



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/10.30.13.22-RPQ

**DISTRIBUIÇÃO DA DIVERSIDADE FILOGENÉTICA
NA AMAZÔNIA A PARTIR DOS INVENTÁRIOS
FLORESTAIS DO PROJETO RADAMBRASIL E OS
IMPACTOS DOS CENÁRIOS GERAIS DE MUDANÇAS
CLIMÁTICAS**

Cristina Bestetti Costa
Silvana Amaral
Dalton de Morrison Valeriano

Relatório Técnico de atividade
de Pesquisa, Projeto BIOMA –
INPE/CENPES/PETROBRÁS,
Projeto CENÁRIOS PARA A
AMAZÔNIA: USO DA TERRA,
BIODIVERSIDADE E CLIMA

URL do documento original:
<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CQ3T65>>

INPE
São José dos Campos
2012

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):**Presidente:**

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Vivéca Sant´Ana Lemos - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2012/10.30.13.22-RPQ

**DISTRIBUIÇÃO DA DIVERSIDADE FILOGENÉTICA
NA AMAZÔNIA A PARTIR DOS INVENTÁRIOS
FLORESTAIS DO PROJETO RADAMBRASIL E OS
IMPACTOS DOS CENÁRIOS GERAIS DE MUDANÇAS
CLIMÁTICAS**

Cristina Bestetti Costa
Silvana Amaral
Dalton de Morrison Valeriano

Relatório Técnico de atividade
de Pesquisa, Projeto BIOMA –
INPE/CENPES/PETROBRÁS,
Projeto CENÁRIOS PARA A
AMAZÔNIA: USO DA TERRA,
BIODIVERSIDADE E CLIMA

URL do documento original:
<<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CQ3T65>>

INPE
São José dos Campos
2012

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos coordenadores dos projetos BIOMA - INPE/CENPES/PETROBRÁS e CENÁRIOS PARA A AMAZÔNIA: USO DA TERRA, BIODIVERSIDADE E CLIMA (Processo Institucional 01.08.0449.00/Ref.2166/2007) pela bolsa concedida. À Divisão de Processamento de Imagens do INPE pelo suporte oferecido para a realização deste trabalho.

RESUMO

O desenvolvimento de metodologias para estudo e conservação da diversidade está diretamente ligado aos estudos biogeográficos, tais como: ao descrever padrões de distribuição de espécies, identificar áreas com riqueza de espécies e de endemismos, comparar a composição biológica de diferentes áreas e ainda ao identificar as bases genéticas e evolutivas para manutenção da diversidade. Estudos que tentam integrar dados e modelos de distribuição de espécies com hipóteses filogenéticas podem resultar em novidades no que diz respeito aos fatores que influenciam os padrões geográficos e evolutivos das espécies. O *Projeto RadamBrasil*, ao realizar o maior inventário na Região Amazônica na década de 70, inventariou as árvores com DAP ≥ 10 cm em ca. 2.000 ha. A partir destes dados, foi realizado o cálculo do índice de diversidade filogenética e o dos padrões de riqueza filogenética para a Amazônia Legal Brasileira, buscando evidenciar aquelas áreas de maior riqueza e sob maior ameaça frente aos cenários de mudanças climáticas. O Índice de Diversidade Filogenética de Vane-Wright (W) foi calculado para famílias de angiospermas representadas nos plots espalhados na região amazônica e interpolados através da análise de razão de Kernel no sistema TerraView. O mapa resultante foi analisado considerando alguns dos principais cenários de mudanças climáticas.

PHYLOGENETIC DIVERSITY IN THE AMAZON FOREST USING THE RADAMBRASIL INVENTORIES AND THE IMPACTS OF CLIMATE CHANGE SCENARIOS IN BIODIVERSITY DISTRIBUTION

ABSTRACT

Development of new strategies is fundamental for conservation purposes. Any strategy requires biodiversity evaluations from different perspectives, among them biogeographical aspects plays an important role providing the interpretation of spatial patterns of biodiversity. Furthermore, it is important to understand the evolutionary process that originates biodiversity and the historical information about taxa and the areas where they inhabit. Distinct indexes of biodiversity can integrate the historical and distributional information of both taxa and area. These indexes can capture information from phylogenetic hypothesis and allow us to combine evolutionary history and geographic context. More specifically, phylogenetic diversity measures enables to rank areas for biodiversity conservation priorities based on information encodes in phylogenies (cladograms). The *RadamBrasil Project* carried out the biggest forest inventory of the Amazon region in the decade of 70, surveying trees at about 2000 ha. We calculated phylogenetic indexes for the Amazonian region from RadamBrasil data, aiming to detect patterns of diversity at family level. The Vane-Wright Phylogenetic index (W) were first calculated for RadamBrasil sampling plots and then interpolated for the Amazon region based on kernel density approach. The resulted map of phylogenetic diversity index was analyzed considering the threat predicted from scenarios of the climate change over the general phylogenetic patterns of the Brazilian Amazon.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1.1 – Mapa da região amazônica para visualização da localização dos 2719 ‘plots’ de 1 hectare inventariados e disponibilizados pelo Projeto RadamBrasil.....	4
Figura 2.2.1 – a-b. Análise espacial da diversidade neotropical de árvores de angiospermas baseada em 729 espécies de Lecythidaceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae, Caryocaraceae e Proteaceae. A ocorrência das espécies foi somada para células de 1° x 1° (total de 1751) e interpolada para reduzir o efeito do esforço de coleta (adaptado de Williams et al. 1996b).....	6
Figura 2.2.2 - Modelo da distribuição da riqueza de espécies “desconhecida” da região Amazônica segundo Hopkins 2007. Azul intenso indicam áreas onde a diversidade predita é pouco explicada pelo conhecimento atual e onde provavelmente encontram-se espécies não-descritas.....	7
Figura 2.2.3 – Gráfico de dispersão para os coeficientes de correlação entre riqueza filogenética e riqueza de espécies ($r=0.846563$).....	9
Figura 2.2.4 – Distribuição da diversidade de espécies de Leguminosae (número de espécies por plot) na Amazônia brasileira. A diversidade da família parece seguir um padrão semelhante a distribuição da diversidade total de famílias arbóreas de angiospermas.....	9
Figura 2.2.5 – Distribuição da diversidade de espécies de Lecythidaceae (número de espécies por plot) na Amazônia brasileira. As Lecythidaceae estão distribuídas por toda a região, com picos de diversidade na Amazônia central.	10
Figura 3.1.1 - Índice W de Riqueza Filogenética. a. Índice W de Riqueza Filogenética. Soma de valores únicos por família representada por plot. b. Índice W de Riqueza Filogenética representado em células de 0.25°. Média de valores de W únicos por família representada por plot.....	15
Figura 3.2.1 – a-c. Riqueza de famílias e gêneros de angiospermas para a Amazônia Legal representada em células de 0.25°. Valor total único ponderado pelo número de plots por célula. a. Família. b. Gênero. c. Espécie. d. Número de plots por célula.....	16
Figura 3.3.1 – a. Análise de Kernel para valores de W sem ponderação pelo número de plots. É possível notar que a concentração de inventários em uma região interfere no resultado da análise. b. Análise de Kernel para visualização espacial da diversidade. Neste mapa a razão de Kernel foi calculada ponderando os valores de riqueza pelo número de plots..	18

Figura 3.3.2 – Destaque para áreas apontadas como “mais ricas” pela análise de razão de Kernel. Region 1 – dense forest on terra firme submontane lowlands. Region 2 - mixed contact zone: savanna and closed-canopy forest. Region 3 – open terra firme forest.	19
Figura 3.4.1 – Distribuição dos plots do RADAMBrasil e dos valores de W no mapa da Amazônia Legal. As linhas verdes delimitam as áreas de endemismo nas terras baixas da Amazônia baseadas na distribuição de vertebrados terrestres (detalhes em Silva et al. 2005). As linhas em azul representam os principais rios da bacia amazônica. Destaque para as regiões de Belém, Tapajós e Xingú.	22
Figura 3.4.2 – Gráfico de box plot apresentando a riqueza de espécies e filogenética nos plots das áreas de endemismos de Tapajós, Xingú e Belém. Abaixo dos nomes das áreas estão indicados os números de plots existentes por região.....	23
Figura 4.1.1 – a. Diferença de precipitação (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de janeiro. b. Diferença de precipitação (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de julho. c. Diferença de temperatura (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de janeiro. d. Diferença de temperatura (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de julho.....	28
Figura 4.1.2 – Valores de riqueza filogenética sobrepostos aos resultados de precipitação e temperatura simulados pelo model ETA, cenário A2 a. Diferença de precipitação (2100 -1960) para o mês de janeiro. b. Diferença de precipitação (2100 -1960) para o mês de julho. c. Diferença de temperatura (2100 -1960 para o mês de janeiro. d. Diferença de temperatura (2100 -1960) para o mês de julho.	29

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
2 METODOLOGIA	3
2.1 Dados do Projeto RadamBrasil e a Flora Amazônica	3
2.2 Mapeamento da Diversidade na Amazônia.....	4
2.3 Análise de Biodiversidade e Riqueza Filogenética	11
2.4 Análise de Razão de Kernel	12
3 RESULTADOS.....	14
3.1 Banco de dados celular	14
3.2 Diversidade Filogenética na Amazônia.....	16
3.3 Análise de Razão de Kernel	17
3.4 Áreas de Endemismos da Amazônia	21
4 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E BIODIVERSIDADE.....	24
4.1 Cenários.....	27
5 CONCLUSÃO.....	30
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31

1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O Brasil tem uma posição de destaque por sua diversidade biológica e faz parte de um grupo de 15 países chamados de megadiversos que juntos abrigam cerca de 70 por cento da biodiversidade do planeta (CONABIO-MMA, 2007).

O número de espécies conhecidas no Brasil foi estimado por Lewinsohn e Prado (2005) entre 170.000 a 210.000. A partir deste valor, espera-se ainda que no Brasil o número de espécies existentes, incluindo as não descritas ou não registradas, esteja na ordem de 1.8 milhões (de 1.4 a 2.4 milhões). Tomando-se por base os 17 grupos taxonômicos melhor conhecidos, tem-se em média, 13.1% da biota mundial ocorrendo no Brasil.

Considerando-se apenas as espécies vegetais (excluindo-se fungos), há mais de 56.000 espécies de plantas, o que confere ao Brasil a flora mais rica do mundo, compreendendo cerca de 19% da flora mundial: 5-10 espécies de gimnospermas, 55.000-60.000 angiospermas, 3100 briófitas, 1200-1300 pteridófitas e cerca de 525 espécies de algas marinhas (GIULIETTI et al., 2005).

Contudo, estimativas de biodiversidade baseadas em inventários de espécies são dispendiosas e demoradas. Estima-se que seriam necessários pelo menos oito séculos para um catálogo completo das espécies brasileiras, dada a taxa atual de descrições (aproximadamente 1500 espécies por ano, LEWINSOHN; PRADO, 2002). Alternativas para estimativa e localização das áreas prioritárias de biodiversidade fazem-se necessárias, principalmente diante da velocidade dos processos de conversão das áreas naturais, como por exemplo, as taxas de desmatamento de floresta amazônica da ordem de 13.000 km² para o período de 2007-2008 (PRODES, 2008).

O planejamento para conservação das espécies tradicionalmente considera o número de espécies observadas em uma determinada área. A utilização de índices que levam em consideração o componente evolutivo da diversidade e permitem identificar aquelas áreas que poderão garantir a preservação do potencial evolutivo e daqueles táxons considerados raros filogeneticamente (FAITH, 1992^a; VANE-WRIGHT et al., 1991). Ao levar em conta informações filogenéticas, i.e., a história evolutiva dos táxons, através do cálculo de um Índice de Diversidade Filogenética, espera-se que seja possível “capturar” o componente evolutivo através de um valor.

Estudos que tentam integrar dados de distribuição de espécies, modelagem de distribuição de espécies e hipóteses filogenéticas podem resultar em novidades no que diz respeito aos fatores que influenciam os padrões geográficos e evolutivos das espécies (Graham et al. 2004). Tal integração permite discutir questões ligadas aos fatores abióticos e de biogeografia histórica determinando a distribuição espacial das espécies; a influência das determinantes ambientais nas variações populacionais e genéticas; permite levantar alguns dos processos limitantes da distribuição que não aquelas ligadas ao nicho, como competição e dispersão (GRAHAM et al., 2004).

Os dados de distribuição de grupos biológicos, juntamente com as informações de riqueza, são importantes para discutir aspectos biogeográficos como endemismos e complementaridade, e indicar áreas de maior riqueza (mapa com índices/ Área). Além destes mapas, outros evidenciando algumas áreas detentoras de maior riqueza e sob ameaça de mudanças “significativas” de clima podem ser gerados e avaliados, sobrepondo os resultados dos principais cenários gerais de mudanças climáticas e detecção de áreas sob maior impacto das mudanças climáticas.

Este trabalho teve como objetivos utilizar um índice de diversidade filogenética para detectar áreas de maior riqueza na região da Amazônia Legal e confrontá-las com cenários de mudanças climáticas na região.

2 METODOLOGIA

2.1 Dados do Projeto RadamBrasil e a Flora Amazônica

O Projeto RadamBrasil conduziu na década de 70 o maior inventário da Amazônia Brasileira, cobrindo uma área total de aproximadamente 200 hectares, onde foram levantadas todas as árvores com circunferência na altura do peito (CBH) igual ou maior que 100cm (ou diâmetro na altura do peito -DBH \geq 32cm). Estes dados foram organizados em sete volumes (RadamBrasil 1968-1978) e uma análise parcial foi publicada por Rollet (1993), demonstrando quais as espécies mais abundantes nas regiões de Boa Vista, Manaus e Purus. Mais uma década após esta síntese, a digitalização, georreferenciamento e disponibilização dos dados do RadamBrasil foi realizada pelo IBGE e INPA.

Foram utilizados dados de ocorrência famílias de árvores de angiospermas como indicadoras de diversidade para a região amazônica. Uma das vantagens desta abordagem é a confiabilidade nos dados, uma vez que todo o banco do RADAM foi revisado e atualizado, confirmando a ocorrência das famílias e gêneros na região. Quando analisadas categorias taxonômicas superiores a espécies (gêneros e famílias) problemas de imprecisões diminuem e é possível conferir e corrigir o banco mesmo na ausência dos “vouchers”. Foi demonstrada por Oliveira e Nelson (2001) a confiabilidade de informações para grupos taxonômicos em nível de gênero ou superiores para a Amazônia brasileira.

