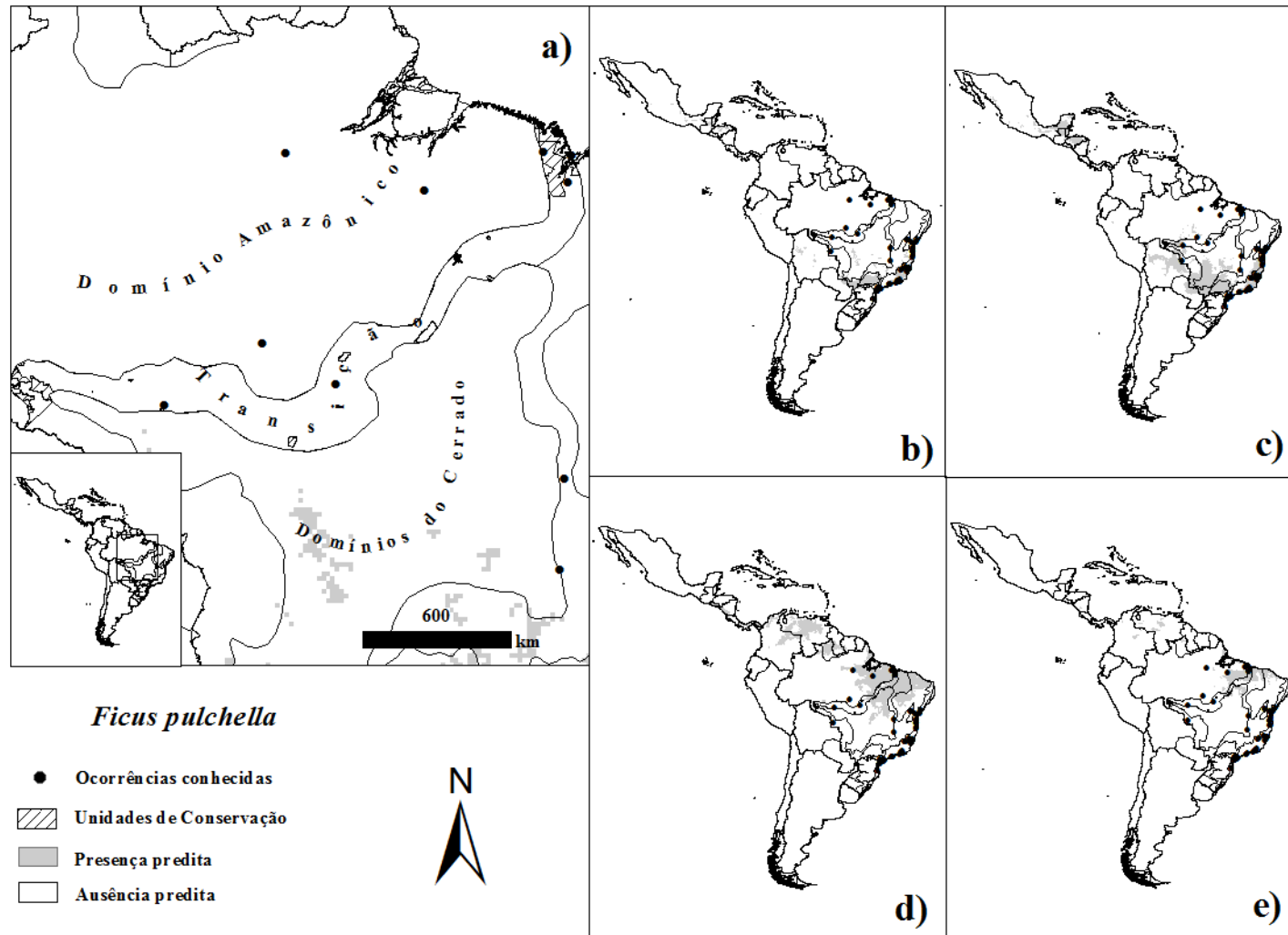
Figura 11. *Ficus pulchella* Schott

Figura 12. *Hymenaea maranhensis* Y.-T.Lee & Langenh.

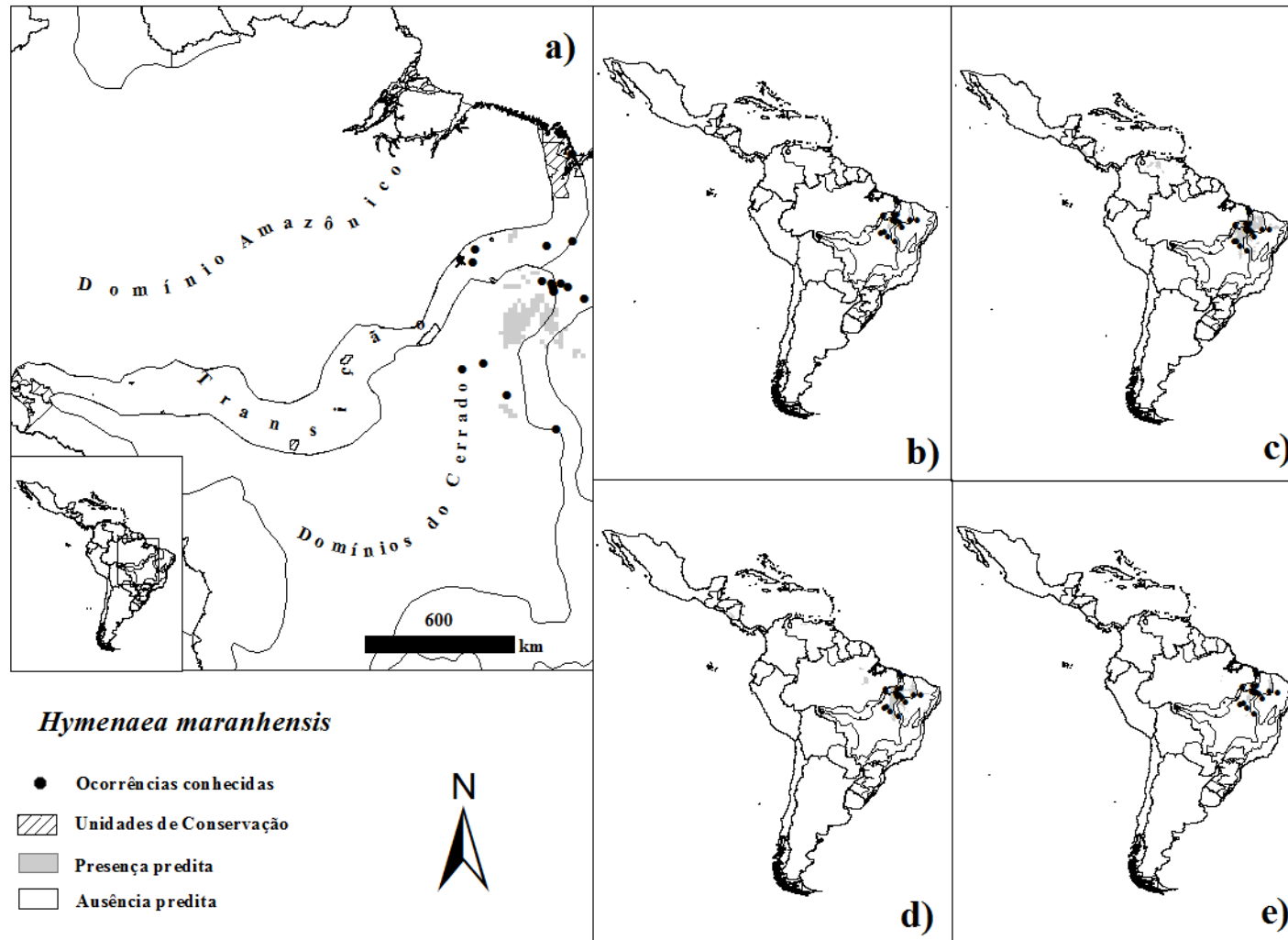


Figura 13. *Inga heterophylla* Willd.

