



FABRICIO SIMÕES CORREA

**Avaliação dos efeitos da plantação de palmas (*Elaeis guineensis*) na
conservação de anfíbios anuros na Amazônia oriental**

BELÉM-PA
2017

FABRICIO SIMÕES CORREA

**Avaliação dos efeitos da plantação de palmas (*Elaeis guineensis*) na
conservação de anfíbios anuros na Amazônia oriental**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Zoologia, do convênio Universidade Federal do Pará e
Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial
para obtenção do título de Doutor em Zoologia.
Área de concentração: Biodiversidade e conservação
Linha de pesquisa: Ecologia animal

Orientadora: Dra. Maria Cristina dos Santos Costa
Co-orientador: Dr. Leandro Juen

BELÉM-PA
2017

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação (CIP)

Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Correa, Fabrício Simões

Avaliação dos efeitos da plantação de palmas (*Elaeis guineensis*) na conservação de anfíbios anuros na Amazônia Oriental / Fabrício Simões Correa ; Orientadora, Maria Cristina dos Santos Costa ; Co-orientador, Leandro Juen. - 2017.

129 f.: il.

Inclui bibliografias

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Belém, 2017.

Museu Paraense Emílio Goeldi

1. Anuro - Amazônia. 2. Zoologia - classificação. 3. Natureza – influência do homem. 4. Dendê - cultivo I. Costa, Maria Cristina dos Santos, orientadora. II. Juen, Leandro, co-orientador. III. Museu Paraense Emílio Goeldi. IV. Título.

CDD – 22 ed.

597.8909811

FOLHA DE APROVAÇÃO

FABRICIO SIMÕES CORREA

Avaliação dos efeitos da plantação de palmas (*Elaeis guineensis*) na conservação de anfíbios anuros na Amazônia oriental

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor/Mestre em Zoologia, sendo a COMISSÃO JULGADORA composta pelos seguintes membros:

Profa. Dra. MARIA CRISTINA DOS SANTOS COSTA
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof. Dr. MARCELO MENIN
Universidade Federal do Amazonas

Prof. Dr. MARCOS BERGMANN CARLUCCI
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. GLEOMAR FABIANO MASCHIO
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. RAPHAEL LIGEIRO BARROSO SANTOS
Universidade Federal do Pará

Aprovada em: 30 de junho de 2017
Local de defesa: Defesa a distância

“Uma das coisas mais extraordinárias da vida é o tipo de lugares nos quais ela está preparada para sobreviver”. (Adams, 1992)

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dra. Maria Cristina dos Santos Costa, por todos os anos de orientação, paciência, contribuições e incentivo às pesquisas e publicações do doutorado e além do doutorado;

Ao meu co-orientador, Dr. Leandro Juen, pela co-orientação, valiosas contribuições e conhecimento passado especialmente nas estatísticas;

À CAPES, pela bolsa de doutorado concedida;

À minha noiva, M. Sc. Lenise Rodrigues, pelo companheirismo, ajuda nos trabalhos de campo e nas discussões que envolvem especialmente reprodução de anuros;

À minha família pelo apoio desde a graduação até o final do doutorado, e que por vezes perguntavam o que descobri de novo e o porquê daqueles resultados;

Aos amigos Cassia Teixeira, Elisia Menezes, Heriberto Figueira, Iago Barroso e Silvia Pinho pela enorme ajuda nos trabalhos de campo e desenvolvimento da pesquisa;

Aos meus amigos e companheiros de time do Japuaçu Rugby Belém, que durante nossos treinos, jogos e terceiro tempo me ajudaram a descansar a mente e manter o foco no doutorado;

Aos meus amigos de fora da ciência que contribuíram com seus incentivos;

Aos professores e membros do PPGZool que contribuíram direta ou indiretamente na minha formação como Ecólogo;

À empresa AGROPALMA por todo apoio logístico e financeiro dado a esse estudo;

À todos os anuros presentes na área de estudo, sem os quais não teria sido possível desenvolver essa tese.