A base de dados disponibilizada pelo RADAM seguiu o método de identificação das espécies comum para a época e região: a identificação é baseada no nome comum dado por assistentes de campo locais, identificação esta que se origina primariamente das características do tronco e casca das árvores. Quando analisada criteriosamente, a base de dados do RADAM possui muitos erros e imprecisões nas espécies representadas. Esses erros são de três tipos: 1) erros nomenclaturais, nomes dados as espécies que não existem ou não são válidos; 2) erros taxonômicos, nomes de espécies que não ocorrem na região e, provavelmente, originam-se de erros de identificação e/ou desatualizações (sinônimizações). Estes “erros” foram analisados e “corrigidos” para a realização desta análise. Além destas, os nomes de famílias e gêneros de angiospermas foram conferidos e atualizados seguindo as novas propostas de classificação filogenéticas.

Mesmo possuindo um número expressivo de plots distribuídos por toda região amazônica, os dados do RADAM sofrem com os problemas de coletas não sistematizadas, possuindo muitas “bias” e refletindo muito mais a distribuição do esforço de coleta do que a distribuição real

das espécies (para esta discussão ver SCHULMAN et al., 2007; HOPKINS, 2007). Este aspecto dos dados é importante e deve ser considerado no momento da análise dos resultados e na discussão sobre a distribuição da diversidade

As informações de ocorrência de gêneros e famílias de 2719 ‘plots’ de 1 hectare (Figura 2.1.1), foram utilizados para calcular a riqueza de gêneros/famílias para região da Amazônia e para o cálculo de Índice de Riqueza Filogenético de famílias de árvores de angiospermas. Nos 2719 ‘plots’ analisados ocorrem cerca de 140 mil registros de árvores de angiospermas e um total de 89 famílias arbóreas, 513 gêneros e 703 espécies.

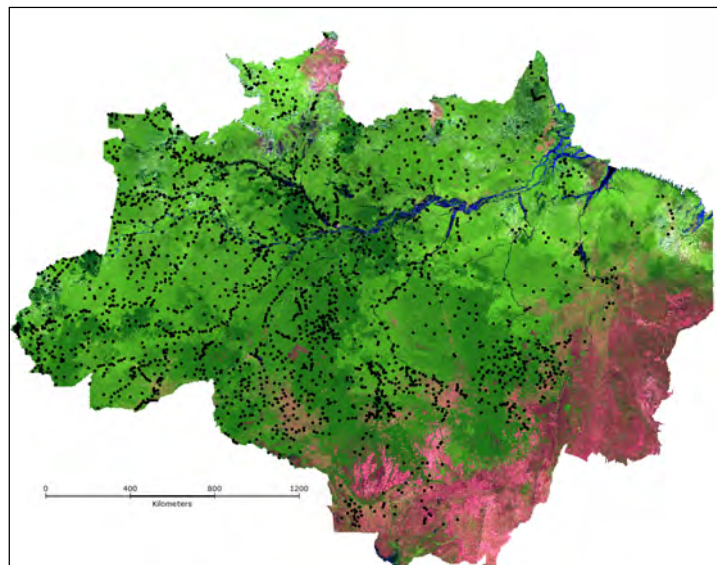


Figura 2.1.1 – Mapa da região amazônica para visualização da localização dos 2719 ‘plots’ de 1 hectare inventariados e disponibilizados pelo Projeto RadamBrasil.

2.2 Mapeamento da Diversidade na Amazônia

As angiospermas amazônicas são distribuídas entre aproximadamente 164 famílias (Prance 1978). Estimativas do número de espécies são divergentes. Gentry (1982) obteve uma estimativa de 21.320 espécies amazônicas -- excluindo espécies acima de 500m de altitude nas encostas dos Andes -- e considerando tanto os efeitos de novas descobertas, como das futuras revisões taxonômicas que detectariam sinônimos. Schultes e Raffauf (1990 apud Oliveira et al. 2002) consideravam este patamar muito conservador, apontando 80.000 espécies como mais realista, embora não apresentaram uma metodologia para sua estimativa. Gentry (1997) citado por Oliveira et al. (2002) reduziu sua própria estimativa para 18.000.

A existência de alta diversidade nas regiões tropicais sempre foi foco de estudos de muitos pesquisadores. Com base nas coleções de herbários, Williams et al. (1996) interpretaram as distribuições de 729 espécies de cinco famílias botânicas comuns na Amazônia e nos Andes, para inferir a localização de concentrações de diversidade e endemismo e apontar locais

floristicamente complementares, prioritários para a conservação. Os resultados mostram uma alta diversidade em toda a região amazônica para este conjunto de espécies, com um pico na Amazônia Central (Figura 2.2.1 a e b). A grande diversidade da região de Manaus não é acompanhada por uma alta na diversidade de Belém, o que seria esperado se este resultado fosse derivado do artefato de coleta, já que Belém detém maior esforço de coleta do que Manaus (NELSON et al., 1993). Oliveira e Daily (1999) acreditam que esta alta densidade de espécies na Amazônia Central contradiz os inúmeros estudos que apontam para uma relação entre diversidade arbórea, sazonalidade, precipitação e dinâmica. Atestam ainda que esta indicação de alta diversidade de espécies arbóreas da Amazônia Central estaria relacionada a uma confluência de regiões fitogeográficas distintas, reunindo espécies provenientes de diferentes regiões (OLIVEIRA; DAILY, 1999).

Williams et al. (1996), Oliveira (1997) e Oliveira e Daily (1999) demonstraram esta distribuição da diversidade relativamente homogênea para a floresta amazônica, sem variações geográficas significativas de diversidade como também a inexistência de áreas de endemismos. Os inventários florísticos existentes para a região amazônica demonstram que as florestas de terra firme apresentam alta diversidade florística em nível específico e que esta diversidade não é semelhante à 'plots' vizinhos (NELSON; OLIVEIRA, 2004).

Examinado vários trabalhos disponíveis com levantamento em parcelas padronizadas contendo aproximadamente o mesmo número de indivíduos, Gentry (1988a, 1988b) descreveu um gradiente de diversidade de árvores que aumenta do leste para o oeste na Amazônia. O mesmo autor detectou uma relação entre a alta diversidade de parcelas e os climas mais chuvosos e menos sazonais, bem como solos relativamente mais ricos em nutrientes (GENTRY, 1988a). Entretanto, outros autores relacionam a diversidade das parcelas em florestas neotropicais à taxa de *turnover*: florestas com altas taxas de mortalidade e recrutamento seriam mais ricas em espécies (PHILLIPS et al., 1994).

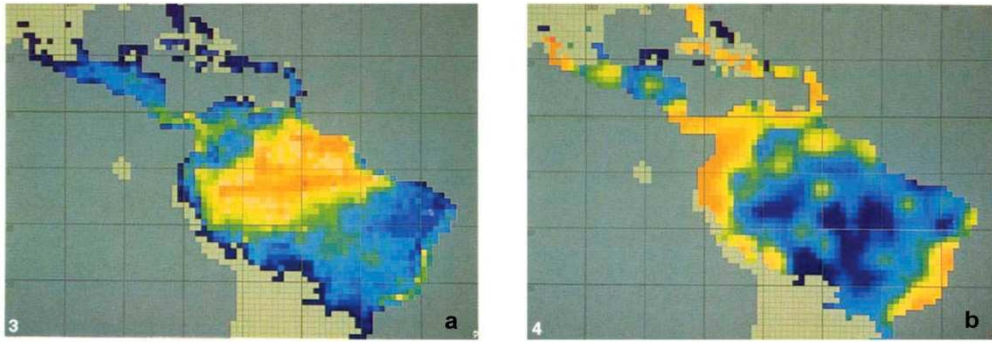


Figura 2.2.1 – a-b. Análise espacial da diversidade neotropical de árvores de angiospermas baseada em 729 espécies de Lecythidaceae, Chrysobalanaceae, Dichapetalaceae, Caryocaraceae e Proteaceae. A ocorrência das espécies foi somada para células de 1° x 1° (total de 1751) e interpolada para reduzir o efeito do esforço de coleta (adaptado de Williams et al. 1996b).

Pitman et al. (2001), em levantamentos em parcelas localizadas em áreas de florestas de terra firme do Equador e Peru, relatam a existência de forte homogeneidade nestas áreas, onde algumas espécies pertencentes a apenas quatro famílias (Arecaceae, Moraceae, Myristicaceae e Violaceae) são dominantes em grandes extensões. Os resultados destes autores confirmam algumas das observações publicadas por ter Steege et al. (2000), os quais observaram que 140 famílias neotropicais incluem árvores, mas apenas 16 famílias constituem 80% das árvores inventariadas em parcelas padronizadas. A importância relativa destas 16 famílias entre diferentes parcelas inventariadas tem uma clara correlação com a geografia. Na Amazônia oriental e nas Guianas, são predominantes as árvores das famílias Leguminosae, Lecythidaceae e Chrysobalanaceae, seja em terra firme, seja em florestas inundadas. Na Amazônia ocidental e sul-ocidental, estas famílias têm menor importância, sendo mais abundantes as árvores de Arecaceae, Moraceae e Myristicaceae. O mesmo padrão geográfico é encontrado quando a importância das famílias é medida pelo seu número de espécies, dentro das parcelas. Ao nível de família, a composição florística aparenta variar ao longo de um gradiente cujo eixo segue na direção WSW-ENE, atravessando Amazônia, com uma zona de transição na Amazônia Central (OLIVEIRA et al., 2002).

Numa análise feita para diferentes tipos vegetação da Amazônia com objetivo de discutir áreas prioritárias para conservação que contemplem tanto as diversas unidades fitofisionômicas, quanto diferentes áreas geográficas destas fisionômias, Nelson e Oliveira (2004) listam 21 tipos distintos de vegetação baseados em diferenças florísticas. Os autores sugerem um padrão mais alto de diversidade de árvores de angiospermas no oeste quando comparado ao leste, seguindo aquela ideia do gradiente oeste-leste relacionado ao regime contínuo de chuvas. Porém, os autores ponderam que este aparente padrão não aparece

consistente já que há um pico de riqueza na Amazônia Central que poderia estar relacionado à sobreposição de regiões fito-geográficas distintas (NELSON; OLIVEIRA, 2004; OLIVEIRA; DALY, 1999).

Apesar dos inúmeros estudos e esforços para tentar mapear padrões geográficos de diversidade na região amazônica, parece claro que qualquer resultado sofre influência das diferenças do esforço amostral e ausência total de coletas para grande parte da região Amazônica (WILLIAMS et al., 1996, NELSON; OLIVEIRA, 2004). Infelizmente, a região da Amazônia brasileira possui enorme carência de recursos humanos e estruturais que impede o amplo conhecimento da sua diversidade. A necessidade de estudos taxonômicos, especialmente nas regiões tropicais, tem sido expressa de forma eloquente em inúmeras publicações e é sem dúvida a base para os estudos de biodiversidade (STROPP, 2011; HOPKINS, 2007; NELSON; OLIVEIRA, 2004).

As tentativas de mapear a diversidade na Amazônia estão sempre comprometidas pela baixa densidade de amostras. Hopkins (2007) modela a distribuição provável de alguns grupos de angiospermas arbóreas que são bem representadas na região amazônica e procura mapear locais onde há pouca informação, mas provável riqueza. Os resultados demonstram uma alta diversidade gama uniformemente distribuída por toda bacia e o autor ainda indica áreas onde o conhecimento é escasso porém a diversidade deve ser alta e onde devem existir iniciativas de novos projetos: (a) “lowland” Colômbia; (b) oeste da Amazônia brasileira, no interflúvio dos Rios Purus e Juruá; (c) nordeste do Estado do Amazonas e (d) sudeste do Estado do Amazonas e sudoeste do Pará (Figura 2.2.2).

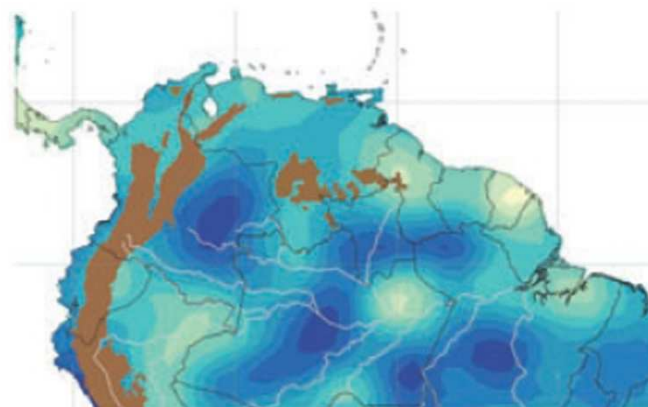


Figura 2.2.2 - Modelo da distribuição da riqueza de espécies “desconhecida” da região Amazônica segundo Hopkins 2007. Azul intenso indicam áreas onde a diversidade predita é pouco explicada pelo conhecimento atual e onde provavelmente encontram-se espécies não-descritas.

A dificuldade de obter as informações necessárias diretamente do campo leva a tentativa de levantar métodos indiretos para gerar mapas indicativos de riqueza (GASTON; WILLIAMS, 1993). Várias abordagens podem ser encontradas na literatura, como por exemplo, a riqueza direta de espécies por área, a relação com variáveis ambientais “indicadoras” de riqueza, entre outras.

A utilização de categorias taxonômicas superiores (por exemplo, ordens, famílias, gêneros) tem sido investigada como indicadoras de riqueza para algumas regiões (VILLASEÑOR et al., 2005). Obviamente que as informações da existência de grupos pertencentes a categorias superiores têm origem do levantamento de espécies numa área, porém, o esforço necessário para determinar corretamente as espécies é infinitamente maior. Gaston e Williams (1993) demonstram a relação positiva existente entre a riqueza de espécies de uma área e o número de grupos de categorias taxonômicas superiores para alguns dados, entre eles Gentry (1988b) para espécies e famílias de angiospermas presentes em plots de 1 ha de seis continentes e ilhas.

Villaseñor et al. (2007) demonstram através de modelos de regressão simples e múltipla que algumas famílias de angiospermas seriam indicadoras de diversidade de espécies para a flora do México. O uso de famílias de angiospermas como indicadoras indiretas de riqueza de espécies numa região é uma estratégia promissora para locais que necessitam de estimativas “rápidas” para embasar decisões para conservação (VILLASEÑOR et al. 2007, VILLASEÑOR et al., 2005, BECCALONI; GASTON, 1995).

As análises feitas com os dados do RADAMBrasil para a Amazônia Brasileira demonstram que existe correlação positiva entre a riqueza de espécies na região e a riqueza filogenética (Figura 2.2.3).