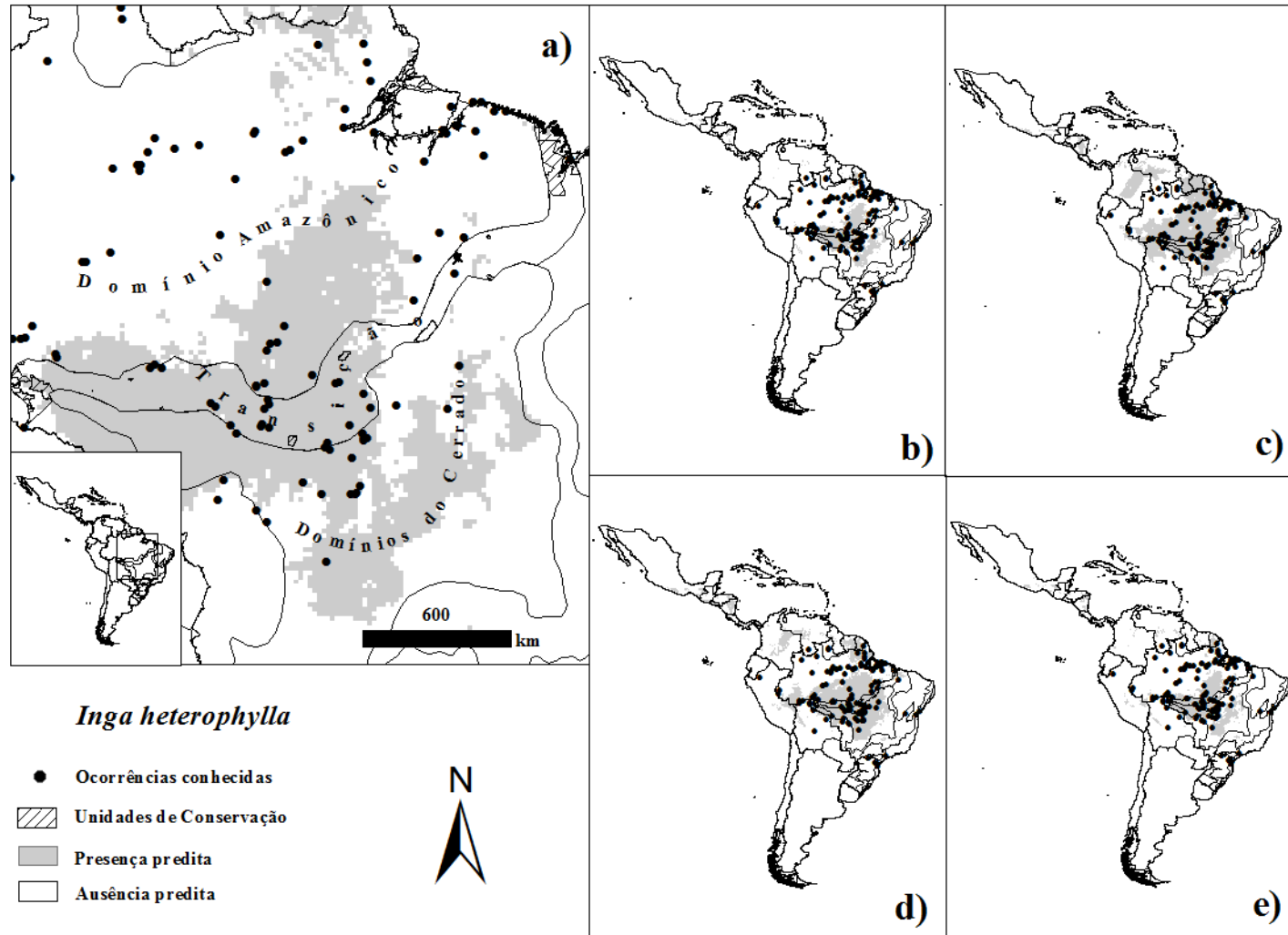


Figura 14. *Luetzelburgia praecox* (Harms ex Kuntze) Harms

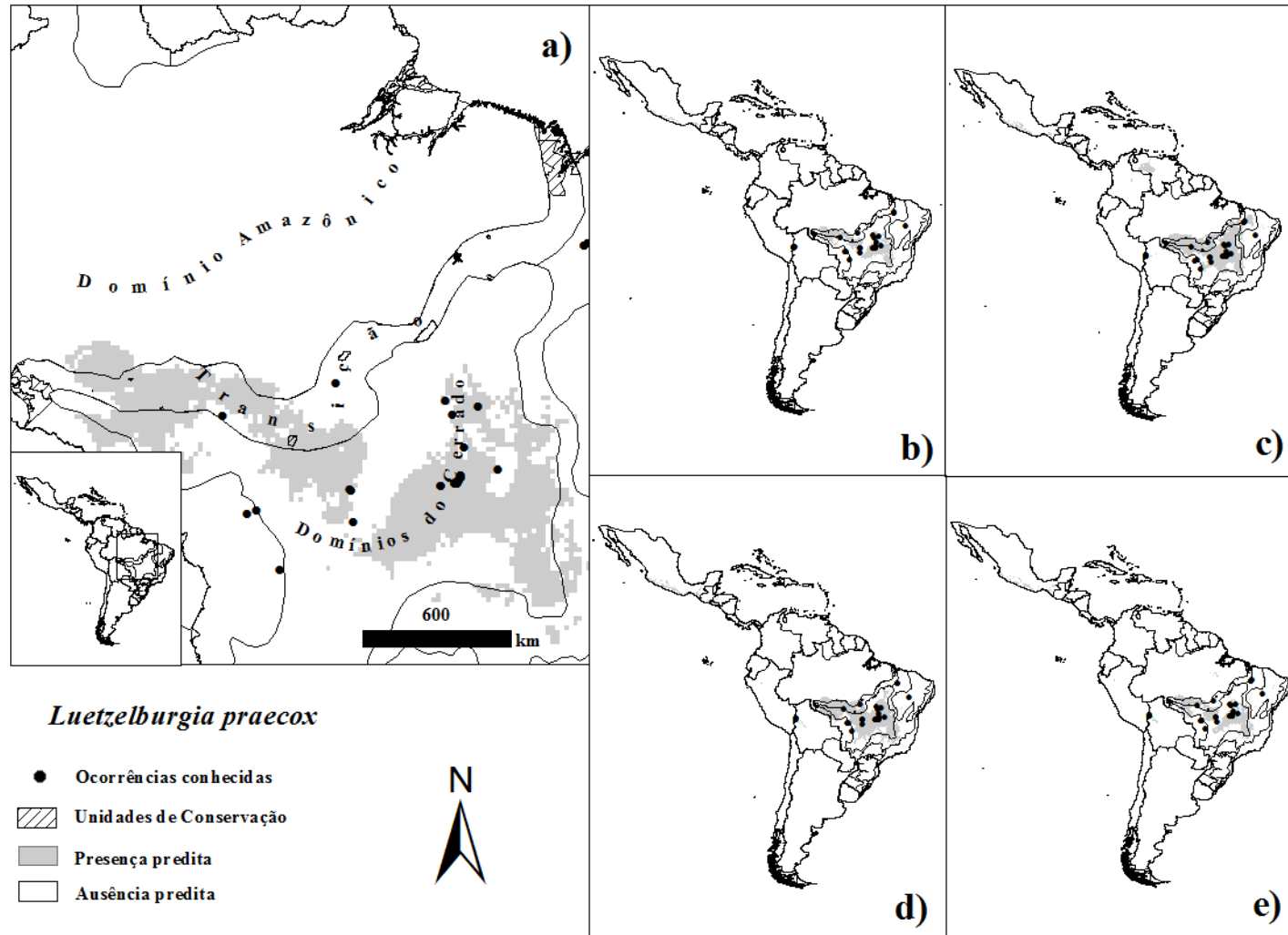


Figura 15. *Mezilaurus itauba* (Meisn.) Taub.

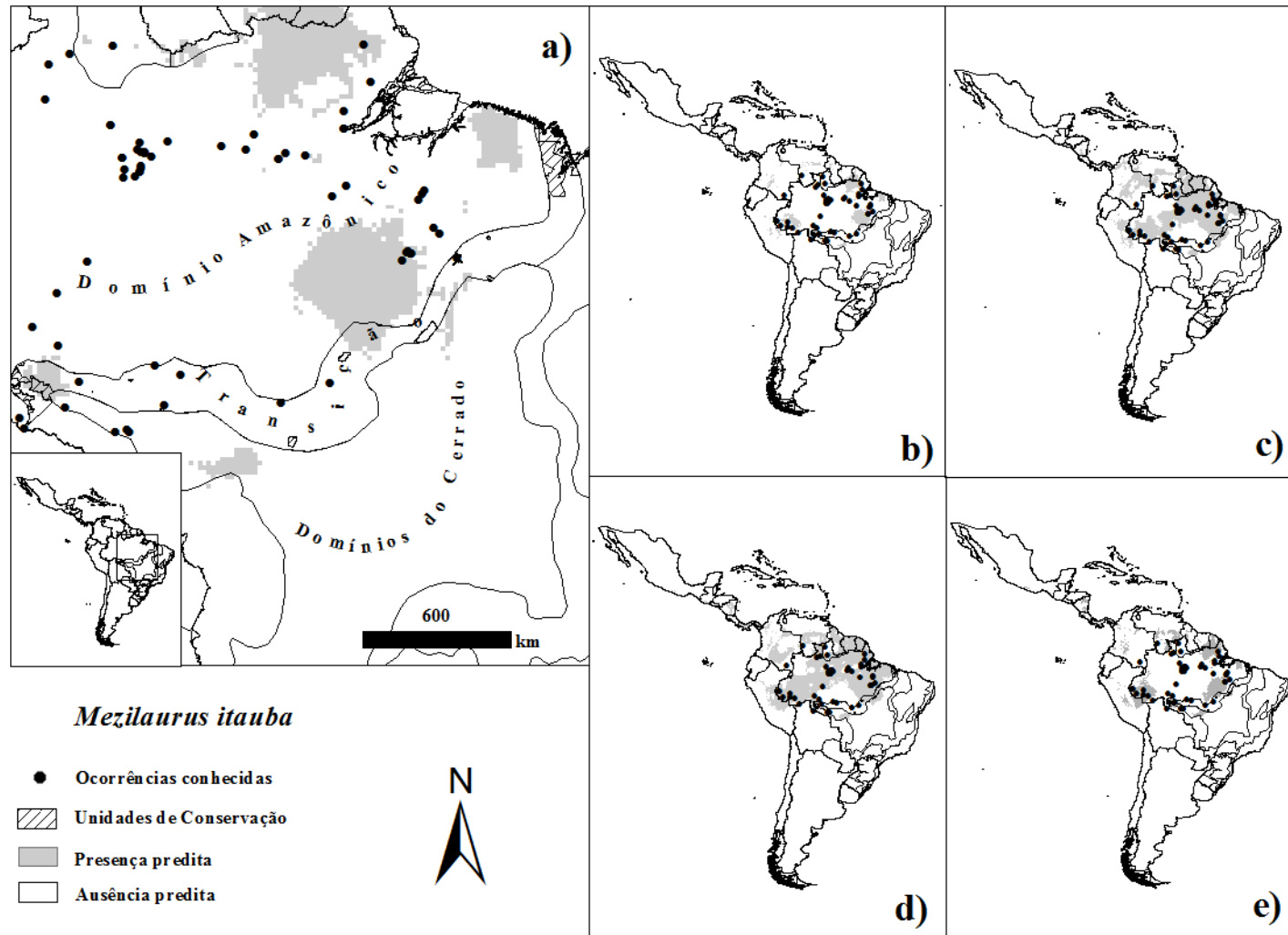


Figura 16. *Ocotea matogrossensis* Vattimo-Gil

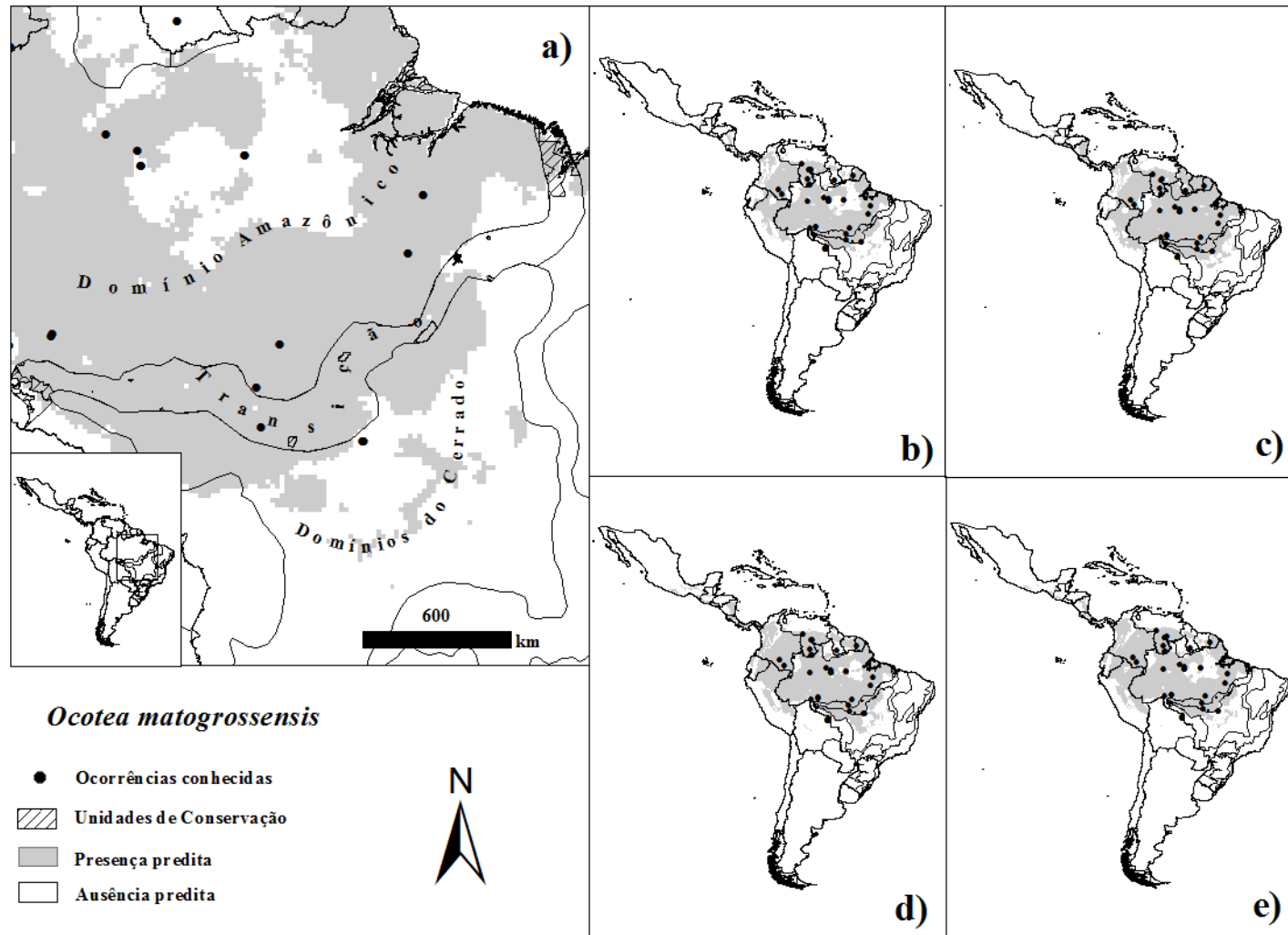




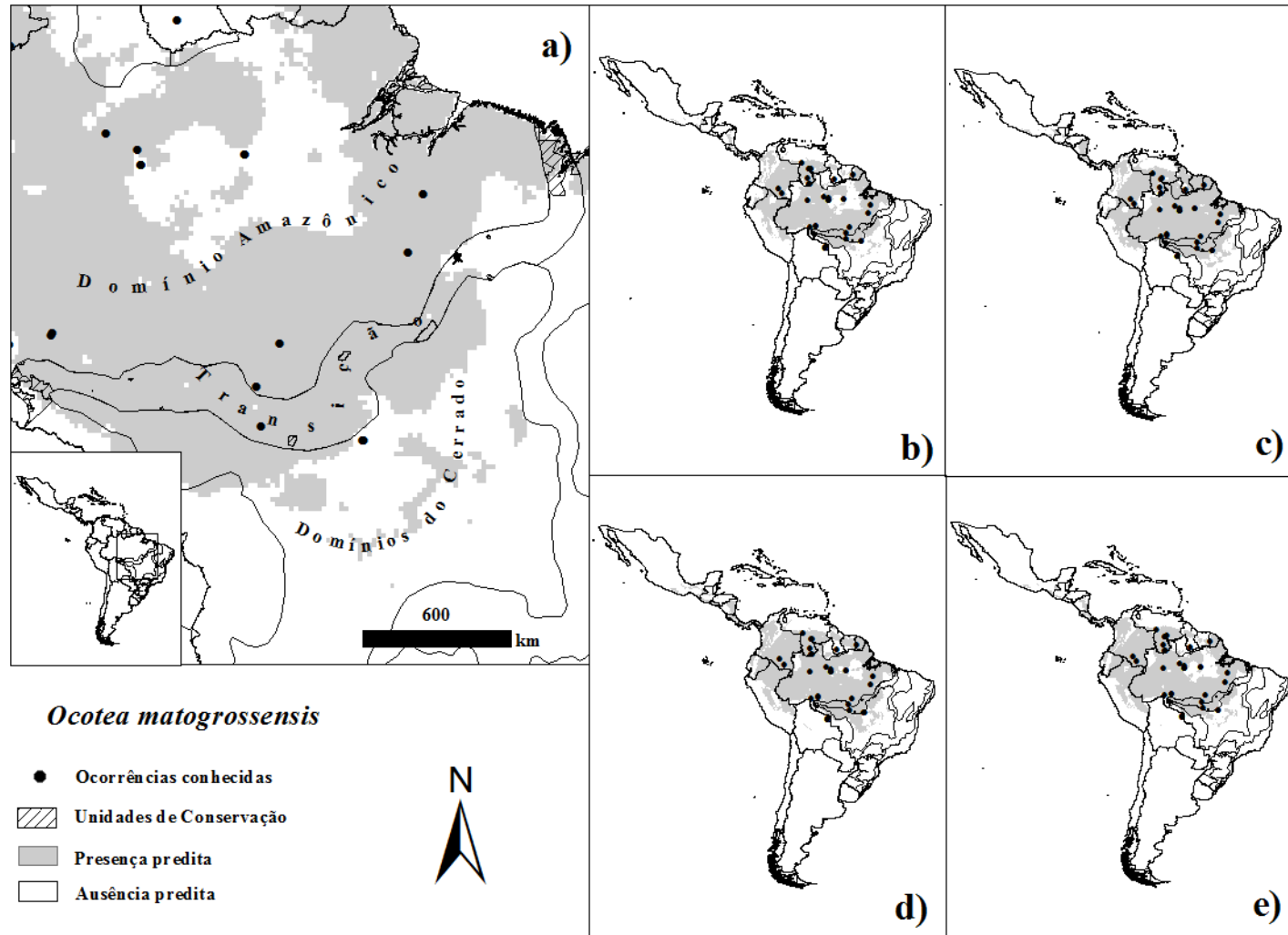
Figura 17. *Ocotea obliqua* Vicent.