SUMÁRIO

Agradecimentos	i
Lista de figuras	v
Lista de tabelas	vii
ABSTRACT	9
RESUMO	10
INTRODUÇÃO GERAL	11
Objetivos	13
Objetivo geral.....	13
Objetivo específico	13
Metodologia	14
Área de estudo.....	14
Desenho amostral.....	15
Coleta de anuros.....	16
Caracteres funcionais	17
Dados ambientais	17
Análise de dados	18
Estado atual de conhecimento	19
Conclusões gerais	20
Referências bibliográficas	21
Capítulo I	26
Abstract	27
Introduction.....	28
Material and methods.....	31
Results.....	35
Discussion.....	40
References.....	45
Capítulo II	53
Abstract	54
Introduction.....	55
Material and methods.....	58

Results.....	63
Discussion.....	69
References.....	74
Capítulo III.....	91
Resumo	93
Introdução	94
Métodos.....	98
Resultados.....	107
Discussão	111
Literatura citada	116

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Fig. 1. Map of study site within the property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon, showing forested areas (shaded areas) and disturbed areas, where oil palm plantations are located (unshaded areas).....32

Fig. 2. Anuran species abundance observed in forest and oil palm plantation areas within property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon. Black bars indicate abundance in forest; gray bars indicate abundance in oil palm plantation.....36

Fig. 3. Non-metric multidimensional scale showing the difference in species composition between forest and oil-palm plantation areas within property of AGROPALMA Company in eastern Amazon (Filled circles = forest; empty circles = oil-palm plantation).....39

CAPÍTULO II

Fig. 1 – Map of study site within the property of Agropalma Company, in the eastern Amazon. Shaded area: forests; Unshaded areas: disturbed areas, where oil palm plantations are located.....58

Fig. 2 – Principal component analysis (PCA) showing variation of environmental factors in forests (filled squares) and oil palm plantations (empty squares). TD: Diurnal temperature; DEP: Water body depth; UN: Nocturnal air humidity.....65

Fig. 3 – Canonical correspondence analysis (CCA) showing the influence of environmental factors on anurans species composition in forests (A) and oil palm plantations (B). DEP: water body depth; WW: water body width; HD: Diurnal air

humidity; HN: Nocturnal air humidity; TD: Diurnal temperature; CAO: Canopy openness; for species abbreviations, see Appendices 1.....68

CAPÍTULO III

Fig 1 – Mapa da área de estudo na propriedade do Grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil. (Áreas sombreadas: áreas de floresta, áreas em branco: áreas abertas e áreas de plantação de dendezeiros).....98

Fig 2 – Gráfico da análise de covariância (ANCOVA) mostrando a interação entre os tipos de ambiente (florestas e plantação de dendê) e a riqueza de espécies, afetando a diversidade funcional de anuros dentro da propriedade do grupo Agropalma na Amazônia oriental, Brasil. Triângulos pretos representam as amostras de floresta; Cruzes representam as amostras de plantação de dendê.....108

Fig 3 – Dendrograma funcional de anuros das áreas de floresta e de plantação de dendezeiros dentro da propriedade do grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil. Seta indica o valor de corte para a formação dos grupos funcionais. Círculos pretos: ocorrência em florestas; círculos cinza: ocorrência nas plantações de dendezeiros.....109

Fig 4 – Gráfico da análise dos componentes principais, mostrando a distribuição dos caracteres funcionais nos ambientes de floresta (quadrados preenchidos) e de plantação de dendezeiros (quadrados vazios), na propriedade do grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil.....110

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Table 1. Anuran species richness and abundance in forest and oil palm plantation areas in property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon.....37

Table 2. Species dominance and results of IndVal test, showing to which habitat type each species was more associated and which associations were significant (bold type)...37

CAPÍTULO II

Table 1 – Means and variation ranges of environmental factors in forests and oil palm plantations within the property of Agropalma Company, in the Eastern Amazon, Brazil.64

Table 2 – Results of multiple regression models using stepwise selection method to test the influence of environmental factors on anurans species richness and total abundance in forests and oil palm plantations within the property of Agropalma Company, in the eastern Amazon, Brazil.....67

Appendix 1 – Species recorded within the property of Agropalma Company, with respective abbreviations and number of individuals in forests and oil palm plantations..89

CAPÍTULO III

Tabela 1 – Categorias, caracteres funcionais com respectivas abreviaturas utilizados nas análises de diversidade funcional de anuros, número de espécies com determinado caractere funcional em cada ambiente e loadings da PCA para cada caractere funcional em áreas de floresta e de plantação de dendezeiros na Amazônia oriental.....102