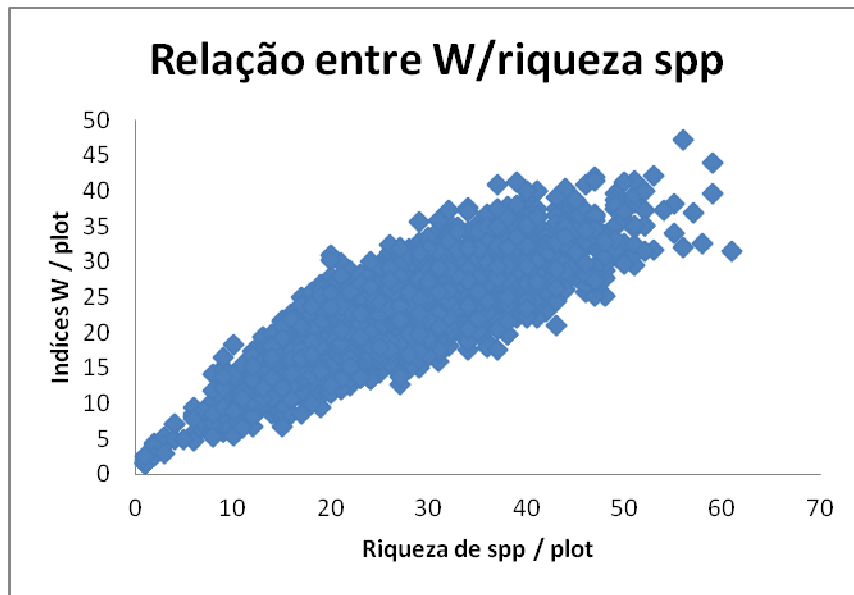


Figura 2.2.3 – Gráfico de dispersão para os coeficientes de correlação entre riqueza filogenética e riqueza de espécies ($r=0.846563$).

Além disso, é possível evidenciar que a distribuição e riqueza de algumas famílias de angiospermas poderiam ser exploradas como indicadores de diversidade e estado de conservação (p.e., a família Leguminosae, Figura 2.2.4).

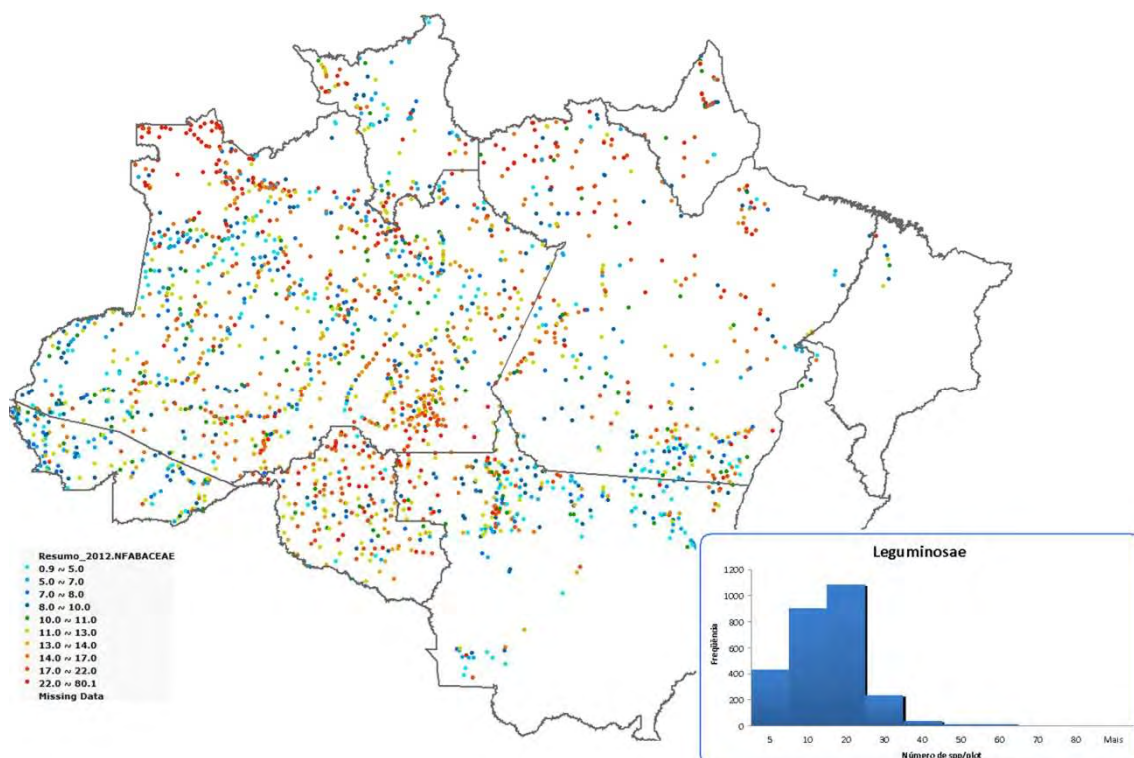


Figura 2.2.4 – Distribuição da diversidade de espécies de Leguminosae (número de espécies por plot) na Amazônia brasileira. A diversidade da família parece seguir um padrão semelhante a distribuição da diversidade total de famílias arbóreas de angiospermas.

A família da castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa*), Lecythidaceae, estão distribuídas por toda a região e até são usadas para definir os limites da Floresta Amazônica (Figura 2.2.5). A diversidade e a dominância das Lecythidaceae, entretanto, alcançam sua máxima expressão nas terras baixas, em florestas não-inundáveis, de terra firme, o ambiente predominante na Amazônia. A presença de muitas espécies e indivíduos de Lecythidaceae é considerada pelos botânicos e ecólogos como indicadora de florestas preservadas. Florestas queimadas em incêndios naturais ou provocados pela agricultura de corte-e-queima costumam ser pobres em espécies de Lecythidaceae. As Lecythidaceae apresentam capacidade de regeneração quando o distúrbio ocorrido na floresta não é seguido da queima. Troncos cortados ou quebrados rebrotam com facilidade desde que não estejam carbonizados. O fogo destrói a habilidade de regeneração dos indivíduos previamente estabelecidos, além de matar as sementes que estão no solo. A única forma de as Lecythidaceae recolonizarem áreas queimadas é por via da dispersão de sementes provenientes de florestas intactas, nas proximidades. Grandes áreas desmatadas e queimadas na Amazônia perdem a fonte de sementes de Lecythidaceae e todos os animais que dispersam suas espécies no ecossistema, excluindo um dos componentes mais importantes da diversidade dessas florestas.

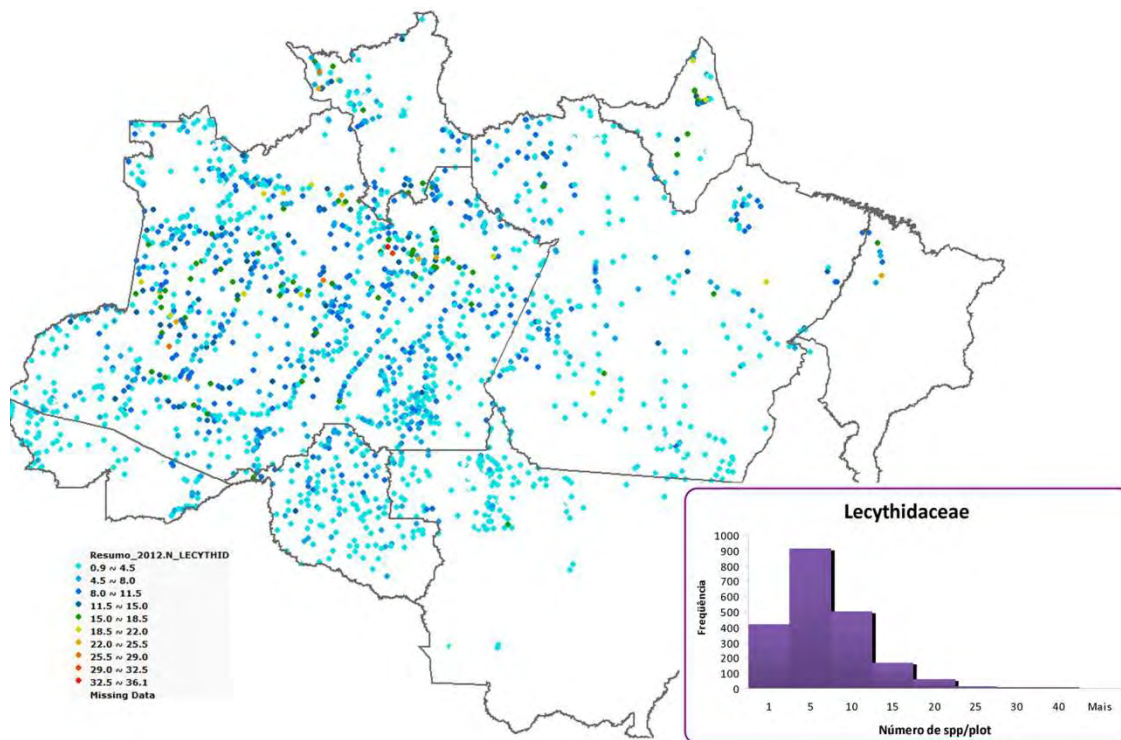


Figura 2.2.5 – Distribuição da diversidade de espécies de Lecythidaceae (número de espécies por plot) na Amazônia brasileira. As Lecythidaceae estão distribuídas por toda a região, com picos de diversidade na Amazônia central.

2.3 Análise de Biodiversidade e Riqueza Filogenética

Frente ao avanço acelerado das perdas de biodiversidade, existe o desejo da necessidade de informações acerca da distribuição da diversidade como base para o planejamento da sua conservação e ainda para o entendimento dos processos pelos quais a diversidade existe e persiste (MYERS, 1996; NOVACEK ; CLELAND, 2001).

A distribuição geral da diversidade de espécies no planeta segue gradientes latitudinais (STEVENS, 1989) e de disponibilidade de recursos (HAWKINS et al., 2003), e está concentrada em determinadas áreas (MYERS et al, 2000;. HOPPER; GIOIA, 2004) em vez de ser distribuída uniformemente ou aleatoriamente. A diversidade também está distribuída de forma desigual entre as espécies com base na sua história evolutiva (ALTSCHUL; LIPMAN, 1990), e por esta razão, torna-se necessário levar as relações filogenéticas em conta para compreender a padrões espaciais de diversidade. Estratégias que priorizem a conservação da diversidade filogenética podem também maximizar a retenção da diversidade genética e morfológica, além de assegurar a manutenção de processos de evolução e diversidade futura (FAITH, 1994).

O desenvolvimento de metodologias para estudo e conservação da diversidade está diretamente ligado aos estudos biogeográficos (PRANCE, 2000). A biogeografia num contexto de conservação trabalha descrevendo os padrões de distribuição de espécies, identificando áreas com riqueza de espécies e de endemismos, comparando a composição biológica de diferentes áreas e ainda identificando as bases genéticas e evolutivas para manutenção da diversidade (CRISCI et al., 2003).

As estimativas de diversidade filogenética buscam indicar aquelas áreas prioritárias para conservação baseadas nas informações filogenéticas dos táxons existentes em tais áreas. O principal é hierarquizar tais áreas considerando vários fatores como riqueza de táxons, padrões de distribuição, endemismos e complementaridade entre áreas (POSADAS et al., 2001).

Um estudo recente da diversidade da flora na África do Sul, sugere que o caráter distintivo dos aspectos filogenéticos podem levar a uma maximização no momento das decisões de conservação (Forest et al. 2007). Na “megadiversa” Província Florística do Cabo, uma das áreas terrestres mapeadas como hotspots), estudos demonstram que esta diversidade tem origem numa série de eventos de radiação rápida e recente (FOREST et al. 2007). Segundo os autores, o Cabo Ocidental abriga mais espécies, mas menor diversidade filogenética. Em contraste, Cabo Oriental abriga menos espécies, mas maior diversidade filogenética. Este

conhecimento destaca a existência destas diferenças e modifica os objetivos dos esforços de conservação.

Buscando usar um índice de biodiversidade que seja baseado numa informação filogenética disponível, conseqüentemente, na história filogenética dos táxons, foi utilizado os índices de diversidade filogenética propostos por Vane-Wright et al. (1991) e as hipóteses filogenéticas para famílias de angiospermas publicados pelo APG (Angiosperm Phylogeny Group). Tais índices levam em consideração o componente evolutivo da diversidade e permitem identificar aquelas áreas que poderão garantir a preservação do potencial evolutivo e daqueles táxons considerados ‘raros’ filogeneticamente (CROZIER, 1992, 1997; FAITH, 1992a, 1992b; VANE-WRIGHT et al., 1991).

Os índices de diversidade filogenética surgiram com a premissa de que é possível inferir sobre o “peso” atribuído a cada táxon individualmente, procurando refletir prioridades para conservação de processos evolutivos (VANE-WRIGHT, 1991). Neste contexto, haveria a possibilidade de “capturar” este potencial através da representação da história evolutiva dos táxons utilizando o método cladístico¹.

Muitos autores têm aplicado tais índices em diferentes regiões, utilizando diferentes grupos taxonômicos e discutindo amplamente questões fundamentais do método e conceitos de complementaridade e endemismo (principalmente FAITH, HUNTER 2004; FAITH, WALKER, 1996). O índice de Vane-Wright et al. (1991) foi escolhido por levar em consideração a topologia do cladograma para estimativa do “peso” dado a cada táxon. Existe uma indicação geral de que índices que utilizam o tamanho dos ramos, como por exemplo o “Phylogenetic diversity” (PD) (FAITH, 1992a), seriam mais indicados do que aqueles baseados na topologia das árvores (CROZIER, 1997). Porém na maioria dos casos não há informações precisas a respeito do tamanho dos ramos, especialmente quando se trata de categorias taxonômicas superiores e estudos de ampla escala geográfica. Nestes casos, os índices topológicos tornam-se uma alternativa (SCHWEIGER et al., 2008).

2.4 Análise de Razão de Kernel

Para realizar uma análise do comportamento de padrões dos valores de riqueza filogenética encontrados para os 2719 plots foi feita uma análise de Kernel no sistema TerraView. O Mapa de Kernel é uma alternativa para análise geográfica do comportamento de padrões. É um método estatístico de estimação de curvas de densidades. Neste método cada uma das

¹ O método cladístico corresponde a um conjunto de procedimentos deduzidos a partir do conhecimento empírico da evolução. A cladística está baseada na existência de grupos monofiléticos (com um único ancestral) e aparece representado na forma de diagramas que expressam a relação de parentesco e ancestralidade entre táxons terminais.

observações é ponderada pela distância em relação a um valor central. No mapa é plotado, por interpolação, a intensidade pontual de determinado fenômeno em toda a região de estudo. Assim, temos uma visão geral da intensidade do processo em todas as regiões do mapa.