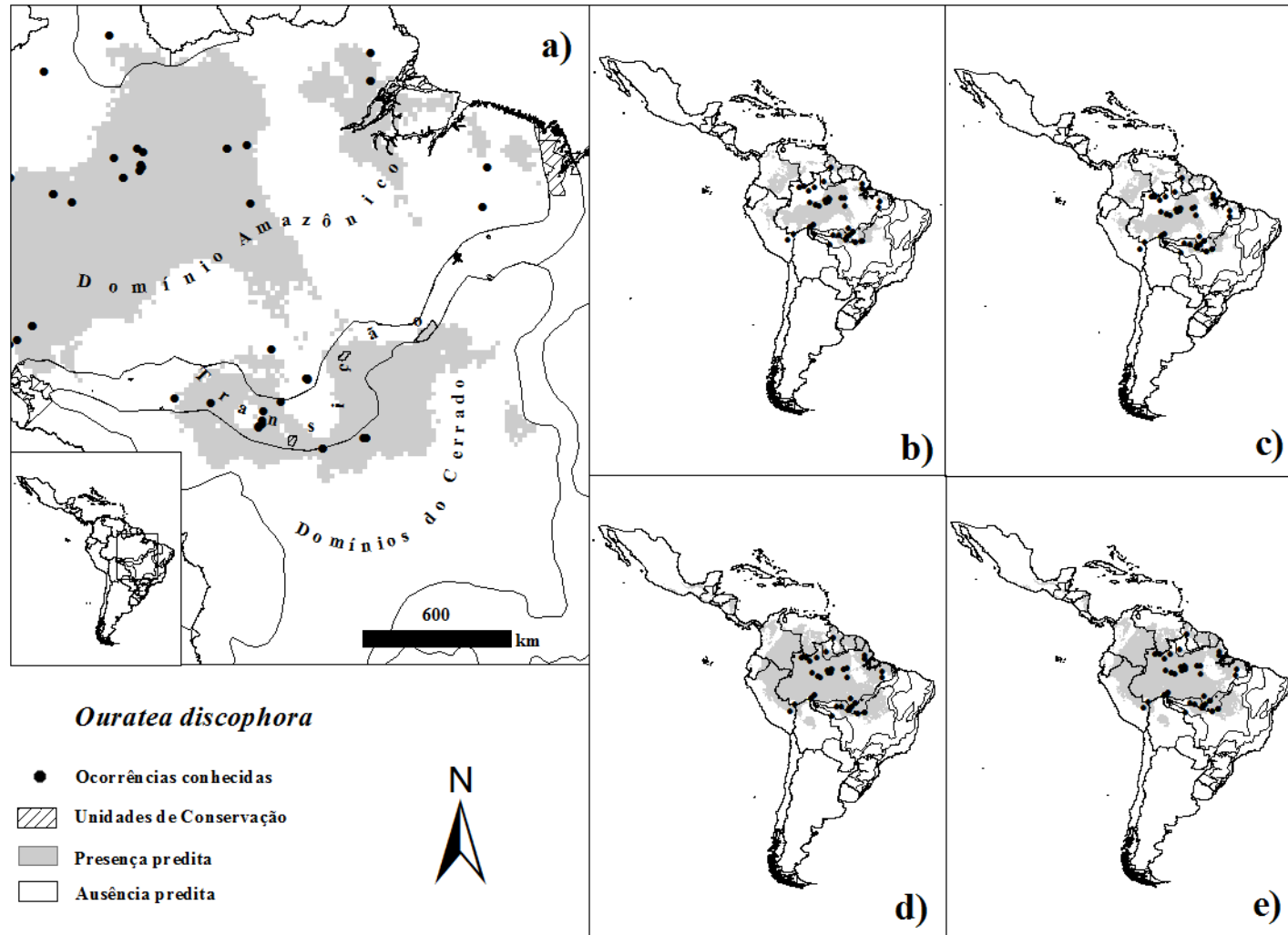
Figura 18. *Ouratea discophora* Ducke

Figura 19. *Pouteria trilocularis* Cronq.

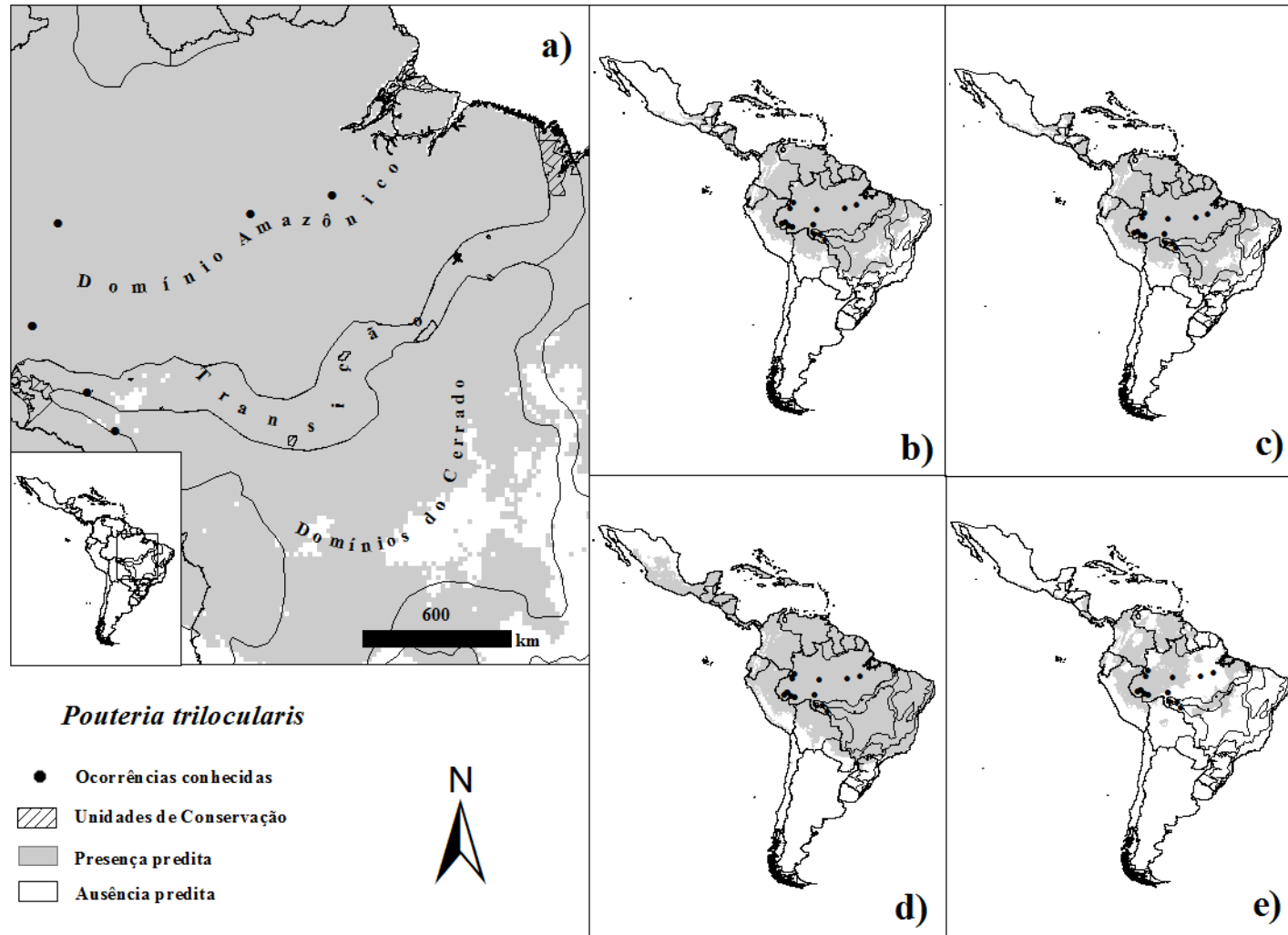


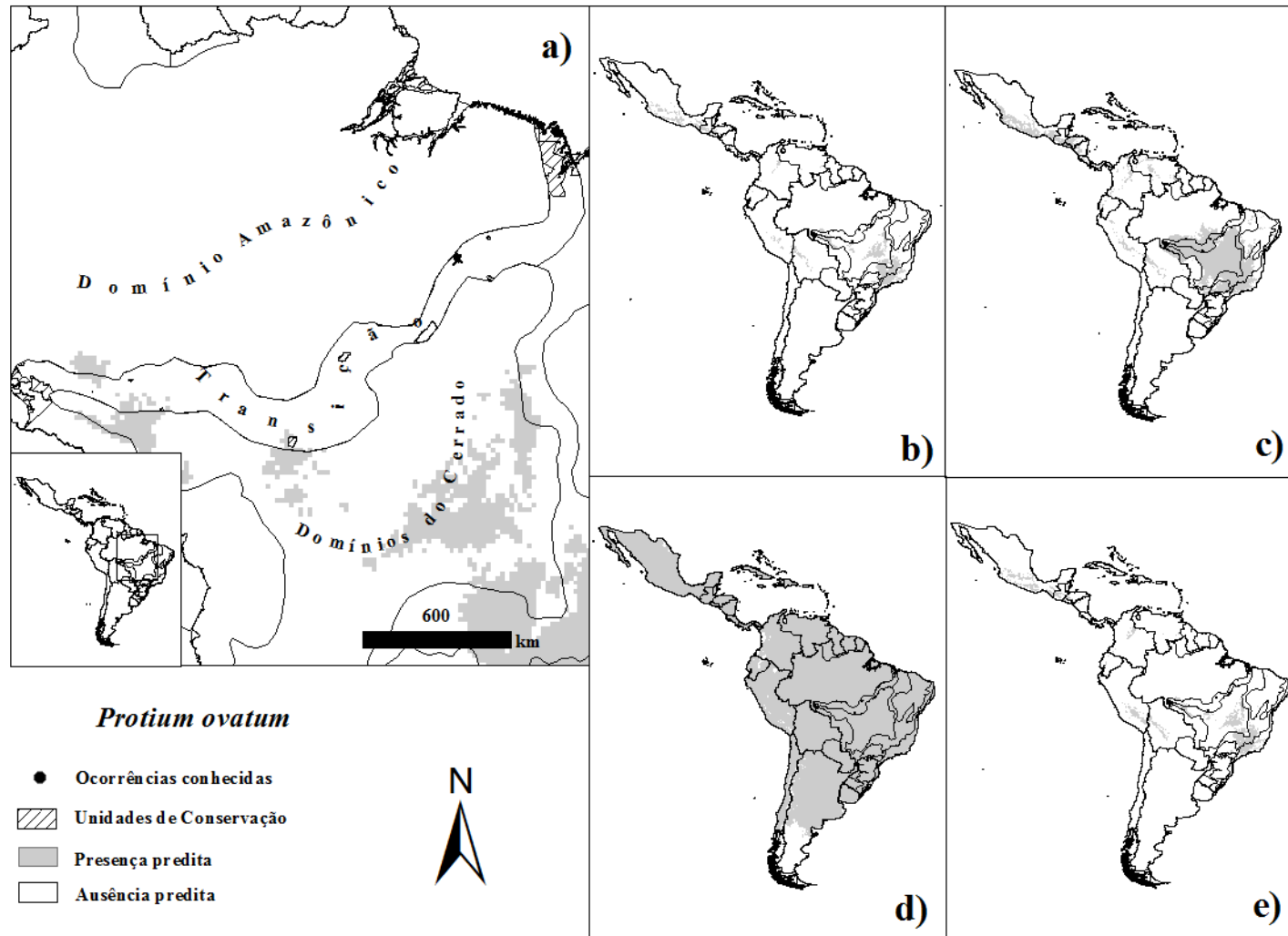
Figura 20. *Protium ovatum* Engl.