Apêndice 1 – Espécies observadas nas florestas e plantações de dendezeiros com seus respectivos caracteres funcionais (abreviações de acordo com a Tabela 1), na área do grupo Agropalma, Amazônia oriental, Brasil.....127

Evaluating the effects of oil palm plantations (*Elaeis guineensis*) on amphibian anurans conservation in the eastern Amazon

ABSTRACT

In this thesis, we analyzed the effects of oil palm cultivation (*Elaeis guineensis*) on taxonomic and functional diversity of anurans in the eastern Amazon. In addition, we analyzed the response of anurans to environmental variation in oil palm plantations and surrounding forests. We surveyed for the presence of anurans in April 2012, 2015 and 2016, in 2100 m² plots through visual and acoustic searches. In April 2016, we also measured microclimatic (air temperature and humidity) and habitat structural variables (water body width and depth, leaf litter depth, canopy openness and number of trees) in both habitat types. We found higher functional diversity and species richness in forests, with difference in species composition and functional characters distribution between forests and oil palm plantations. Water body depth and width positively affected species richness and number of individuals, while water body depth and diurnal temperature influenced species composition in oil palm plantations. Only number of individuals was positively affected by diurnal temperature and nocturnal humidity in forests, while species composition and richness were not affected by any environmental variable in this habitat type. Our results make clear that conversion of forests to oil palm plantations negatively affects anurans taxonomic and functional diversity, making urgent the maintenance of forests surrounding the plantations as a way to reduce the negative impacts.

Keywords: Frogs, Rainforest, Diversity, Functional, Taxonomic

Avaliação dos efeitos da plantação de palmas (*Elaeis guineensis*) na conservação de anfíbios anuros na Amazônia oriental

RESUMO

Esta tese analisou os efeitos do cultivo de palmas de dendê (*Elaeis guineensis*) sobre a diversidade taxonômica e funcional de anuros na Amazônia oriental, além de como o grupo responde às variações ambientais nas áreas de cultivo e de florestas ao redor. Fizemos amostragens durante o mês de abril de 2012, 2015 e 2016, usando o método de parcelas de 2100 m² por procura ativa visual e acústica. Durante as coletas de 2016 também foram medidas variáveis microclimáticas (temperatura e umidade do ar) e estruturais do hábitat (profundidade e largura da poça, altura de serrapilheira, abertura de dossel e densidade de árvores) nas áreas de floresta e de plantação de dendê. Observamos maior riqueza e diversidade funcional nas florestas, com diferença na composição de espécies e distribuição dos caracteres funcionais entre esses dois ambientes. Nas plantações de palma de dendê, largura e profundidade do corpo d'água afetaram positivamente a riqueza e abundância total de anuros, respectivamente, enquanto que profundidade do corpo d'água e temperatura diurna tiveram influência na composição de espécies. Nas áreas de floresta, somente a abundância total de anuros foi afetada positivamente pela temperatura diurna e umidade noturna, enquanto que nenhuma variável ambiental afetou a composição de anuros nesse ambiente. Nossos resultados deixam claro que a conversão de hábitats florestais para monoculturas de palma de dendê afeta negativamente a diversidade de anuros tanto no nível taxonômico quanto funcional, tornando cada vez mais necessária a manutenção de florestas ao redor das monoculturas como forma de amenizar seus impactos.

Palavras-chave: Sapos, Floresta tropical, Diversidade, Taxonômica, Funcional

INTRODUÇÃO GERAL

Florestas tropicais são ecossistemas que abrigam uma das maiores diversidades de espécies do planeta. No entanto, tem ocorrido um crescente desmatamento e alterações na paisagem florestal nas últimas décadas, impulsionados principalmente por atividades econômicas, como a extração madeireira, mineração e agropecuária (Gascon et al., 2001, Laurance et al., 2004, Vijay et al., 2016, Austin et al., 2017). Tais alterações geram mudanças diretas e indiretas na estrutura física do hábitat (Camargo & Kapos, 1995; Chen et al., 1999; Laurance, 2004), e deixam o ambiente mais homogêneo e com menos recursos disponíveis (O'Connor, 1991; Zwick, 1992; Benton et al., 2003), levando ao declínio de populações de espécies especializadas em determinado tipo de hábitat e microhabitat (Bender et al., 1998; Williams & Hero, 1998; Devictor et al., 2008).