O Kernel utilizado neste estudo (Kernel adaptativo) foi escolhido por causa de uma grande quantidade de pontos numa determinada região (Figura 3.3.1a). O mapa de Kernel foi calculado ponderando-se os valores de riqueza filogenética pelo número de indivíduos de cada inventário, aplicando-se uma função quártico, para cálculo de densidade e distância adaptativa. O Kernel adaptativo foi gerado com resolução de grade de 500 e raio de 190.

3 RESULTADOS

3.1 Banco de dados celular

O cálculo do índice foi baseado nas famílias de angiospermas existentes na base de dados do Radam, na árvore filogenética publicada pelo APG-III (2009) e nas informações sobre distribuição das famílias nos plots levantados pelo Projeto RadamBrasil. A análise foi realizada utilizando o programa TerraView (versões) e os valores do índice W de Vane-Wright por 'plot' podem ser visualizados na Figura 3.1.1a.

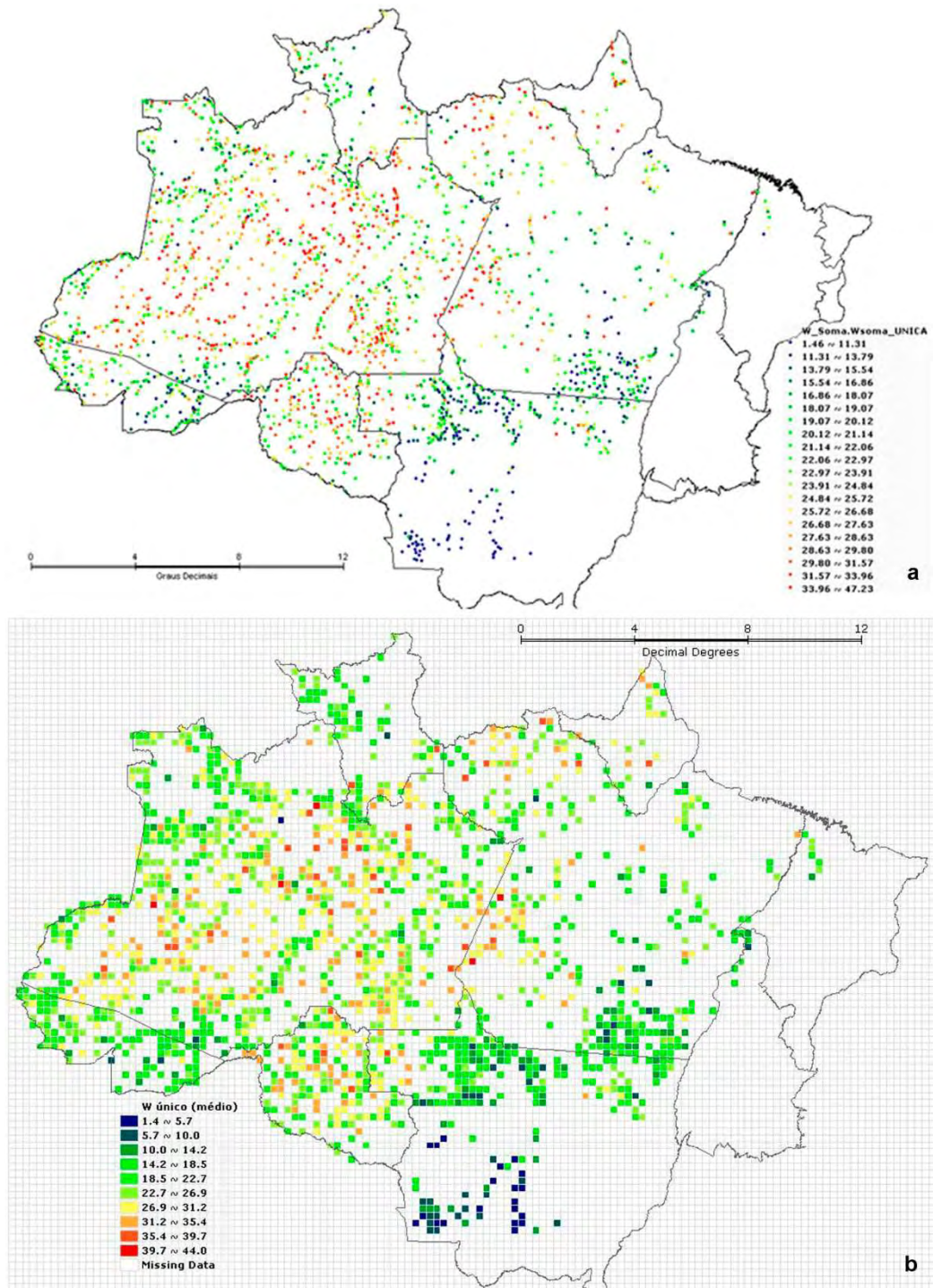


Figura 3.1.1 - Índice W de Riqueza Filogenética. **a.** Índice W de Riqueza Filogenética. Soma de valores únicos por família representada por plot. **b.** Índice W de Riqueza Filogenética representado em células de 0.25°. Média de valores de W únicos por família representada por plot.

Para melhor visualização espacial do índice para a região da Amazônia, foi definida uma grade regular de 0.25° x 0.25°, ca. 27.5 km no Equador, onde foi calculada a média do valor dos $W_{\text{únicos}}$ do índice de riqueza filogenética (Figura 3.3.1b). Também foi realizado o cálculo de riqueza de famílias, gêneros e espécies por célula (Figura 3.2.1a-c). Esta dimensão inicial

de unidade de análise é adequada para futura comparação com dados dos modelos climáticos globais.

3.2 Diversidade Filogenética na Amazônia

A Riqueza Filogenética para os dados do RadamBrasil na região amazônica estão representados na Figura 3.1.1 e 3.2.1. Nas figuras, as cores da escala foram divididas em dez intervalos de valores absolutos, assim cada cor representada em células de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ refletem uma sequência dos maiores e menores valores. Nas figuras 3.1.1a e b é possível observar que não há muitas células com baixos índices e que a riqueza na região amazônica encontra-se “espalhada” de forma mais ou menos homogênea. Já as células com os maiores valores (laranja-vermelho) aparecem espalhadas pela região amazônica principalmente em áreas de floresta densa de terra firme. É importante observar ainda a existência de grandes “vazios”, onde há ausência de dados amostrados.

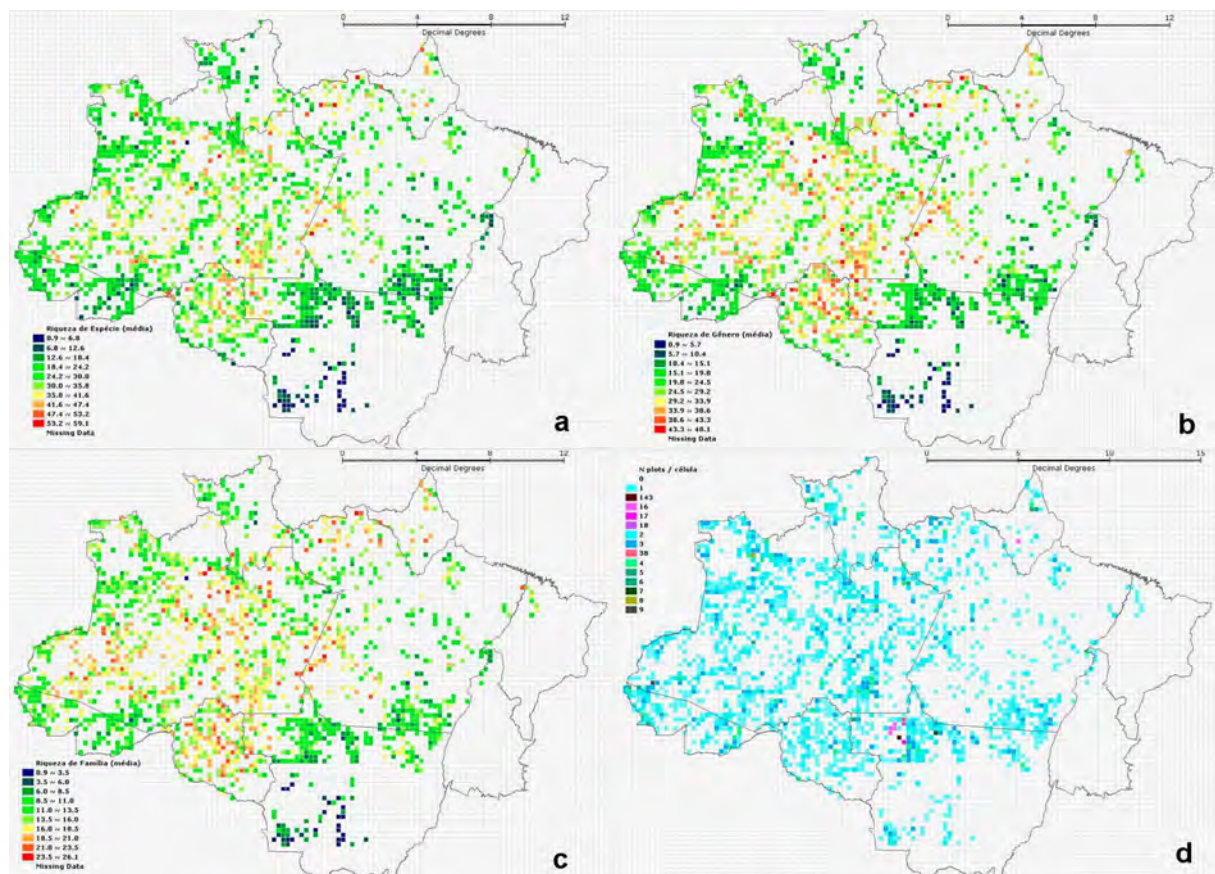


Figura 3.2.1 – a-c. Riqueza de famílias e gêneros de angiospermas para a Amazônia Legal representada em células de 0.25° . Valor total único ponderado pelo número de plots por célula. **a.** Família. **b.** Gênero. **c.** Espécie. **d.** Número de plots por célula.

Observando as figuras 3.1.1 e 3.2.1 com os resultados da análise de riqueza de Vane-Wright, na Amazônia Central, Leste e Oeste a riqueza é mais ou menos homogênea. O que já é apontado por outros estudos – apesar de ser uma região de grande diversidade, ela é

homogênea internamente com relação à distribuição de espécies de plantas. Os dados evidenciam ainda a ocorrência de maiores índices para as áreas de floresta densa de terra firme.

3.3 Análise de Razão de Kernel

Ainda para percepção visual da distribuição espacial do fenômeno foi realizado Análise de razão de Kernel, no sistema TerraView. O mapa de razão de Kernel é uma alternativa para analisar o comportamento de padrões de pontos. Basicamente, fornece, por meio de interpolação, a intensidade pontual do processo em toda a região de estudo. Assim, é possível ter uma visão geral da intensidade do processo em todas as regiões do mapa.

Devido à grande quantidade de pontos na região à noroeste do Mato Grosso, o mapa de Kernel indica uma forte concentração de riqueza nesta região, desconsiderando as outras áreas com altos valores de W , o que compromete a visualização (Figura 3.2.1d). Uma alternativa para contornar este problema é produzir o mapa de razão de Kernel ponderando-se os valores de riqueza filogenética pelo número de indivíduos de cada inventário, aplicando-se uma função quártico, para cálculo de densidade e distância adaptativa. O Kernel adaptativo foi gerado com resolução de grade de 500 (Figura 3.3.1 e 3.3.2).