Figura 21. *Protium pilosissimum* Engl.

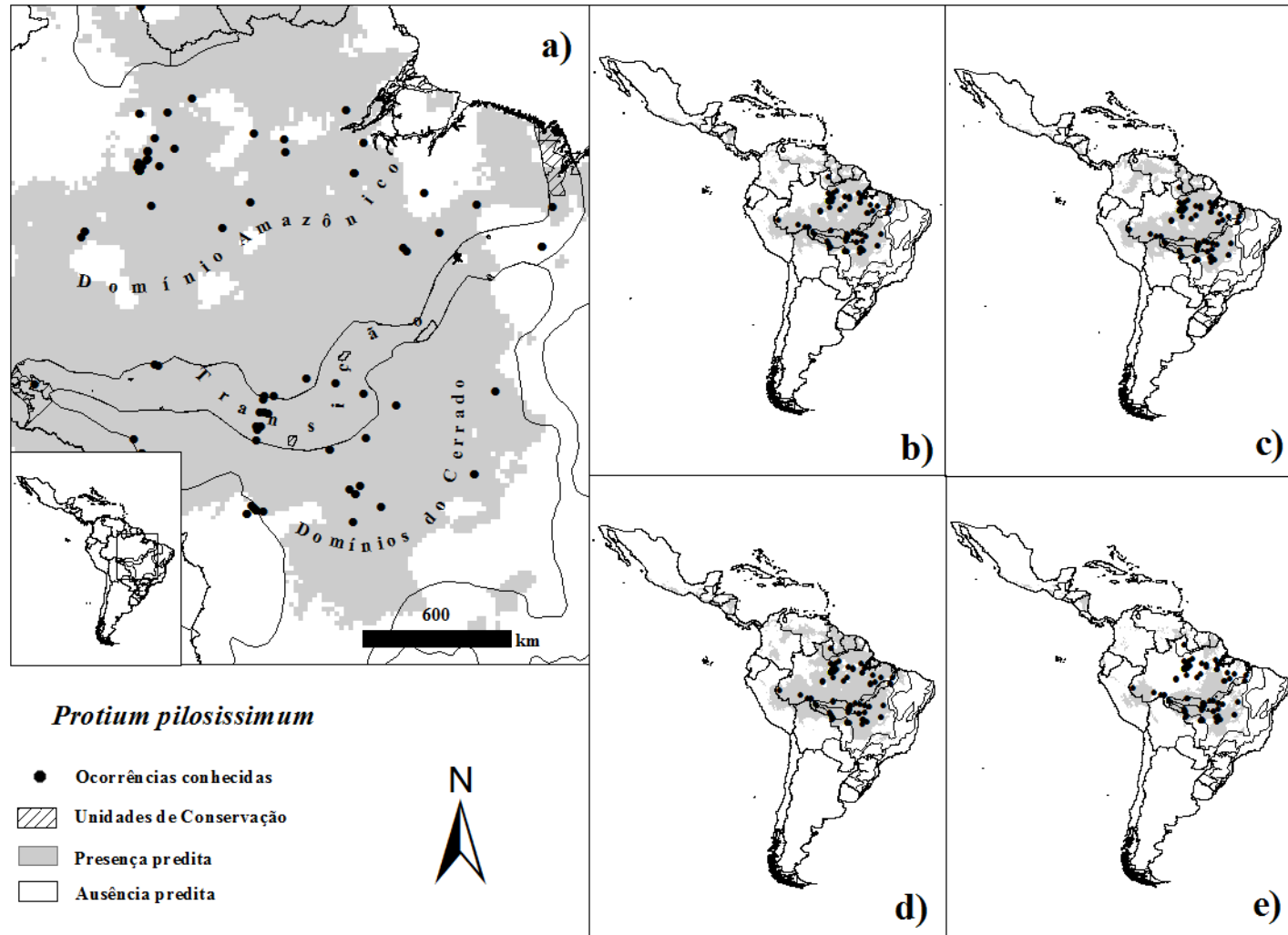


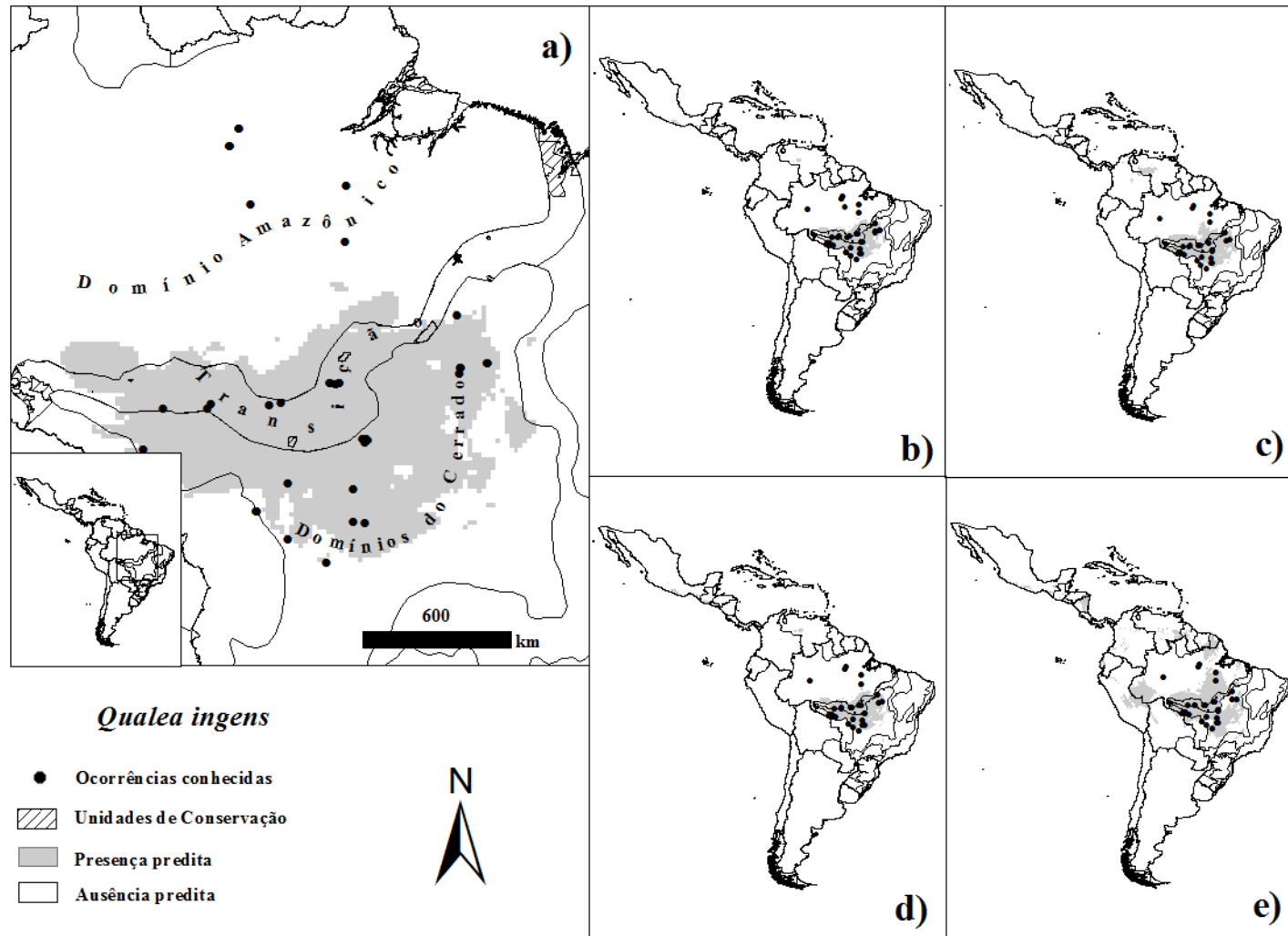
Figura 22. *Qualea ingens* Warm.

Figura 23. *Rauvolfia praecox* K.Schum. ex Markgr.