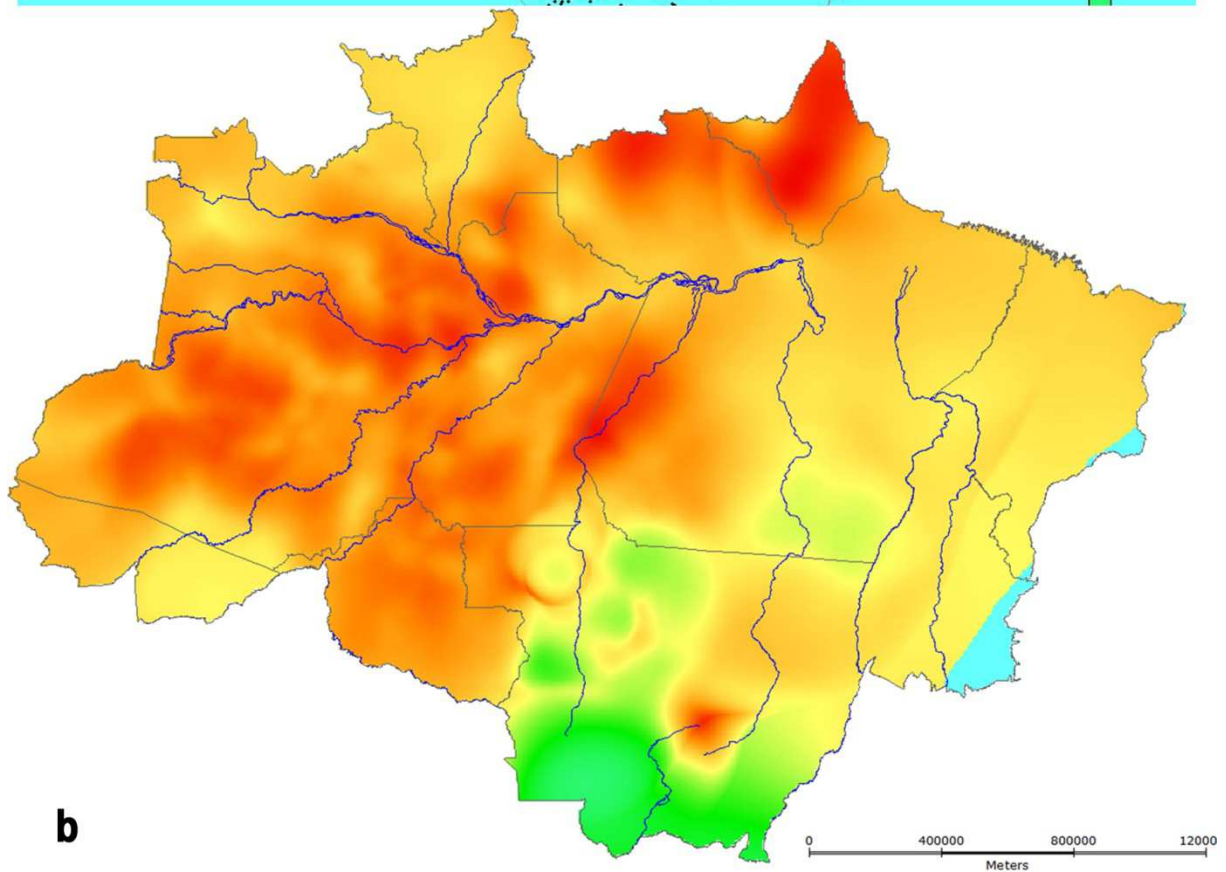
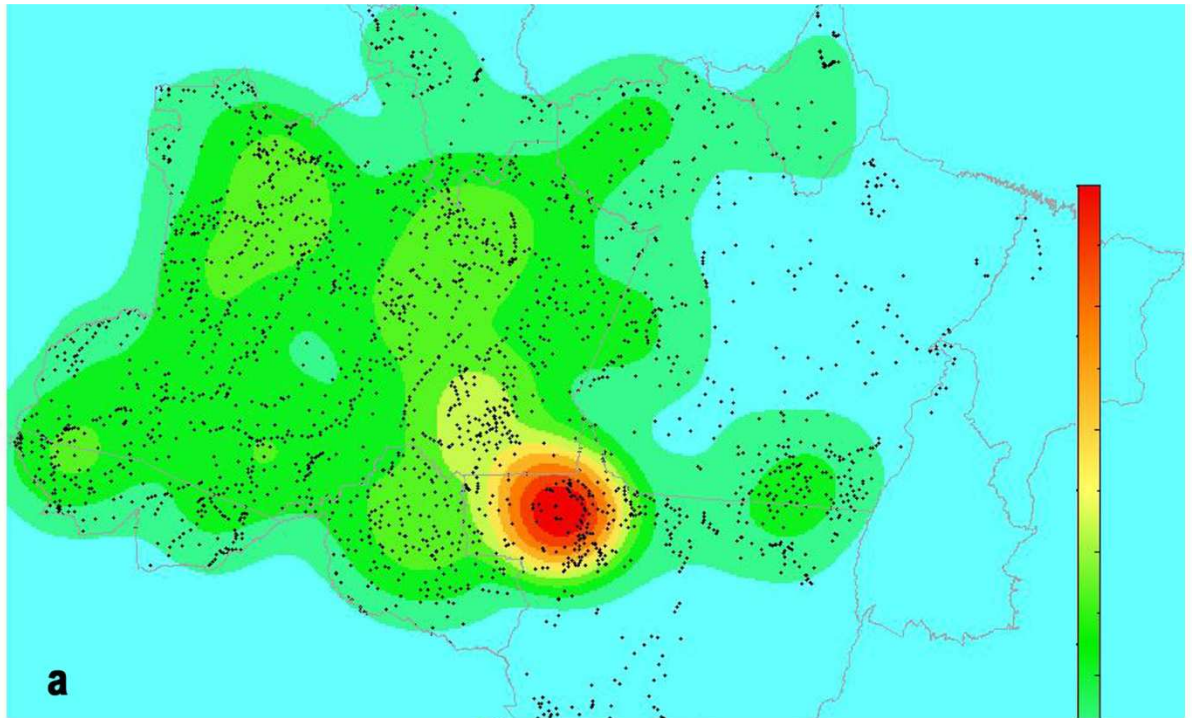


Figura 3.3.1 – a. Análise de Kernel para valores de W sem ponderação pelo número de plots. É possível notar que a concentração de inventários em uma região interfere no resultado da análise. b. Análise de Kernel para visualização espacial da diversidade. Neste mapa a razão de Kernel foi calculada ponderando os valores de riqueza pelo número de plots.

Como o mapa de Kernel leva em consideração a densidade dos pontos, a ponderação feita dos valores de riqueza filogenética pelo número de indivíduos de cada inventário presta-se a atenuar o efeito da concentração de inventários em algumas regiões (Figuras 3.2.1d e 3.3.1a). Este mapa acentua as tendências da variação de riqueza filogenética descritas anteriormente.

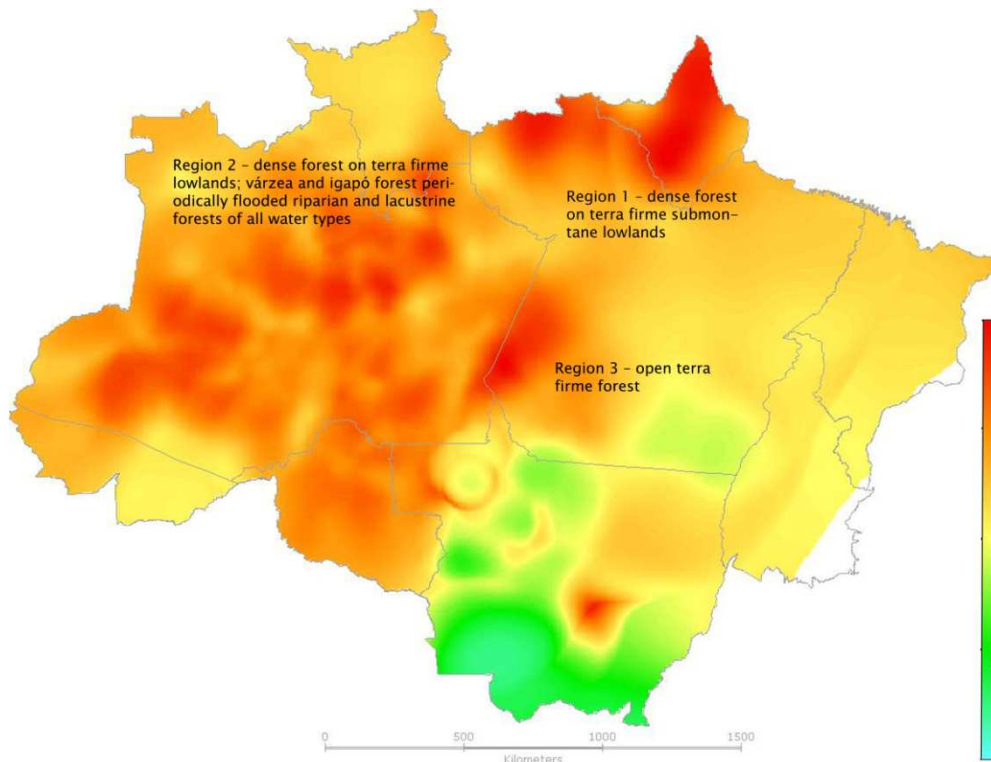


Figura 3.3.2 – Destaque para áreas apontadas como “mais ricas” pela análise de razão de Kernel. Region 1 – dense forest on terra firme submontane lowlands. Region 2 - mixed contact zone: savanna and closed-canopy forest. Region 3 – open terra firme forest.

A grande diversidade esperada para a região do Escudo das Guianas é apontada também em Williams et al. (1996 – Figura 2.2.1a) e é evidenciada no mapa de Kernel. Esta tendência poderia ser ainda mais evidente se as famílias herbáceas estivessem na base de dados utilizada no cálculo do índice W de Vane-Wright.

No Estado do Acre e suas proximidades existe baixa diversidade, provavelmente por causa das florestas submontanas com predomínio de palmeiras e bambus e menor ocorrência dos grandes grupos de arbóreas.

No estado de Rondônia aparece uma concentração de plots com altos índices de diversidade filogenética. Estes dados tem origem de inventários da década de 70, hoje os índices de desmatamento neste Estado é um dos mais altos, sendo o percentual de desflorestamento próximo de 38% segundo SEDAM (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental do

Estado de Rondônia). A ocupação no Estado de Rondônia iniciou com a Política de Integração Nacional do Governo Militar, que se intensifica nas décadas de 70 e 80, tendo como base a implantação dos Projetos Integrados de Colonização (PIC) e os Projetos de Assentamento Dirigido (PAD), sob responsabilidade do Instituto Nacional de Reforma Agrária – INCRA. Estes modelos de ocupação são responsáveis por tendências de uso da terra com a descaracterização do ordenamento previsto e aprovado em lei, tendo como resultado a manutenção das elevadas taxas de desmatamento anual. O Governo de Rondônia e o Governo Federal tentam hoje combater o desmatamento com iniciativas como o “Plano de Prevenção, Controle e Alternativas Sustentáveis ao Desmatamento em Rondônia”, do governo do Estado.

Dois casos são apontados como os de maior impacto: a estrada Interoceânica, ligando Rio Branco ao Peru, passando por Assis Brasil e os projetos de estrada, ferrovia e interligação energética (“linhão”) entre Cruzeiro do Sul e Pucallpa (no Peru), que devem passar por dentro do Parque Nacional da Serra do Divisor e da Reserva Territorial Isconahua – além de ser área de índios isolados, é considerada uma área de grande biodiversidade.

À Sudoeste da região da Amazônia legal foram encontrados baixos índices de riqueza filogenética, provavelmente por ser uma região de transição com as florestas estacionalmente secas e apresentar menor diversidade esperada. Porém, no mapa de Kernel, é preciso cautela ao considerar as áreas marginais.

Todos os resultados podem sofrer influência do esforço amostral e da presença de espécies exclusivamente arbóreas no cálculo do índice de diversidade filogenética, já que foram omitidos do cálculo os grupos arbustivo-herbáceos. Porém é possível acreditar que as famílias de angiospermas arbóreas sejam eficientes indicadores de riqueza e diversidade nas florestas tropicais úmidas (VILLASEÑOR et al., 2005; VILLASEÑOR et al., 2007).

Ao analisarmos as famílias de angiospermas arbóreas que ocorrem nos plots inventariados pelo projeto RADAMBrasil, é possível verificar alta diversidade filogenética, com representantes de clados Magnoliids, rosids e asterids. Segundo Letcher et al. 2012 existe uma mudança na composição da comunidade, de grupos mais relacionados no início de sucessão e grupos distantemente relacionado em estágios tardios. A proximidade filogenética das comunidades decresce com os processos sucessionais, em florestas em estágios sucessionais mais avançados, asterids e Magnoliids são importantes na estrutura filogenética das comunidades, já áreas que sofreram alterações e seguem num processo de “recuperação natural”, apresentam certos gêneros já identificados como importantes pioneiras nas regiões neotropicais: *Cecropia*, *Pourouma*, *Vismia*, *Miconia* e *Trema*, os quais pertencem ao clado

rosids e contribuem significativamente para a estrutura filogenética em sucessão inicial (LETCHER et al., 2012; APG 2009).

3.4 Áreas de Endemismos da Amazônia

A região amazônica possui diferentes unidades biogeográficas, distintas áreas de endemismos separadas pelos grandes rios. Existem áreas que possuem maior endemismo do que outras, que são entendidas como um setor geográfico definido e delimitado a partir da combinação de áreas de distribuição de táxons exclusivos, i.e., espécie ou grupos de espécies relacionados com ocorrência única nesta região particular. A conservação das espécies se baseia fortemente no conceito de endemismo e também no número de espécies existentes (CARVALHO, 2009). Segundo estudos com distribuição de vertebrados terrestres, foram mapeadas oito áreas de endemismos na Amazônia: Tapajós, Xingú e Belém (restritas ao Brasil); Rondônia (com maior parte de sua área no Brasil); e Napo, Imeri, Guiana e Inambari (com áreas compartilhadas com outros países). Suas áreas variam de 1,7 milhões de km² (Guiana) até 199.211km² (Belém). As áreas de endemismo da Amazônia perderam de 2% a 13% de suas florestas, exceto Xingu (que perdeu cerca de 27% de suas florestas) e Belém (com somente cerca de um terço de sua área coberta por florestas). Napo, Imeri e Guiana têm mais que 40% de suas terras em áreas protegidas; Inambari, Rondônia, Tapajós e Xingu, entre 20% e 40%; e Belém, menos que 20%. As unidades de conservação de proteção integral representam, entretanto, uma pequena porção das áreas protegidas na região, representando de 0,28% a 11,7% da extensão das áreas de endemismo no Brasil (SILVA; RYLANDS; FONSECA, 2005).

As áreas de endemismo identificadas para plantas vasculares (PRANCE, 1982) geralmente coincidem ou estão dentro das áreas propostas para os vertebrados terrestres, indicando uma boa congruência espacial para os padrões desses diferentes grupos taxonômicos.

O cálculo das medidas de Vane-Wright de riqueza filogenética foi realizado em nível hierárquico de família, o que impossibilita uma análise de endemismos, uma vez que são raros os endemismos de famílias para a escala tomada no estudo. Porém, tentando confrontar os dados existentes com as áreas de endemismos estabelecidas para a região, os valores de riqueza de espécies e os valores de W foram analisados. É importante ressaltar que o resultado sofre influência do efeito da existência de grandes vazios de amostragem (Figura 3.4.1), principalmente na região onde estão localizadas as áreas de interesse do projeto, Tapajós, Xingú e Belém.