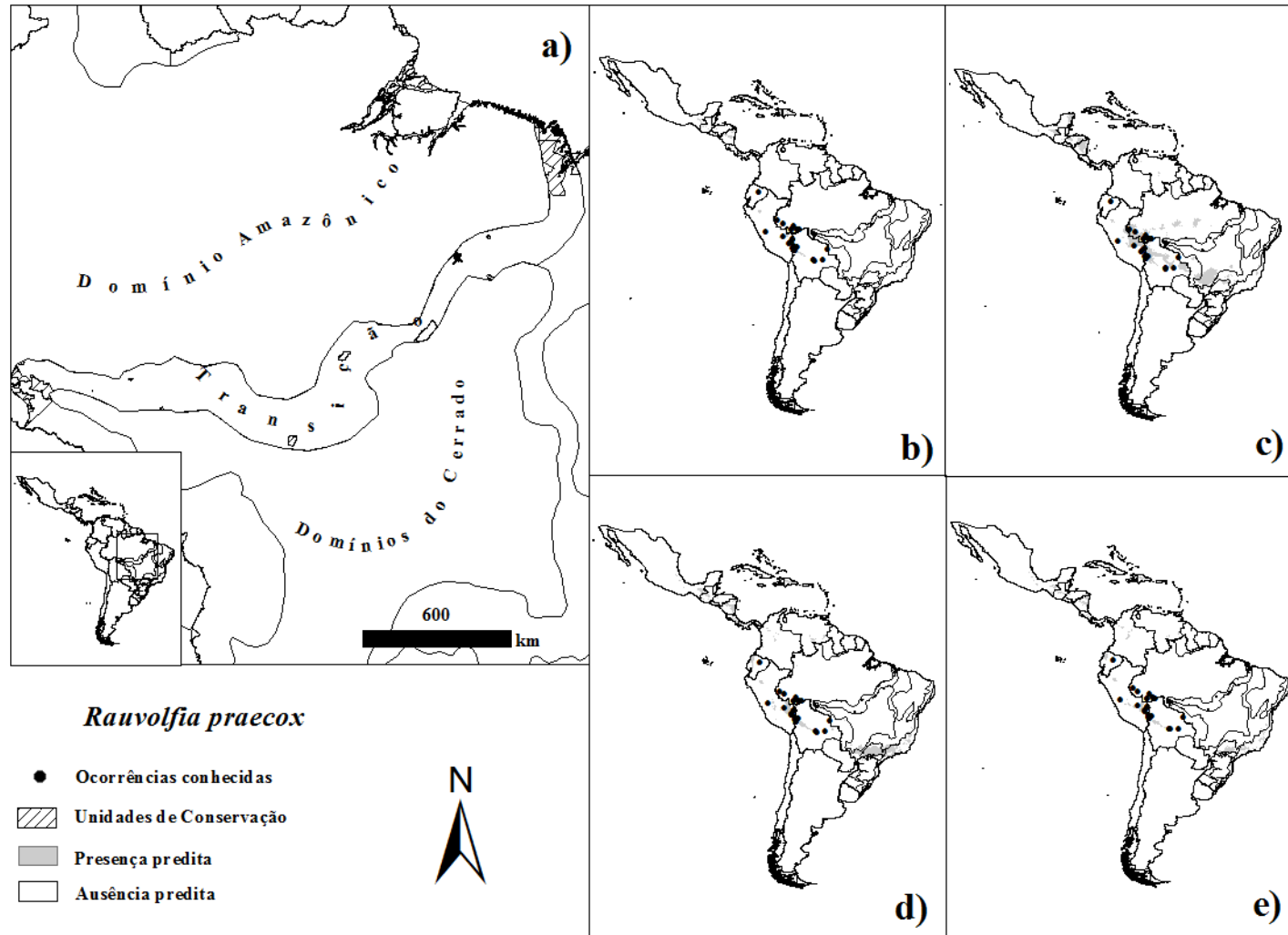


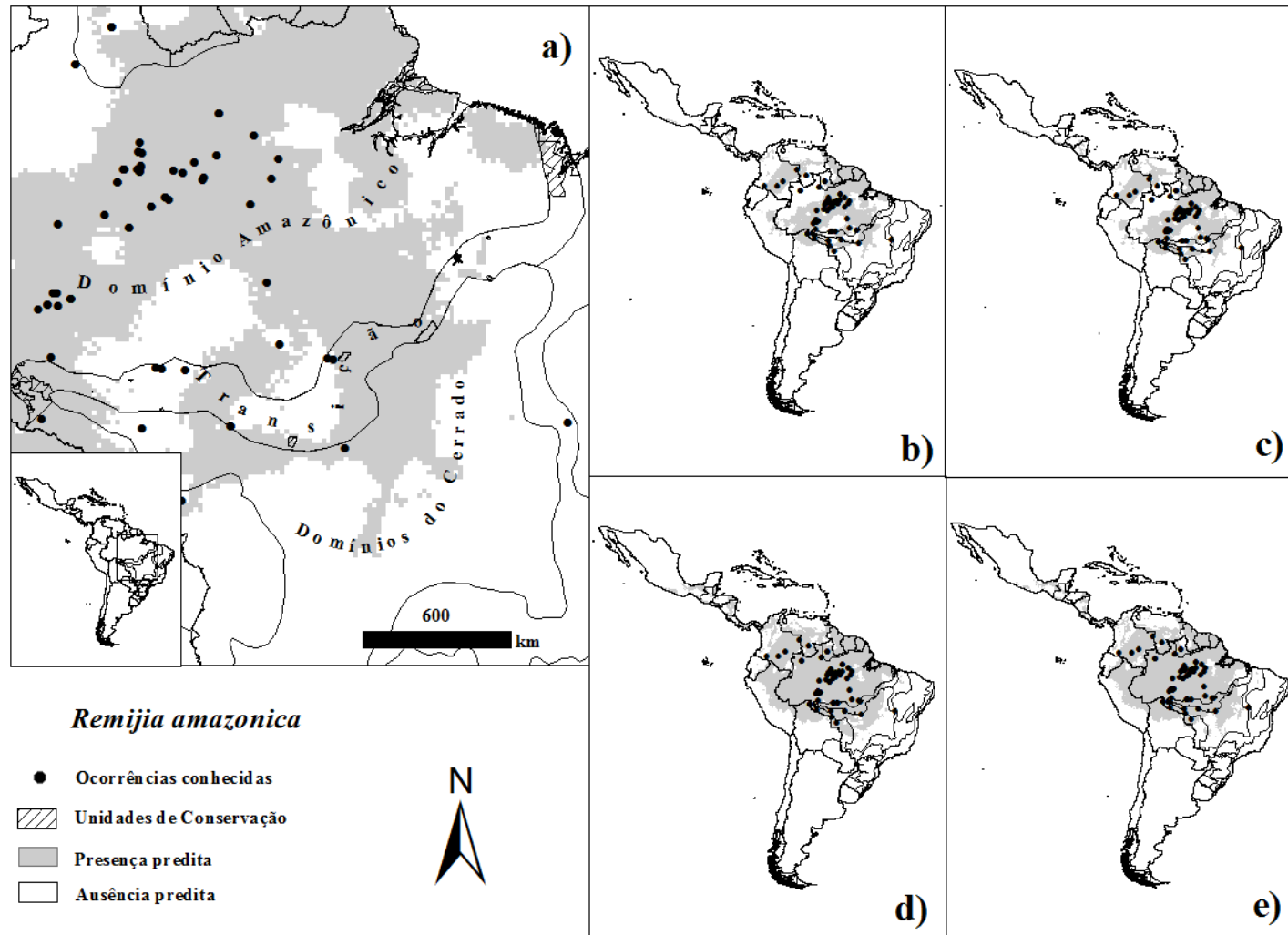
Figura 24. *Remijia amazonica* K.Schum.



Figura 25. *Ruizterania wittrockii* (Malme) Marc.-Berti

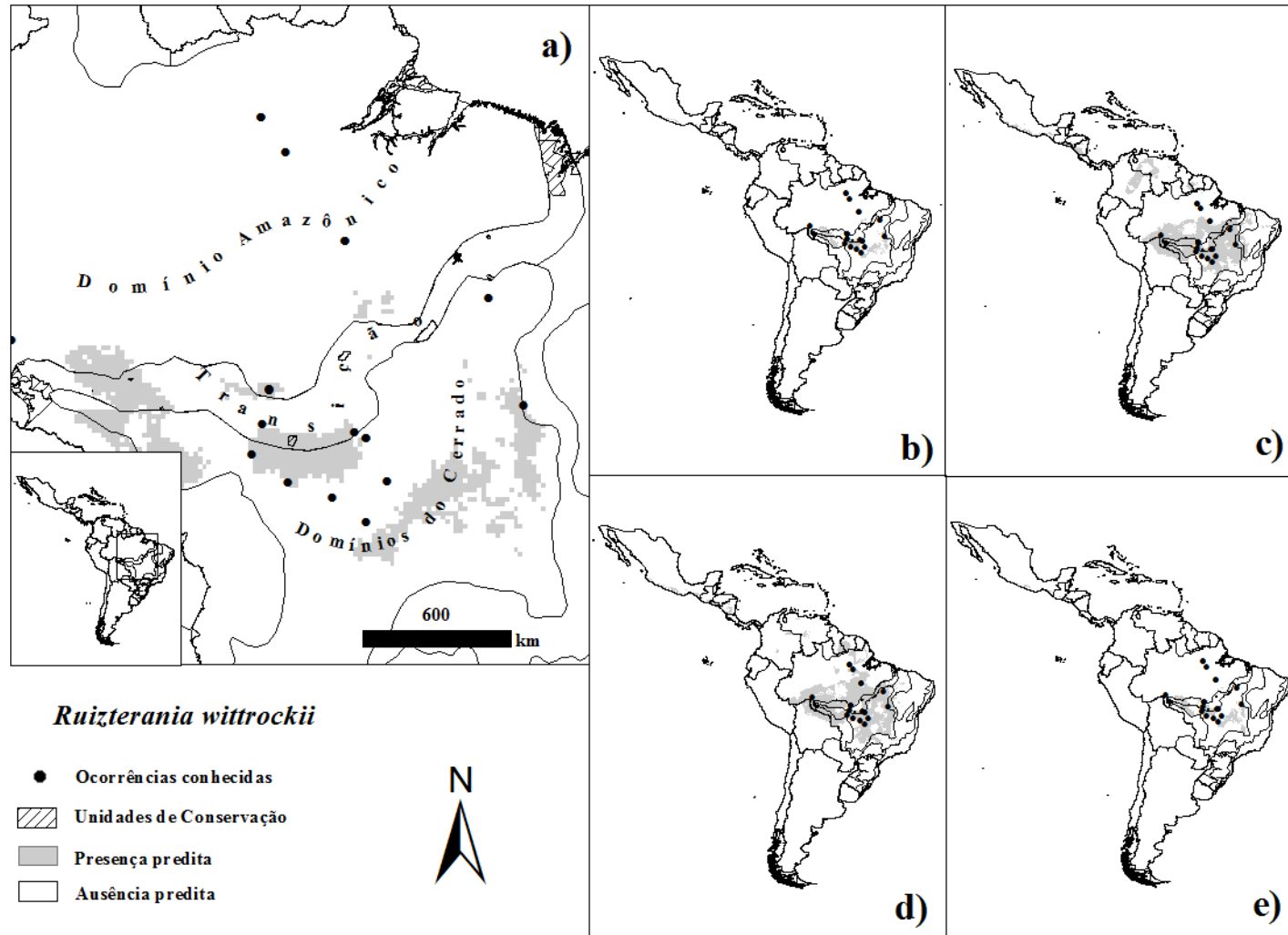


Figura 26. *Sorocea guilleminiana* Gaudich.