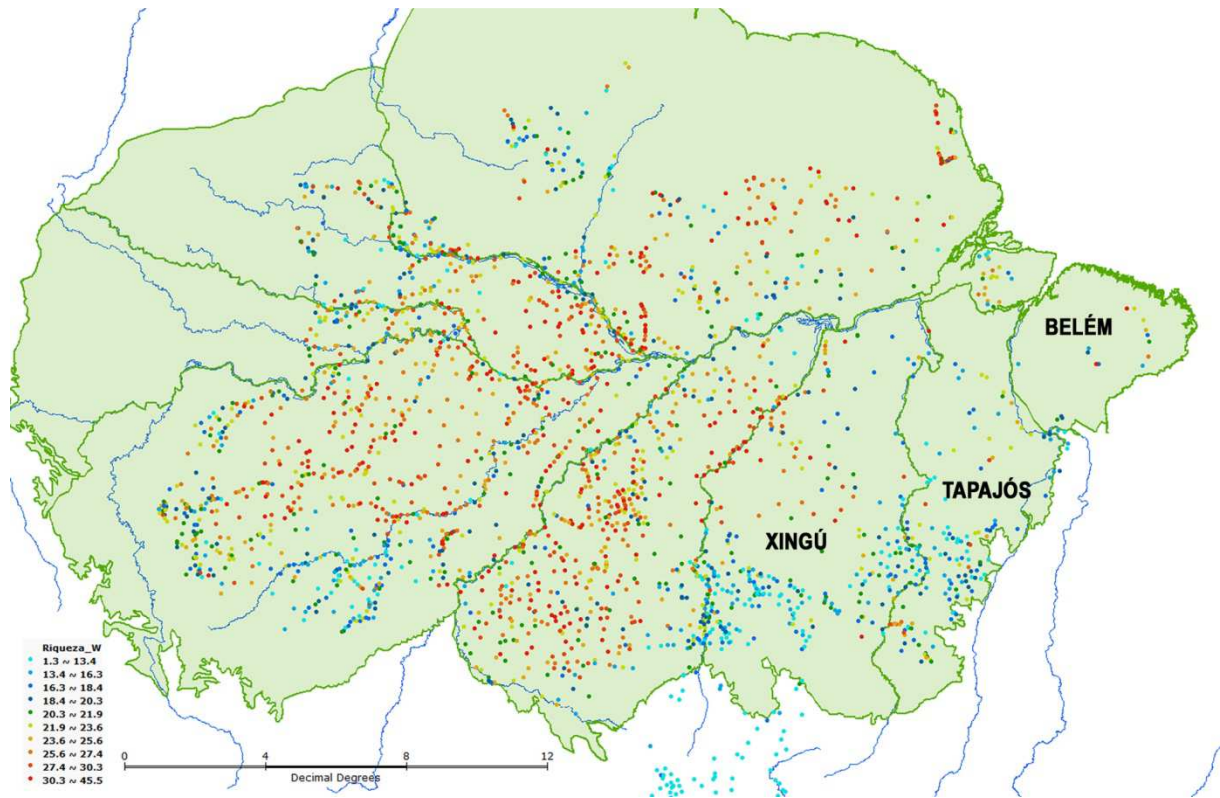


Figura 3.4.1 – Distribuição dos plots do RADAMBrasil e dos valores de W no mapa da Amazônia Legal. As linhas verdes delimitam as áreas de endemismo nas terras baixas da Amazônia baseadas na distribuição de vertebrados terrestres (detalhes em Silva et al. 2005). As linhas em azul representam os principais rios da bacia amazônica. Destaque para as regiões de Belém, Tapajós e Xingú.

Apesar desta existência de vazios, foram analisadas as riquezas de espécies e diversidade filogenética para três das nove áreas de endemismos propostas para vertebrados (SILVA et al., 2005). As regiões de Tapajós, Xingú e Belém (Figura 3.4.2) apresentam valores próximos de riqueza, com um leve destaque para a região de Belém, que apresenta maior diversidade tanto de número de espécies quanto de riqueza filogenética (W).

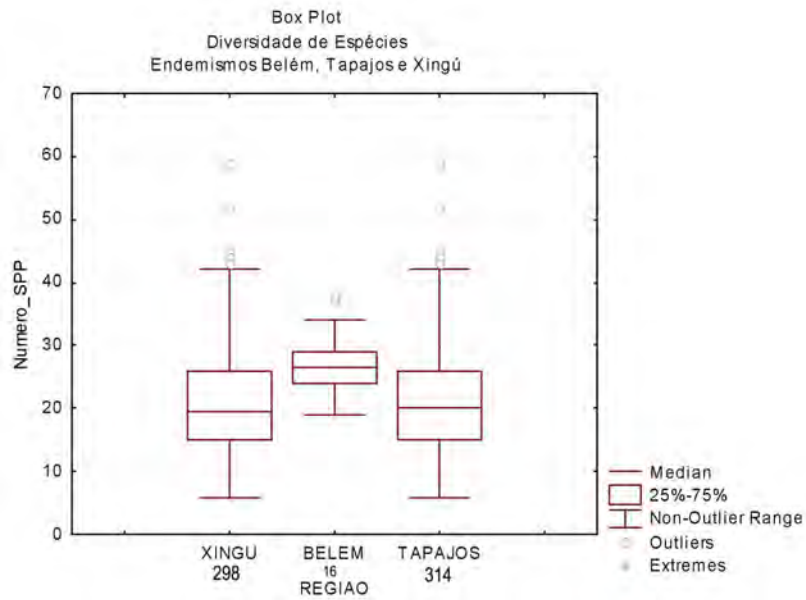
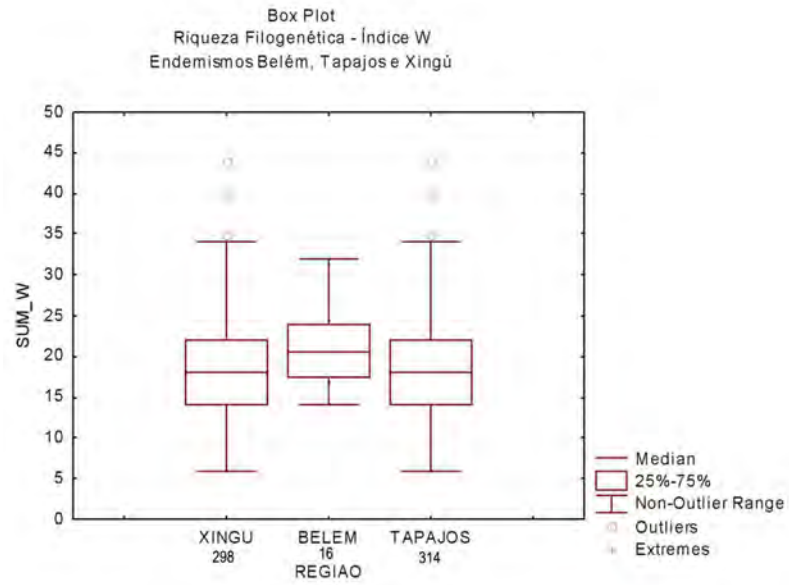


Figura 3.4.2 – Gráfico de box plot apresentando a riqueza de espécies e filogenética nos plots das áreas de endemismos de Tapajós, Xingú e Belém. Abaixo dos nomes das áreas estão indicados os números de plots existentes por região.

4 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E BIODIVERSIDADE

Ainda, face aos cenários gerais de mudanças climáticas, a capacidade de resiliência de muitos ecossistemas será provavelmente ultrapassada neste século por uma combinação de fatores como distúrbios associados (inundações, secas, incêndio florestais, surtos de insetos, acidificação dos oceanos) e outros fatores de mudança global (como, por exemplo, mudanças no uso da terra, poluição, sobre-exploração dos recursos naturais), e assim, aproximadamente 20-30% das espécies de plantas e animais avaliadas até agora provavelmente enfrentarão um risco maior de extinção se o aumento da temperatura média global exceder a 1,5-2,5 °C (CONABIO, 2007).

Botkin et al. (2007) discutem a questão da previsão dos efeitos do aquecimento global sobre a diversidade e os modelos indicados para inferência da biodiversidade. Dentre os que se baseiam na teoria de nicho ecológico, há os dependentes da informação da ocorrência e conhecimento das espécies, dados inexistentes ou insuficientes para exames robustos quando considerado o caso brasileiro. Os modelos de envelopes bioclimáticos, como os propostos para este trabalho, são úteis para entender as interações entre o clima e a vegetação, mas têm o inconveniente de assumirem comportamento estacionário das interações e não considerarem as interações biológicas. Há ainda os modelos baseados na relação teórica entre área e número de espécies, onde as ligações com os modelos de heterogeneidade de habitats seria uma abordagem promissora na indicação de padrões gerais de biodiversidade.

Na questão do efeito de mudanças climáticas sobre a biota há um paradoxo que precisa ser considerado. Este paradoxo, denominado por “*Quaternary Conundrum*” por Botkin et al. (2007), ou *Enigma do Quaternário*, questiona porque enquanto previsões ecológicas empíricas e teóricas sugerem que muitas espécies estariam em risco de extinção pelo aquecimento global, sabendo-se que durante as glaciações recentes poucas espécies foram extintas. A migração dos indivíduos para refúgios no ambiente alterado e a heterogeneidade genética intraespecífica para a evolução, explicam em parte a sobrevivência das espécies durante as glaciações (BOTKIN et al., 2007). Apesar de não solucionado, este enigma evolutivo ressalta que, além do potencial genético, a configuração espacial dos ambientes define a possibilidade das espécies migrarem e sobreviverem às adversidades climáticas.

Contradizendo o argumento que a alta diversidade encontrada na Amazônia teria origem numa estabilidade durante longos períodos geológicos (e.g., FEDEROV, 1966; RICHARDS, 1969), evidências de grandes mudanças climáticas e na cobertura vegetal desta região tiveram

lugar durante o Pleistoceno e o Holoceno mais recente foram apresentadas e defendidas por muitos autores (revisões em PRANCE, 1982; PRANCE, 1985). Durante tais períodos, o clima da Terra flutuou entre intervalos de clima secos e úmidos, glaciações e variações nos níveis dos oceanos, causando mudanças na cobertura vegetal que permaneceu intacta apenas em algumas áreas onde o clima permaneceu quente e úmido o suficiente para mantê-la. Evidências geológicas, palinológicas e padrões geográficos de especiação e diferenciação de organismos atuais confirmam a existência dos refúgios (PRANCE, 1985; PENNINGTON et al., 2004). Apesar destas evidências, a teoria dos refúgios acumulou muitas críticas daqueles autores que defendiam padrões de especiação parapátricos² ao invés de alopátricos³ nas extensas áreas das florestas tropicais (ENDLER, 1977 citado por KNAPP; MALLET, 2003) e daqueles que relacionaram os refúgios aos esforços de coleta nestas regiões (NELSON et al., 1993).

Como a diversidade da floresta amazônica foi afetada pelos longos períodos de seca reportados para o Pleistoceno e quais as suas influências nos processos de especiação e extinção nos Neotrópicos continua sendo um assunto polêmico mesmo após 30 anos da publicação da “teoria dos refúgios” (HAFFER, 1969). Muitos autores acreditam que a redução das chuvas na Amazônia levou a mudanças significativas na estrutura da vegetação e na composição das espécies (HAFFER; PRANCE, 2001; PENNINGTON et al., 2004). Porém, os oponentes desta ideia, rejeitam a existência de mudanças significativas na vegetação (COLINVOUX et al., 2001). Em recentes publicações (van der HAMMEN; HOOGHMESTRA, 2000), alguns autores acreditam que tais pontos não são conflitantes e que existem áreas na Amazônia que foram mais afetadas pelo clima frio e seco do Pleistoceno do que outras. Existem ainda fortes evidências de que mesmo mudanças aparentemente insignificantes de temperatura, pluviosidade e níveis de CO₂ durante o Pleistoceno, teriam provocado forte impacto na estrutura do dossel (COWLING; PRESSEY, 2001) e na composição florística de epífitas (KREFT et al., 2004).

Através de modelos integrados de previsão climática, e modelos de distribuição de espécies, del Barrio et al. (2006) concluem, entre outras questões, que a fragmentação do espaço, associada a mudanças climáticas e de uso e cobertura, pode ser interpretada como uma perda da densidade de distribuição das espécies. Estes deslocamentos ou contrações das

² Parapátrico – mesma área geográfica de ocorrência.

³ Alopátrico – que ocorre em diferentes áreas geográficas, ocorrências que são mutuamente exclusivas.

distribuições das espécies criam disjunções (*gaps*) que poderão ser colonizados por organismos mais adaptados a esta nova condição ambiental.

Laurance et al. (2004) discutem as mudanças detectadas em 18 parcelas permanentes na Amazônia Central as quais apresentaram modificações significativas de composição e dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) para 115 dos gêneros de árvores de angiospermas mais abundantes da região. Comparando os resultados obtidos atualmente com aqueles de estudos realizados há oito anos, houve: aumento significativo na dominância e densidade de gêneros de espécies pioneiras ou secundárias iniciais (que iniciam a formação da floresta no processo denominado de sucessão, árvores de crescimento rápido, do dossel e emergentes); e um declínio de gêneros de representantes de secundárias tardias (árvores de crescimento lento, do subdossel). Os autores atribuem tal cenário ao aumento do CO₂ atmosférico. Esta perspectiva de aumento de espécies pioneiras e intermediárias como resposta ao aumento de CO₂ atmosférico também aparece nas discussões de estudos sobre a resposta fotossintética de espécies envolvidas no processo de sucessão numa situação de altas concentrações de CO₂. Tais diferenças nas respostas a uma atmosfera enriquecida com CO₂ entre os grupos funcionais (aqui quanto às estratégias de regeneração) devem, em médio e longo prazo, acarretar em mudanças na composição específica, na dinâmica, na regeneração, na ciclagem de nutrientes e na estocagem de carbono das florestas.

De forma alarmante, evidências recentes indicam que a elevação da concentração atmosférica de CO₂ tornará a floresta mais dinâmica e um turnover mais rápido das árvores pode, em longo prazo, reverter o efeito fertilizante do CO₂, ao favorecer árvores de ciclo de vida mais curto, com madeiras de menor densidade (e.g. pioneiras), reduzindo assim a biomassa de C estocada na floresta (KÖRNER, 2004).

Entender como diferentes grupos funcionais responderão às mudanças do clima tem grande relevância na discussão da conservação da biodiversidade das florestas tropicais. Ao estudar o estabelecimento de cinco espécies de Leguminosae pertencentes a diferentes grupos funcionais (pioneiras, intermediárias e tardias), sob atmosfera natural e enriquecida com CO₂, Godoy et al. (2009) e Buckeridge (2008) demonstram que, de maneira geral, as espécies pioneiras crescem muito mais rápido e sequestram grandes quantidades de carbono rapidamente, enquanto as espécies de crescimento mais lento sequestram menos carbono no mesmo período, mas duram muito mais, i.é, possuem ciclo de vida mais longo. Pode ser inferido através deste estudo inicial que uma floresta tropical em regeneração sequestra

carbono continuamente por certo período, mas o sequestro é maior e mais consistente em longo prazo quando acontece o processo de sucessão (BUCKERIDGE et al., 2008).

4.1 Cenários

Do ponto de vista biológico, as plantas têm papel fundamental para ajudar a compreender o que pode acontecer com a paisagem do nosso planeta em resposta às mudanças climáticas previstas. Isto porque a principal fonte de carbono para as plantas é o gás carbônico atmosférico, e também a distribuição das espécies está fortemente relacionada às temperaturas. De uma forma geral, o aumento da concentração atmosférica de CO₂ sobre as plantas pode ter efeito direto como incremento na disponibilidade de substrato para a fotossíntese levando ao aumento na produtividade primária pela ação do CO₂ como “fertilizante atmosférico”. Também as alterações climáticas provocadas pelo efeito estufa, principalmente no incremento da temperatura e alterações dos regimes de chuvas, podem afetar a fisiologia e a produtividade (BUCKERIDGE et al., 2008). Mudanças fisiológicas nos indivíduos resultam em mudanças gerais nas comunidades e ecossistemas. De uma forma geral, os efeitos do aumento de CO₂ atmosférico nas florestas tropicais foram discutidos por Malhi e Phillips (2004) que indicam um aumento na fragmentação, na taxas de mortalidade, no crescimento, ganho de biomassa e taxa reprodutiva. As grandes árvores, aquelas que atingem maiores diâmetros e altura e estão relacionadas aos processos sucessionais mais avançados sequestram menos carbono num mesmo período quando comparada com as espécies pioneiras, porém duram muito mais. Ainda, há indícios de melhor desempenho fisiológico em altas concentrações de CO₂ daquelas espécies intermediárias nos processos sucessionais, o que indicaria que teriam mais probabilidade de adaptação destas num cenário de mudanças do clima (BUCKERIDGE et al., 2008). Estes dados podem ser somados aos resultados dos CPTEC PVM e indicariam uma possível “processo de savanização” e perda de diversidade nos cenários de mudanças climáticas globais (OYAMA; NOBRE, 2004).

Nas regiões de floresta tropical, é evidenciada uma riqueza relacionada aos altos índices pluviométricos, atingindo um máximo cerca de 2.500 mm/ano. Abaixo de 2.000 mm/ano o tipo vegetacional pode ser usado como indicador de níveis de chuva (OLIVEIRA, 1997). Há evidências que as florestas densas são mantidas com estes níveis de chuva e quando sujeitas a períodos curtos (dois anos) de seca tornam-se parcialmente decíduas e suscetíveis a incêndios (NEPSTAD et al., 1994).

Para visualizar um possível efeito das mudanças climáticas em regiões da Amazônia apontadas como detentoras de riqueza de árvores, o cenário A2, de altas emissões de do

Modelo de Projeção Regional ETA_CCS (resolução 50 km) clima presente (1961 a 1990) e futuro (2070 a 2100) foram considerados (PISNICHENKO; TARASOVA, 2007, 2009). De modo a identificar locais mais susceptíveis às alterações climáticas procedeu-se a subtração entre os resultados dos modelos para temperatura e precipitação simulados para os períodos de 1990 e 2100 para os meses de janeiro e julho (Figuras 4.1.1 e 4.1.2).

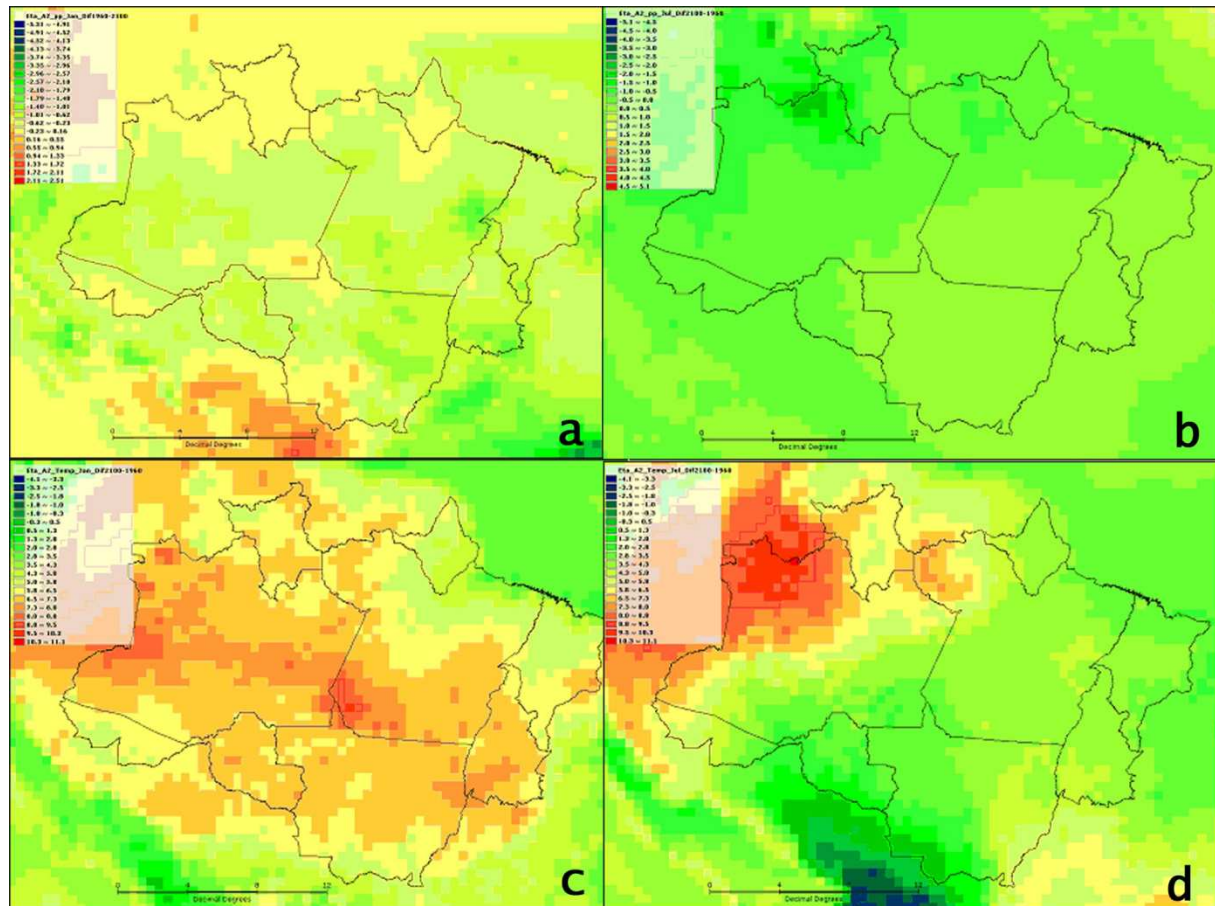


Figura 4.1.1 – a. Diferença de precipitação (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de janeiro. b. Diferença de precipitação (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de julho. c. Diferença de temperatura (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de janeiro. d. Diferença de temperatura (2100 -1960) simulada pelo modelo ETA A2 para o mês de julho.

Confrontados com a análise de riqueza filogenética de espécies arbóreas para células de 0.25° (Figura 3.2.1), pode ser observado inicialmente que numa das áreas com maior aumento de temperatura no pior cenário (diferenças de 8-9 Kelvin) encontram-se altos índices de riqueza filogenética (valores W acima de 30) em florestas abertas de terra firme (Figura 4.1.1 e 4.1.2). Aquelas áreas com menores índices de riqueza (Figura 4.1.2) estariam expostas também a aumentos significativos de temperatura no pior cenário (cerca de 7 Kelvin). Contudo, seria importante entender como estas espécies de áreas de transição responderiam a estas mudanças e se haveriam diferenças significativas em relação à resposta fisiológica daquelas espécies de

florestas de terra firme e de áreas alagáveis (GRANDIS et al., 2010), uma vez que estas previsões descrevem um cenário onde provavelmente quando a temperatura e o CO₂ atingirem valores acima dos ótimos para a maioria das plantas, estas possivelmente diminuirão a atividade fisiológica.

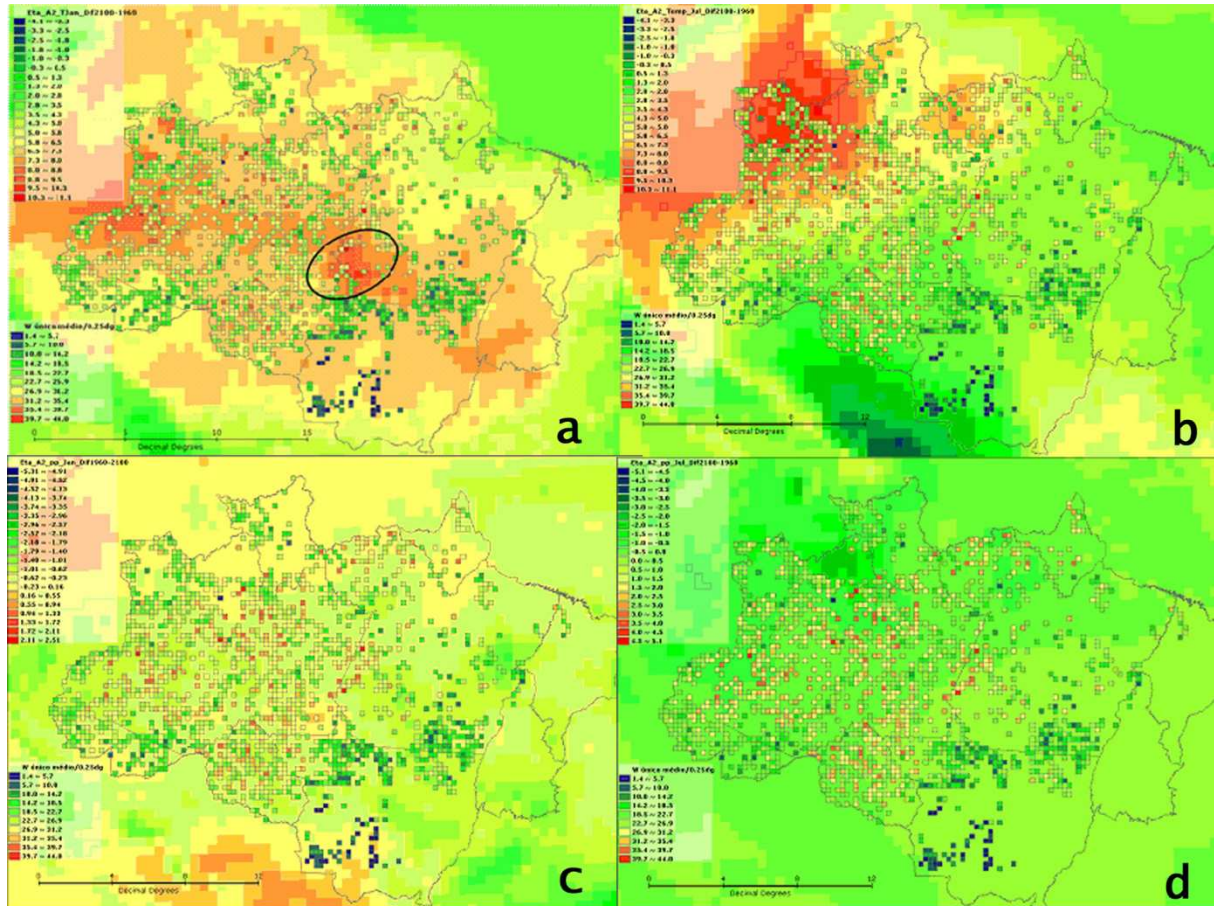


Figura 4.1.2 – Valores de riqueza filogenética sobrepostos aos resultados de precipitação e temperatura simulados pelo model ETA, cenário A2 **a.** Diferença de precipitação (2100 -1960) para o mês de janeiro. **b.** Diferença de precipitação (2100 -1960) para o mês de julho. **c.** Diferença de temperatura (2100 -1960 para o mês de janeiro. **d.** Diferença de temperatura (2100 -1960) para o mês de julho.

5 CONCLUSÃO

Abordar a Amazônia no contexto das mudanças climáticas é extremamente difícil, pois se trata de uma região de grandes proporções geográficas e com peculiaridades, principalmente no que concerne ao que acontecerá com a temperatura e as chuvas. Em outras palavras, é importante ter em mente que a ação da combinação de temperatura/precipitação/CO₂ atmosférico em diferentes regiões amazônicas deverá ocorrer com intensidades bastante diferentes.

Toda discussão feita aqui é baseada em hipóteses que precisam ainda ser testadas, principalmente utilizando espécies nativas da região em questão e que possam representar os diferentes tipos vegetacionais da floresta amazônica.

Frente ao problema da elevação das concentrações de gases que provocam o efeito estufa na atmosfera, soluções poderão ser encontradas procurando-se alternativas que sequestram CO₂ com maior eficiência ou que mantenham o carbono capturado por mais tempo. Soluções deste tipo aliam-se às necessidades de conservação e restauração de áreas degradadas e ressaltam a importância de dados ecofisiológicos a respeito do estabelecimento de plântulas, pertencentes a diferentes grupos funcionais ao longo da sucessão, sob atmosfera natural e enriquecida com CO₂. Em relação ao uso de uma única espécie para o sequestro de carbono, é importante lembrar que o uso de estratégias de regeneração de floresta, restabelecendo o processo sucessional, tem tanto o potencial de aumento de biomassa e sequestro de carbono que seria possivelmente similar ao uso de espécies isoladas, principalmente no longo prazo, como vantagens ambientais incomparáveis, uma vez que também auxiliam na conservação da biodiversidade (GODOY et al., 2009; BUCKERIDGE, 2008).

É essencial destacar a necessidade um maior incremento de políticas estatais e privadas para o real conhecimento da biodiversidade da Amazônia. É importante ressaltar também que os dados existentes para a região amazônica não permitem análises conclusivas uma vez que os inventários e levantamentos tendem a ser realizados em área e período que não permitem coletas das espécies raras e de indivíduos em estado fértil, comprometendo a correta determinação e estimativas de riqueza. Segundo Hopikins (2007) e Carvalho (2009) são necessários investimentos em formação de taxonomistas no País, essencial para o conhecimento da nossa biodiversidade, fixação destes profissionais na região, investimentos em projetos de longo prazo e com metodologia capaz de garantir que as espécies raras sejam coletadas em estado fértil (como por exemplo, o Projeto Flora da Reserva Ducke).

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). Na ordinal classification for the families of flowering plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 85, p. 531-553, 1998.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APGII). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APGII. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 141, n. 4, p. 399-436, 2003.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APGIII). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APGIII. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121, 2009.
- ALTSCHUL, S. F.; LIPMAN, D. J. Equal animals. **Nature**, n. 348, p. 493-494, 1990.
- BECCALONI, G. W.; GASTON, K. J. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. **Biological Conservation**, v. 71, p. 77-86, 1995.
- BARRIO, G. del; HARRISON, P. A.; BERRY, P.M.; BUTT, N.; SANJUAN, M.E.; PEARSON, R.G.; DAWSON, T. Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. **Environmental Science & Policy**, v. 9, n. 2, p. 129-147, 2006.
- BOTKIN, D. B.; SAXE, H.; ARAÚJO, M. B.; BETTS, R.; BRADSHAW, R. H. W.; CEDHAGEN, T.; CHESSON, P.; DAWSON, T. P.; ETTERTSON, J. R.; FAITH, D. P.; FERRIER, S.; GUIBAN, A.; HANSEN, A. S.; HILBERT, D. W.; LOEHLE, C.; MARGULES, C.; NEW, M.; SOBEL, M. J.; STOCKWELL, D. R. B. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. **Bioscience**, n. 57, v. 3, p. 227-236, 2007.
- BUCKERIDGE, M. S. (Org.). **Biologia & mudanças climáticas no Brasil**. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, 2008. 295 p.
- BUCKERIDGE, M. S.; AIDAR, M. P. M.; MARTINEZ, C. A.; SILVA, E. A. Respostas de Plantas às Mudanças Climáticas Globais. Dimensão Botânica. In: M. S. Buckeridge (Org.). **Biologia & mudanças climáticas no Brasil**. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, 2008. Cap. 4, p. 77-91.
- CONABIO-MMA. **Resolução CONABIO nº 4, de 25 de abril de 2007**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2007. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/conabio/arquivos/15_12112008015417.pdf Acesso em: abr. 2011.
- CARVALHO, C. J. B. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, 2009.
- CARVALHO, G. H.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information: <http://www.plantminer.com>. **Environmental Modelling and Software**, v. 25, p. 815-816, 2010.