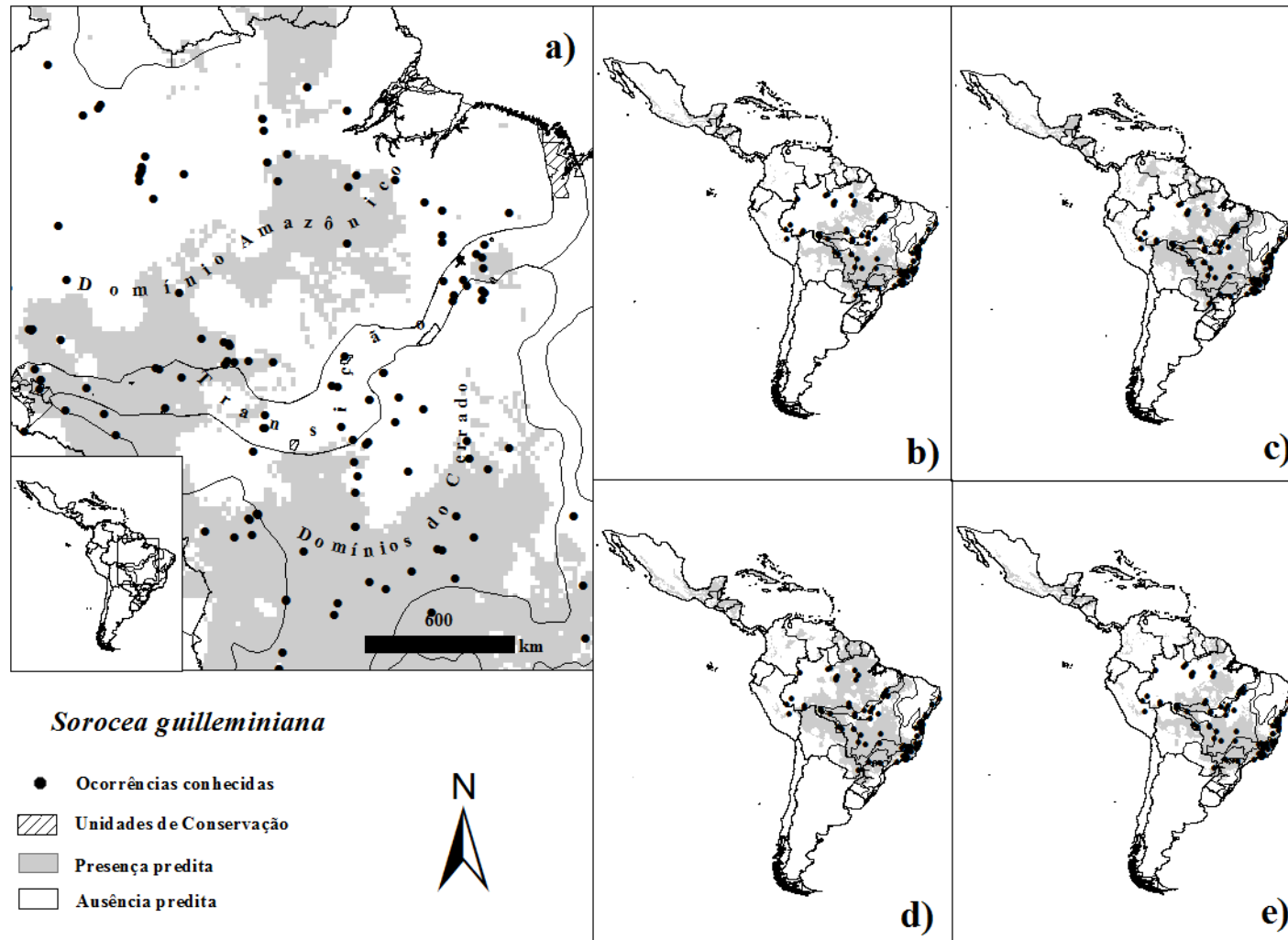


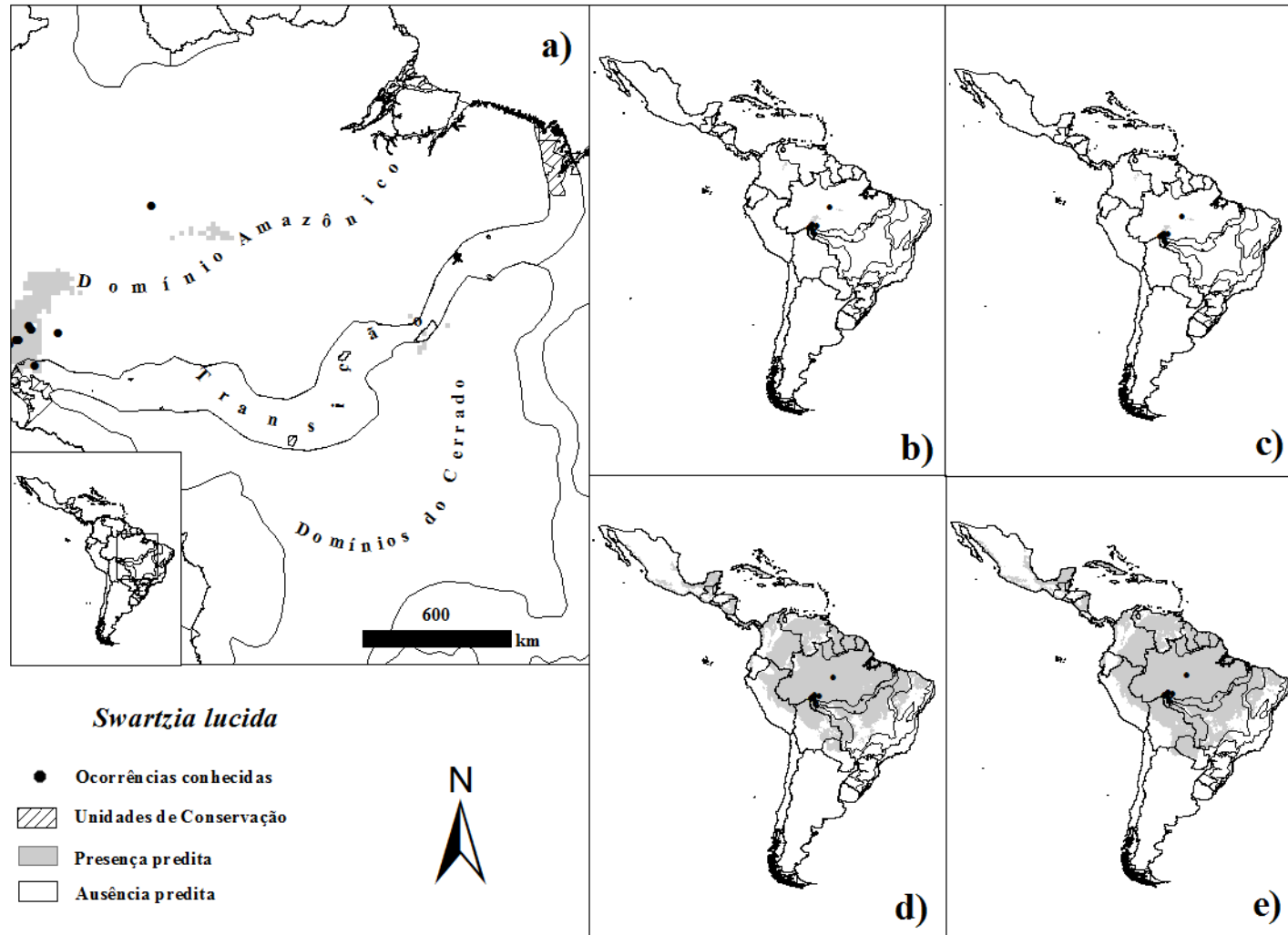
Figura 27. *Swartzia lucida* R.S.Cowan

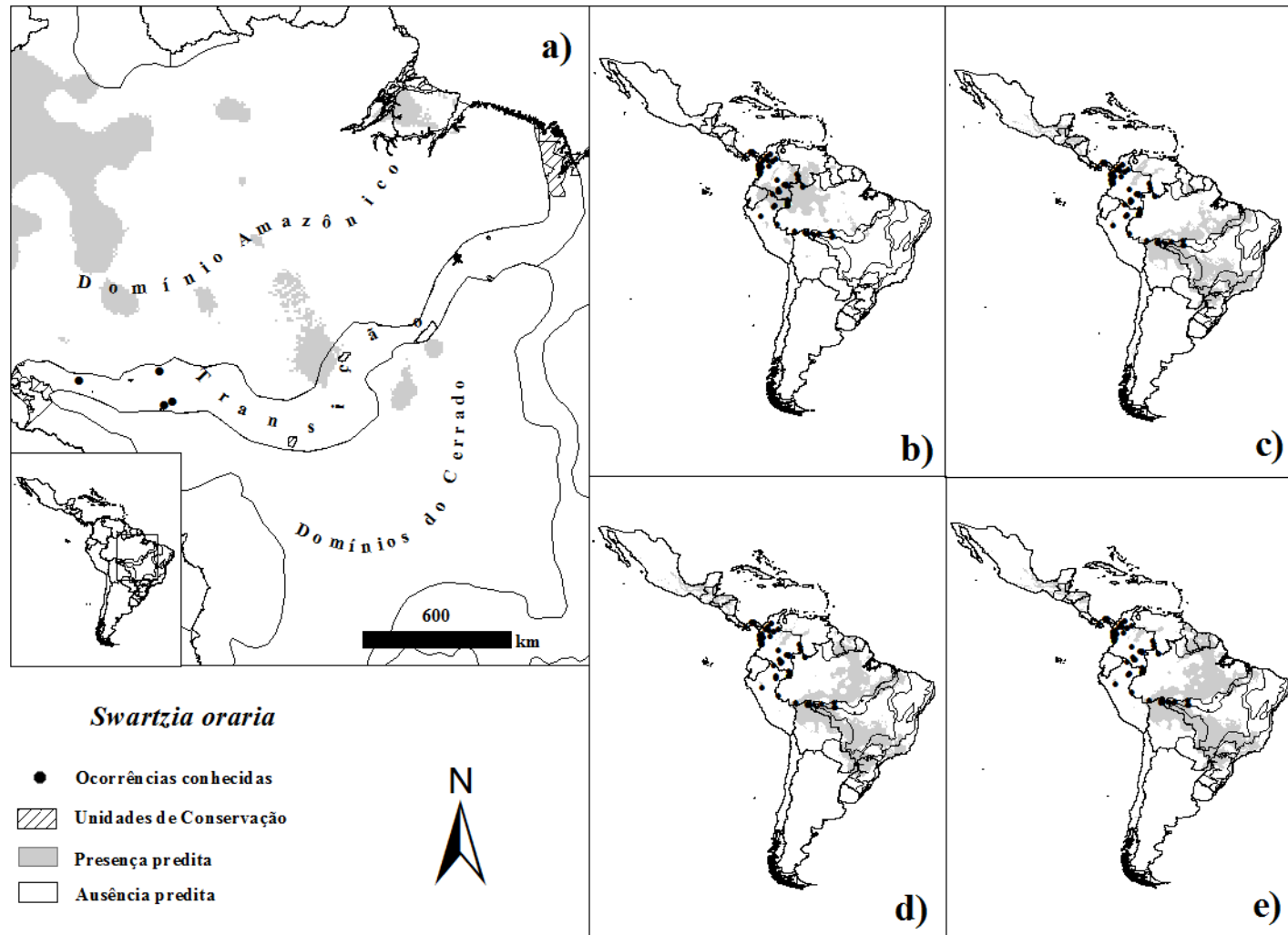
Figura 28. *Swartzia oraria* R.S.Cowan

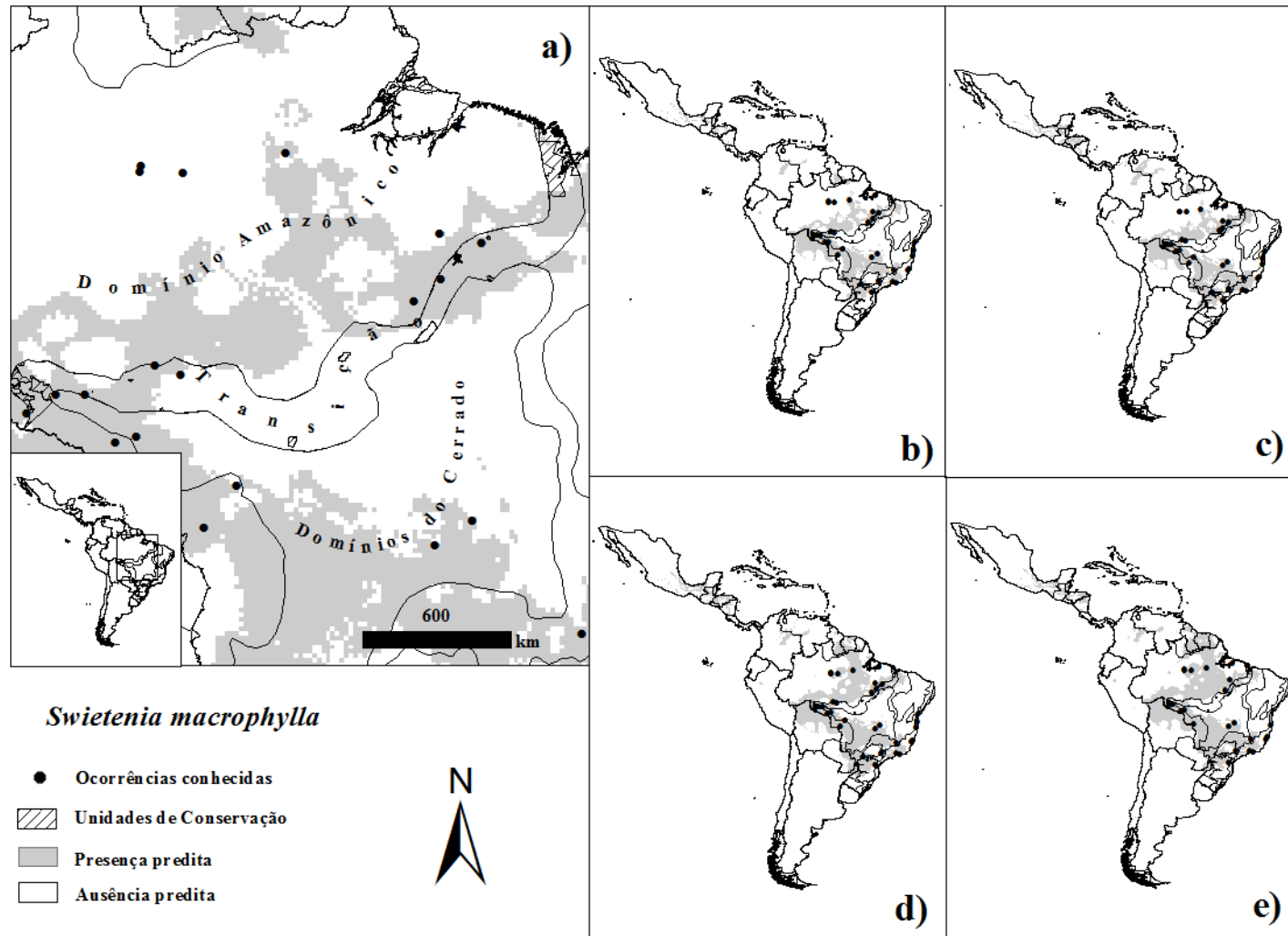
Figura 29. *Swietenia macrophylla* King

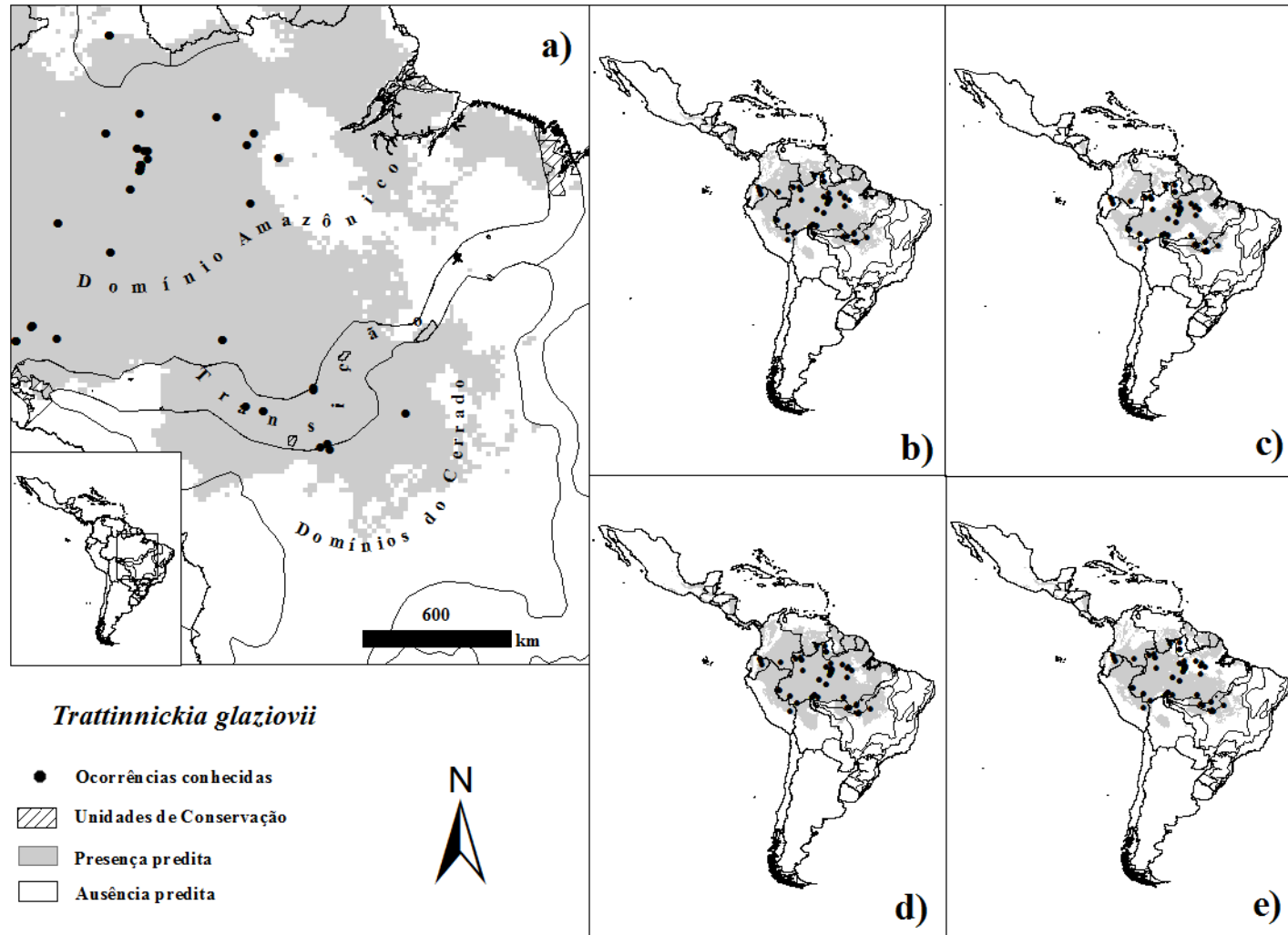
Figura 30. *Trattinnickia glaziovii* Swart

Figura 31. *Viola sessilis* (A.DC.) Warb.