- COLINVAUX, P. A.; OLIVEIRA, P. E. de. Amazon plant diversity and climate through the Cenozoic. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 166, p. 51-63, 2001.
- COWLING, R. M.; PRESSEY, R. L. Rapid plant diversification: Planning for an evolutionary future. **PNAS**, v. 98, n. 10, 5452–5457, 2001
- CRISCI, J. V.; KATINAS, L.; POSADAS, P. **Historical Biogeography**: an introduction. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 2003. 250 p.
- CROZIER, R. H. Genetic diversity and the agony of choice. **Biological Conservation**, v. 61, p. 11-15, 1992.
- CROZIER, R. H. Preserving the information content of species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 243-268, 1997.
- FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10, 1992a.
- FAITH, D. P. Systematics and conservation: on predicting the feature diversity of subsets of taxa. **Cladistics**, v. 8, p. 361–373, 1992b.
- FAITH, D. P.; REID C.A.M.; HUNTER, J. Integrating phylogenetic diversity, complementarity and endemism for conservation assessment. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 255-261, 2004.
- FAITH D. P., REID, C. A. M.; HUNTER, J. Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation assessment. **Conservation Biology**, n. 18, v. 1, p. 255-261, 2004.
- FAITH D. P.; WALKER, P. A. Integrating conservation and development: effective trade-offs between biodiversity and cost in the selection of protected areas. **Biodiversity and Conservation**, v. 5, p. 417-429, 1996.
- FEDOROV, A. A. The structure of the tropical rain forest and speciation in the humid tropics. **Journal of Ecology**, v. 54, n. p. 1-11, 1966.
- FOREST, F.; GRENYER, R.; ROUGET, M.; DAVIES T. J.; COWLING, R. M.; FAITH D. P.; BALMFORD, A.; MANNING, J. C.; PROCHES, S.; BANK, M. van der; REEVES, G.; HEDDERSON, T. A. J.; SAVOLAINEN, V. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. **Nature**, v. 445, p. 757-760, 2007.
- GARZÓN, M. B.; ALÍA, R.; ROBSON, T. M.; ZAVALA; M. A. Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 766–778, 2011.
- GASTON, K.J.; WILLIAMS, P.H. Mapping the world's species—the higher taxon approach. **Biodiversity Letters**, v. 1, p. 2–8, 1993.
- GENTRY, A. H. Tree species richness of upper Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 85, p. 156-159, 1988a.

- GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, p. 1-34, 1988b.
- GENTRY, A. H. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology**, v. 15, p. 1-84, 1982.
- GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P. De; WANDERLEY, M. G. L.; VAN DEN BERG, C. Biodiversidade e conservação das plantas no Brasil. **Megadiversidade**, n. 1, v. 1, p. 52-61, 2005.
- GODOY, J. R. L.; MARABESI, M. A.; MORTARI, L. C.; AIDAR, M. P. M.; BUCKERIDGE, M. S. A dinâmica da floresta neotropical e as mudanças climáticas globais. **Naturalia**, v. 32, p. 53-66, 2009.
- GRANDIS, A.; GODOY, S.; BUCKERIDGE, M. S. Respostas fisiológicas de plantas amazônicas de regiões alagadas às mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Botânica**, n. 33, v. 1, 1-12, 2010.
- GRAHAM, C. H.; RON, S. R.; SANTOS, J. C.; SCHNEIDER, C. J.; MORITZ, C. Integrating Phylogenetics and Environmental Niche Models to explore Speciation Mechanisms in Dendrobatid Frogs. **Evolution**, n. 58, v. 8, p. 1781–1793, 2004.
- HAFFER, J. Speciation in Amazonian forest birds. **Science**, v. 165, p. 131-37, 1969.
- HAFFER, J.; PRANCE, G. T. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. *Estudos Avançados* [online], v.16, n.46, 2002.
- HAWKINS, B. A.; PORTER, E. E.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. **Ecology**, v. 84, p. 1608–1623, 2003.
- HOPPER, S. D.; GIOIA, P. The southwest Australian floristic region: evolution and conservation of a global hot spot of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, n. 35, p. 623–650, 2004.
- HOPIKINS, M. G. J. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. **Journal of Biogeography**, n. 34, p. 1400–1411, 2007.
- KNAPP, S.; MALLET, J. Refuting Refugia? **Science**, v. 300, n. 5616, p. 71-72, 2003.
- KÖRNER, C. Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B**, v. 359, p. 493-498, 2004.
- KREFT, H.; KÖSTER, N.; KÜPER, W.; NIEDER, J.; BARTHLOTT, W. Diversity and biogeography of vascular epiphytes in Western Amazonia, Yasuní, Ecuador. **Journal of Biogeography**, n. 31, p. 1463–1476, 2004.
- LAURANCE, W. F.; OLIVEIRA, A. A.; LAURANCE, S. G.; CONDIT, R.; NASCIMENTO, H. E. M.; SANCHEZ-THORIN, A. C.; LOVEJOY, T. E.; ANDRADE, A.;

- D'ANGELO, S.; RIBEIRO, J. E.; DICK, C. W. Pervasive alteration of tree communities in undisturbed Amazonian forests. **Nature**, v. 428, p. 171-175, 2004.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L.; ANDRADE, A. C. S.; BONGERS, F.; BREUGEL, M. van; FINEGAN, B.; LAURANCE, S. G.; MESQUITA, R. C. G.; MARTÍNEZ-RAMOSI, M.; WILLIAMSON, G. B.. Phylogenetic community structure during succession: Evidence from three Neotropical forest sites. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, 79– 87, 2012.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How Many Species Are There in Brazil? **Conservation Biology**, n. 19, v. 3, p. 619–624, 2005.
- MALHI, Y., BAKER, T. R., PHILLIPS, O. L., ALMEIDA, S., ALVAREZ, E., ARROYO, L., CHAVE, J., CZIMCZIK, C. I., FIORE, A. D., HIGUCHI, N., KILLEEN, T. J., LAURANCE, S. G., LAURANCE, W. F., LEWIS, S. L., MONTOYA, L. M. M., MONTEAGUDO, A., NEILL, D. A., VARGAS, P. N., PATINO, S., PITMAN, N. C. A., QUESADA, C. A., SALOMAO, R., SILVA, J. N. M., LEZAMA, A. T., MARTINEZ, R. V., TERBORGH, J., VINCETI, B. & LLOYD, J. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, v. 10, p. 563-591, 2004.
- MORITZ, C. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. **Systematic Biology**, v. 51, p. 238-254, 2002.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; da FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Nature**, n. 403, p. 853–858, 2000.
- MYERS, N. The biodiversity crisis and the future of evolution. **The Environmentalist**, v. 16, p. 37-47, 1996.
- NELSON, B. W.; OLIVEIRA, A. A. Biodiversity in the Brazilian Amazon: Botany. In: Capobianco, J. P. (Org.). **Biodiversity in the Brazilian Amazon**. São Paulo: ISA e Editora Estação Liberdade, 2004. p. 1-536.
- NELSON, B. W.; FERREIRA, C. A. C.; SILVA, M. F.; KAWASAKI, M. L. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. **Nature**, v. 345, p. 714-716, 1993.
- NEPSTAD, D. C. et al. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forest and pastures. **Nature**, n. 372, p. 666-669, 1994.
- NOVACEK, M. J.; CLELAND, E. E. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. **PNAS**, v. 98, n. 10, p. 5466-5470, 2001
- OLIVEIRA, A. A. **Diversidade estrutura e dinâmica do componente arbóreo de uma floresta de terra firme de Manaus, Amazonas**. Tese de Doutorado. Departamento de Botânica do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 187pp. 1997.

OLIVEIRA, A. A.; FERREIRA, L. V.; PEREZ, E. L.; NELSON, B. W.; ALMEIDA, S. S. A flora fanerogâmica amazônica: composição, diversidade, endemismo e conservação. In: Araújo, E. L.; Moura, A. N.; Sampaio, E. V. B.; Gestinari, L. M. S; Carneiro, J. M. T. (Org.). **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora brasileira**. Pernambuco: Imprensa Universitária- UFRP. 2002, p. 15-18.

OLIVEIRA, A. A.; DALY, D. Geographic distribution of tree species in the region of Manaus, Brazil: Implications for regional diversity and conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, p. 1245-1259, 1999.

OLIVEIRA, A. A.; NELSON, B. W. Floristic relationships of terra firme forests in the Brazilian **Amazon Forest Ecology and Management** v. 146, f. 1, p. 169-179, 2001.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. A Simple potential vegetation model for coupling with the Simple Biosphere Model (SIB). **Revista Brasileira de Meteorologia**, n. 19, v. 2, p. 203-216, 2004.

PENNINGTON, R. T., LAVIN, M. PRADO, D. E., PENDRY, C. A., PELL, S. & BUTTERWORTH, C. A. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both tertiary and quaternary diversification. **Philosophical Transactions of the Royal Society (Biological Sciences)** n. 359, p. 515-538, 2004.

PHILLIPS, O. L.; HALL, P.; GENTRY, A. H.; SAWYER, S. A.; VASQUEZ, R. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, n. 91, p. 2805-2809, 1994.

PISNICHENKO, I. A.; TARASOVA, T. A. The climate version of the Eta regional forecast model. 1. Evaluation of consistency between the Eta model and HadAM3P global model. In: ICSHMO, 8., 2006, Foz do Iguaçu, Brazil. **Proceedings...** Foz do Iguaçu, 2007. Disponível em: <http://arxiv.org/abs/0709.2110v2>. Acesso em: Jan. 2012.

PISNICHENKO, I. A.; TARASOVA, T. A. Climate version of the ETA regional forecast model. Evaluating the consistency between the ETA model and HadAM3P global model. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 99, n. 3-4, p. 255-272, 2009.

PITMAN, N. C. A.; TERBORGH, J. W.; SILMAN, M. R.; P. NÚÑEZ V., NEILL, D. A.; CERÓN, C. E.; PALACIOS, W. A.; AULESTIA, M.. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. **Ecology**, v. 82, p. 2101-2117, 2001.

POSADAS, P.; MIRANDA ESQUIVEL, D. R.; CRISCI, J. V. Using Phylogenetic Diversity Measures to Set Priorities in Conservation: an example from South America. **Conservation Biology**, v. 15, p. 1325-1334, 2001.

PRANCE, G. T. The origin and evolution of the Amazon Flora. **Interciencia**, v. 3, p. 207-222, 1978.

PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In: Prance, G. T. (Ed.). **Biological diversification in the tropics**. New York: Columbia University Press. 1982, p. 137- 158.

PRANCE, G.T. The failure of biogeographers to convey the conservation message. **Journal of Biogeography**, 27: 51-57, 2000.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Monitoramento da floresta amazônica por satélite - Projeto PRODES**. São José dos Campos, 2008. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm. Acesso em: Jun. 2011.

RADAMBRASIL. **Levantamento de recursos naturais**. v. 1-18. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral, 1968-1978.

PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 212-219, 2000.

RICHARDS, P. W. Speciation in the tropical rain forest and the concept of the niche. **Biological Journal of Linnaean Society**, 1, p. 149-153, 1969.

ROLLET, B. Tree populations in natural tropical rain forest. **Bois et Forêt des tropiques**, v. 236, n. 2, p. 43-55, 1993.

SCHWEIGER, O.; KLOTZ, S.; DURKA, W.; KUHN, I. A comparative test of phylogenetic diversity indices. **Oecologia**, v. 157, p. 485-495, 2008.

SCHULMAN, L.; TOIVONEN, T.; RUOKOLAINEN, K. Analysing botanical collecting effort in Amazonia and correcting for it in species range estimation. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 1388-1399, 2007.

SILVA J. M. C. da; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. da. The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689-694, 2005.

STEVENS, G. C. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *American Naturalist*, n. 133, p. 240-256, 1989.

STROPP J. **Towards an understanding of tree diversity in Amazonian forests**. PhD Thesis. Utrecht: Utrecht University. 2011. 166 p.

ter STEEGE, H. M.; JANSEN-JACOBS, J.; DATADIN, V. K. Can botanical collections assist in National Protected Area strategy in Guyana? **Biodiversity and Conservation**, v. 9, p. 215-240, 2000.

van der HAMMER, T; HOOGHIEMSTRA, H. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. **Quaternary Science Reviews**, v. 19, p. 725-742, 2000.

VANE-WRIGHT, R. I., HUMPHRIES, C. J.; WILLIAMS; P. H. What to protect? Systematic and the agony of choice. **Biological Conservation**, v. 55, p. 235-254, 1991.

VILLASEÑOR, J. L.; MAEDA, P.; ROSELL, J. A.; ORTIZ, E. Plant families as predictors of plant biodiversity in Mexico. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 871-876, 2007.

VILLASEÑOR, J.L.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; MEAVE, J.; ORTIZ, E. Higher taxa as surrogates of plant biodiversity in a megadiverse country. **Conservation Biology**, v. 19, p. 232- 238, 2005.

WIKSTRÖM, N.; SAVOLAINEN, V.; CHASE, M. W. Evolution of the angiosperms: calibrating the family tree. **Proceedings of the Royal Society of London**, v. 268, p. 2211-2220, 2001.

WILLIAMS, P.H.; PRANCE, G.T.; HUMPHRIES, C.J.; EDWARDS, K.S. Promise and problems in applying quantitative complementarity areas for representing the diversity of some Neotropical plants (families Dichapetalaceae, Lecythidaceae, Caryocaraceae, Chrysobalanaceae and Proteaceae). **Biological Journal of Linnean Society**, v. 58, p. 125-57, 1996.