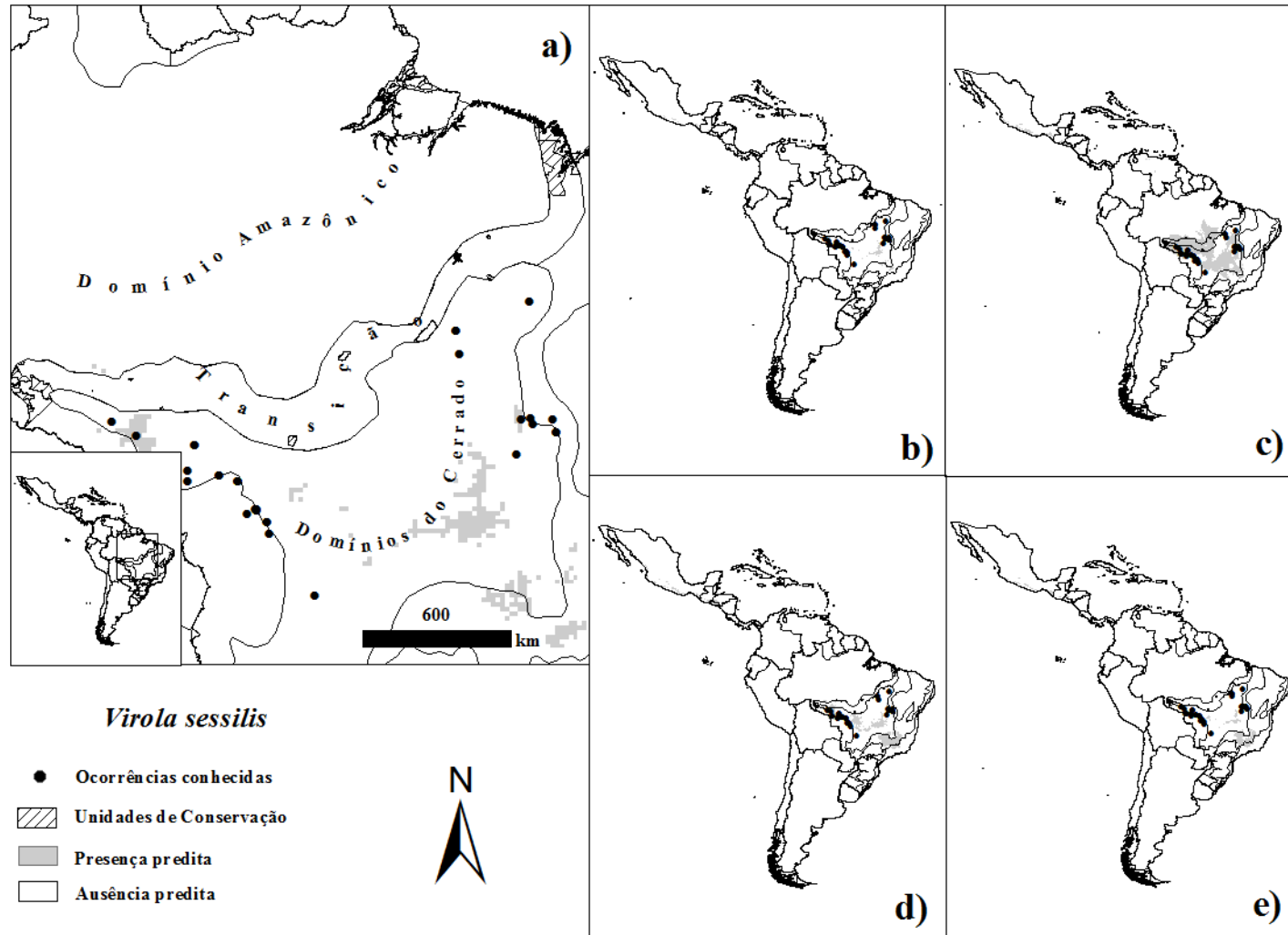


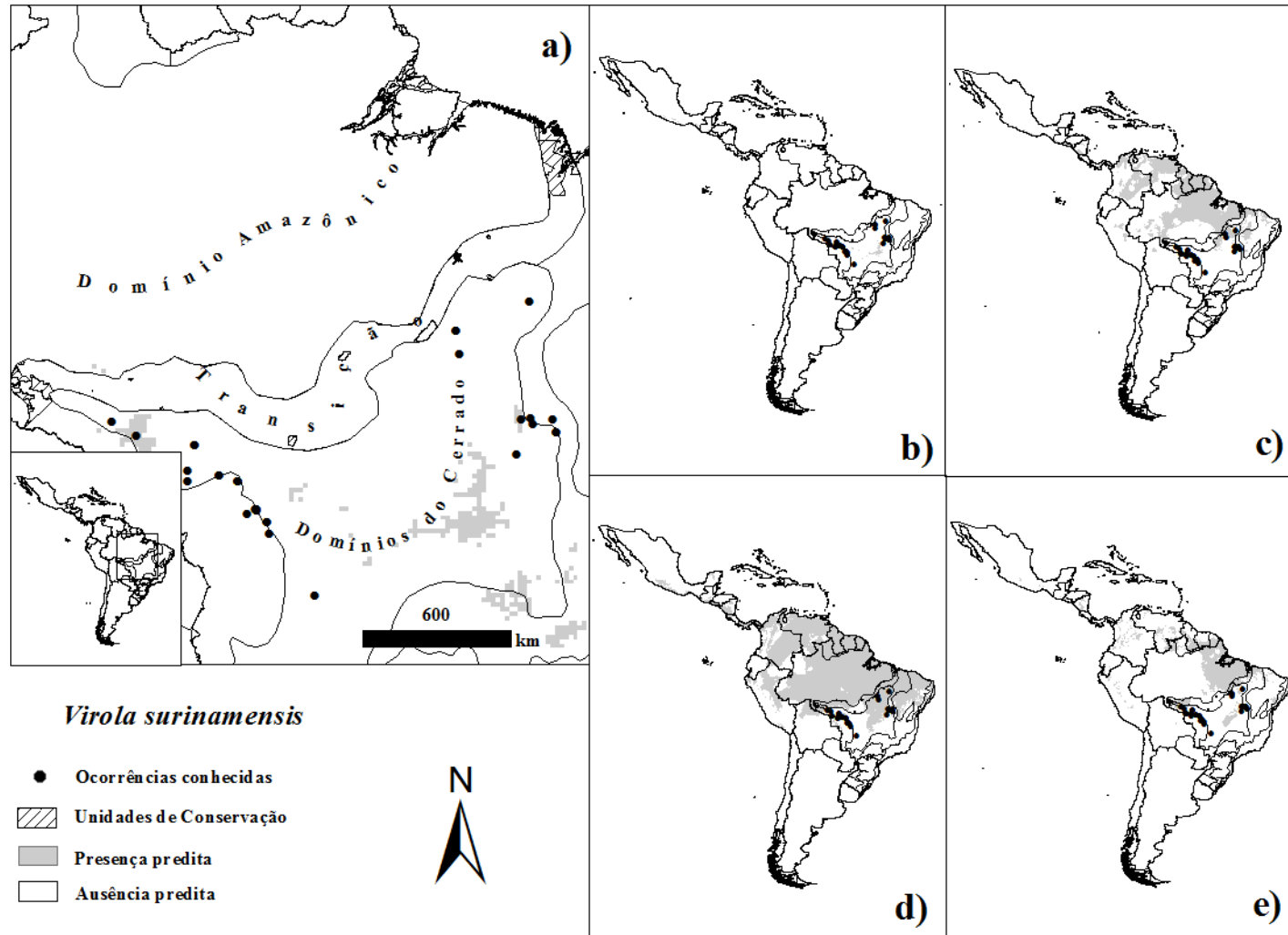
Figura 32. *Viola surinamensis* Warb.



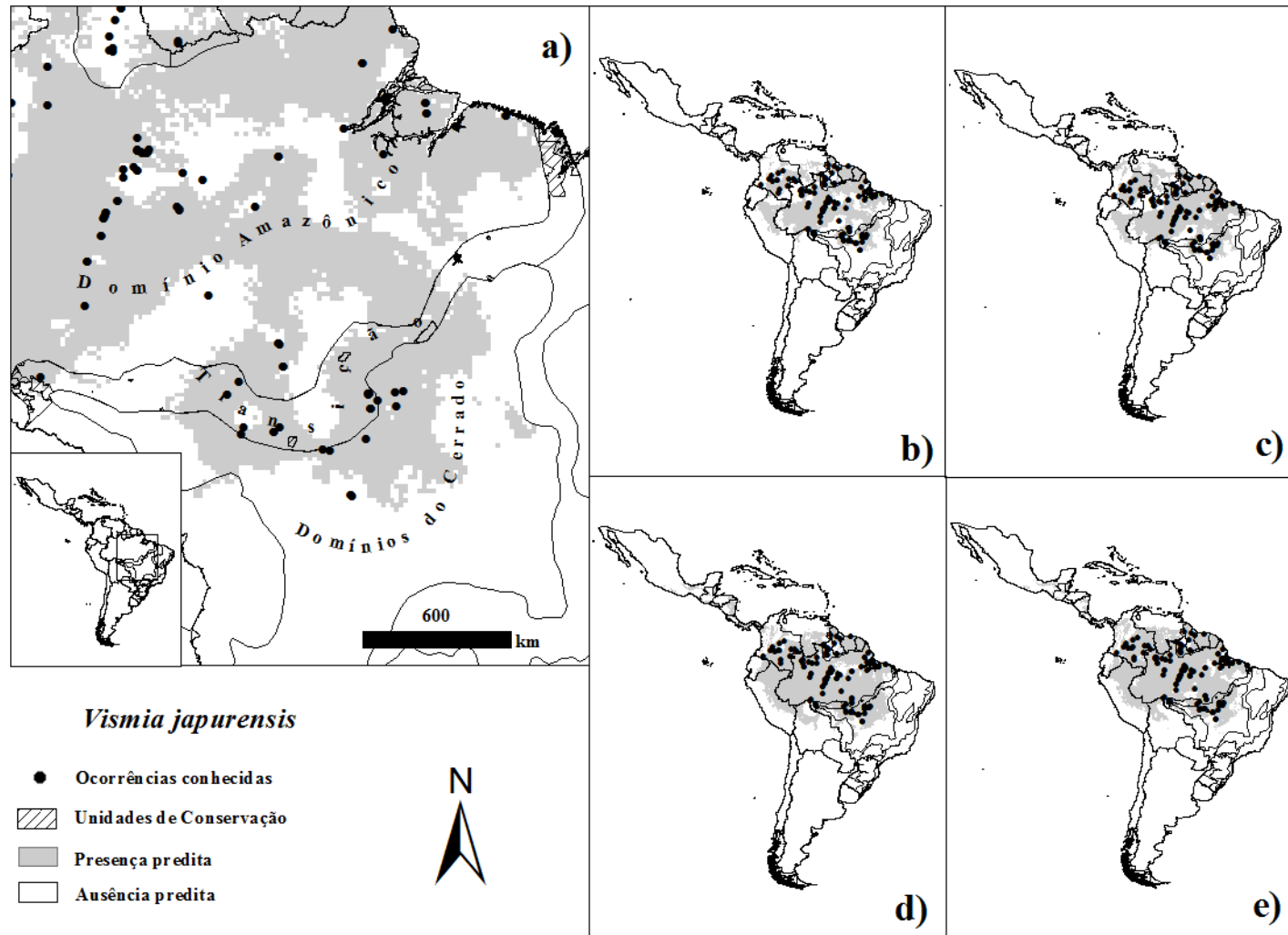
Figura 33. *Vismia japurensis* Reichardt

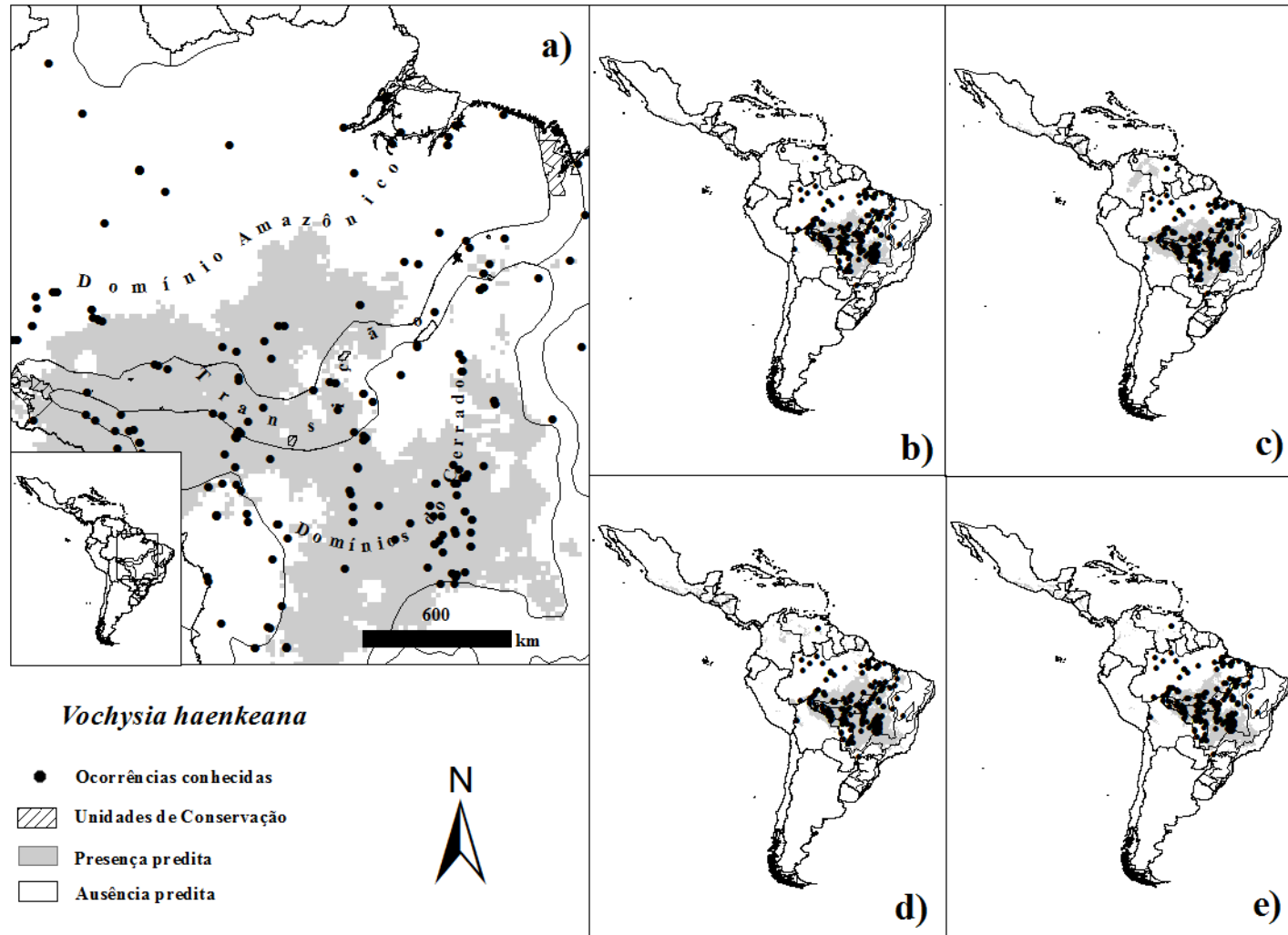
Figura 34. *Vochysia haenkeana* Mart.

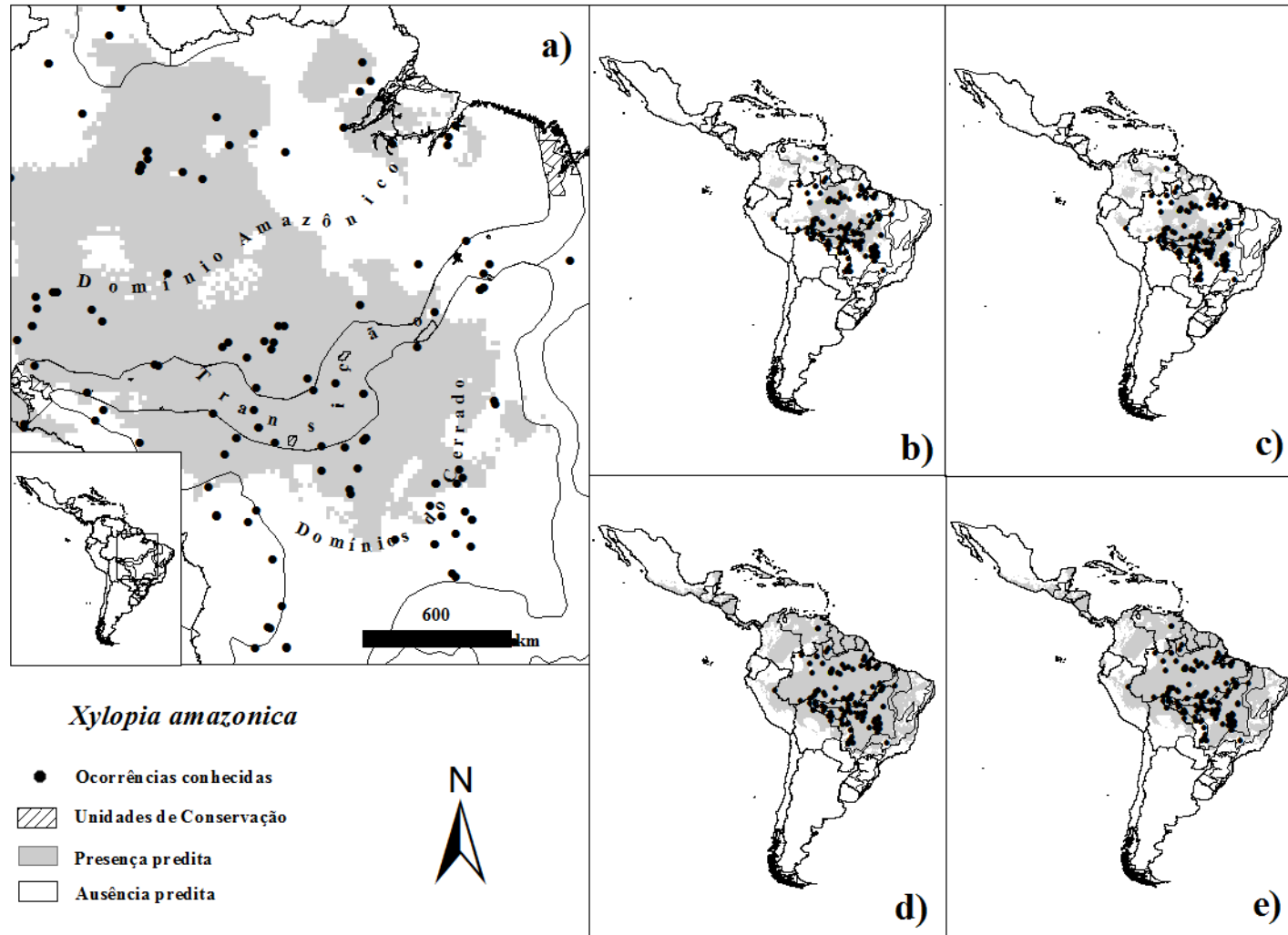
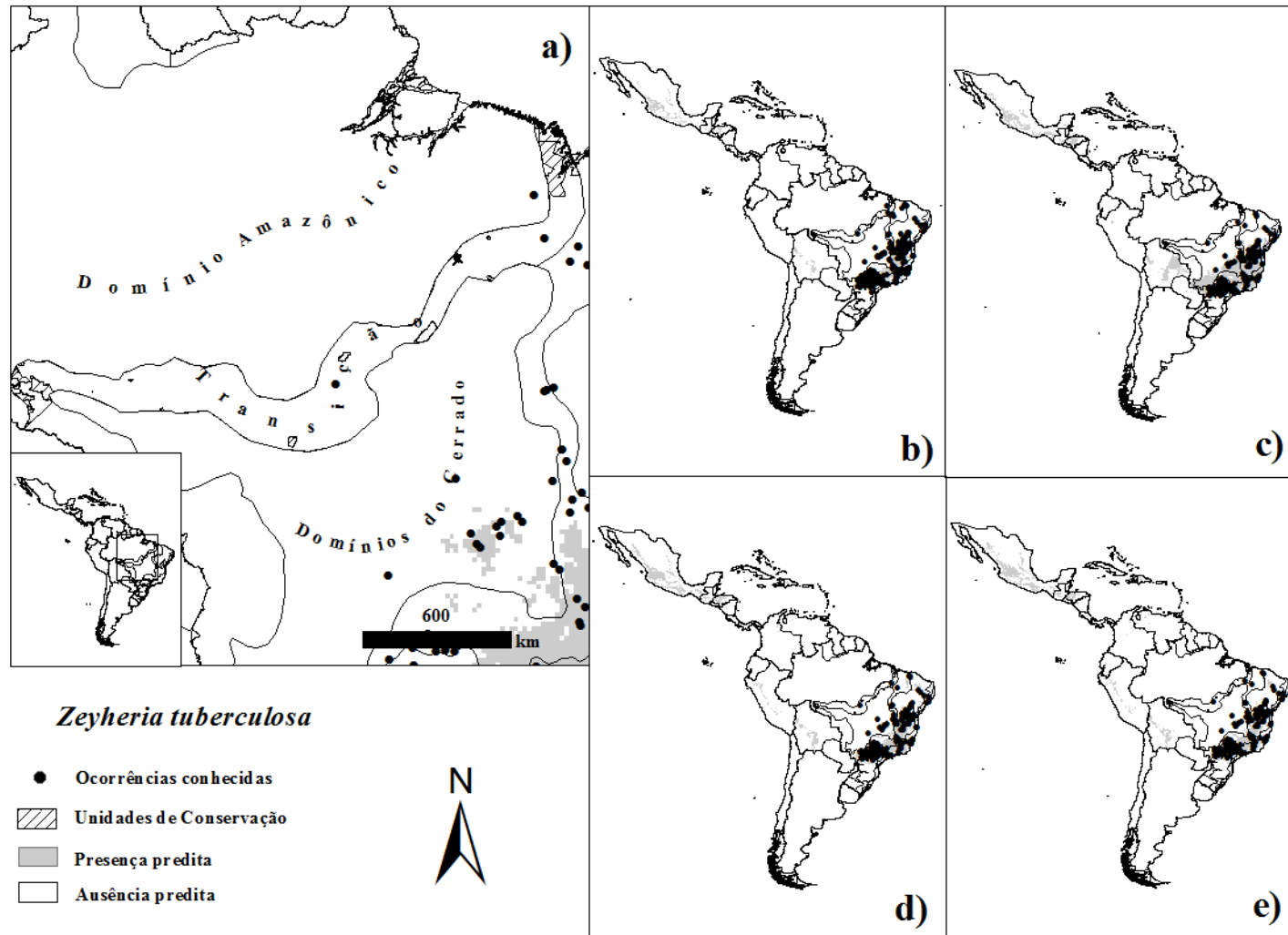
Figura 35. *Xylopia amazonica* R.E.Fr.

Figura 36. *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau



## **Anexos**

**Anexo A** – Folha de rosto do primeiro artigo publicado. Biodiversity and Conservation,  
doi:10.1007/s10531-016-1068-z

Biodivers Conserv  
DOI 10.1007/s10531-016-1068-z



LETTER TO THE EDITOR

## **On the collective analysis of species: how can Red Lists and lists of regional priorities be combined to assist in decision-making? A reply to Löhmus (2015)**

**Everton A. Maciel<sup>1,2</sup> · Pedro V. Eisenlohr<sup>2</sup>**

Received: 2 February 2016 / Revised: 13 February 2016 / Accepted: 17 February 2016  
© Springer Science+Business Media Dordrecht 2016

Biodiversity conservation approaches based on collective analysis of endangered species have commonly been used to guide decision-making. However, Löhmus (2015) raised some crucial points that call into question such an approach. Among the author's arguments over collective analysis are: (1) the temporal bias accompanying the lists of species; (2) circular thinking when broader issues could be addressed; (3) the sample bias due to the scale; and (4) marginalising assemblages with a small pool of species. In part, we agree with Löhmus (2015), but we believe the collective analysis of species can be used in cases where researchers endeavour to address gaps in such lists. In response to