Entre as atividades econômicas que tem contribuído para aumento do desmatamento na região tropical, destaca-se o cultivo de monoculturas, como o de dendezeiros (*Elaeis guineensis*), que tem crescido na região tropical nos últimos anos em áreas onde antes eram florestas (Fitzherbert et al., 2008). Comparadas a ambientes florestais, nas áreas de monoculturas de dendezeiros, a estrutura da vegetação é mais simples e homogênea, com menor cobertura de dossel, menor densidade de árvores no sub-bosque e ausência de árvores de grande porte e lianas (Fitzherbert et al., 2008; Danielsen et al., 2009; Faruk et al., 2013), ocasionando ausência ou menor quantidade de serapilheira. Toda essa simplificação na estrutura ambiental afeta negativamente a biodiversidade, como documentado para diversos grupos taxonômicos no sudeste asiático (Aratrakorn et al., 2006; Fitzherbert et al., 2008; Turner & Foster, 2009; Fayle et al., 2010; Gillespie et al., 2012; Faruk et al., 2013).

Em comparação a outras oleoginosas, o cultivo de palmas de dendê na região tropical tem se destacado principalmente em virtude da maior rentabilidade, do clima e solo locais

propícios para seu plantio, o que acaba fomentando a conversão de áreas de floresta em áreas de cultivo (Wilcove & Koh, 2010). Países do sudeste da Ásia, como Malásia e Indonésia, são os maiores produtores de palmas de dendê no mundo (USDA, 2015), e também onde grande parte das florestas nativas já foram derrubadas para dar lugar a monoculturas de dendezeiros, o que levou a mudanças drásticas na biodiversidade local (Fitzherbert et al., 2008; Koh & Wilcove, 2008). No Brasil, há grande potencial para o crescimento da produção, por conta de incentivos governamentais (Butler & Laurance, 2009) e por possuir uma grande área florestal na Amazônia com clima e solo adequados para o cultivo (Stickler et al., 2008, Villela et al., 2014). Apesar disso, o Brasil ainda não é um dos líderes mundiais em produção de óleo de dendê (Butler & Laurance, 2009, Villela et al., 2014), o que nos dá uma excelente oportunidade para minimizar os efeitos dessa monocultura sobre a diversidade taxonômica e funcional através do conhecimento de como as espécies estão respondendo a essa perturbação ambiental. Desse modo, poderão ser propostas medidas conservacionistas antes que tais efeitos negativos sejam irreversíveis, como os observados em países no sudeste da Ásia.

Diante desse cenário, o principal objetivo é avaliar os efeitos da plantação de palmas de dendê (*Elaeis guineensis*) e de suas mudanças ambientais sobre a diversidade taxonômica e funcional de anuros na Amazônia oriental. Anuros foram utilizados como modelos para avaliação desses efeitos por se tratar de um grupo bastante sensível a alterações da estrutura da vegetação e do microclima, além de serem fortemente dependentes de microhabitats específicos para sua reprodução (Pyburn, 1970; Duellman & Trueb, 1994; Ruiz-Martínez et al., 2014; Vitt & Caldwell, 2014).

OBJETIVOS

Objetivo geral

Analisar a influência das mudanças ambientais causadas pela plantação de palmas de dendê sobre a diversidade taxonômica e funcional de anfíbios anuros em relação a uma área de floresta tropical úmida adjacente, testando como essas mudanças afetam as distribuições das espécies nesses ambientes.

Objetivos específicos

i) Analisar os efeitos da plantação de dendezeiro sobre a riqueza, composição e abundância total de espécies de anfíbios anuros, e identificar quais espécies são associadas com os ambientes de plantação de dendezeiro e florestas adjacentes. A hipótese é de que em áreas de floresta há maior riqueza e abundância de espécies de anuros, com diferença na composição em relação às áreas de plantação de palmas, devido a maior variedade e complexidade de microhábitat, e teoricamente maior oferta de recursos.

ii) Analisar os efeitos de variações microclimáticas (umidade e temperatura do ar) e de estrutura do hábitat (profundidade e largura das poças, profundidade de serrapilheira, abertura de dossel e densidade de árvores) sobre a riqueza, abundância e composição de espécies de anfíbios anuros em áreas de plantação de palmas e de florestas adjacentes. A hipótese é de que existe variação dos fatores ambientais entre os dois tipos de ambiente, com maior umidade do ar, menor temperatura, e maior cobertura de dossel nas áreas de floresta, afetando a composição de espécies e relacionando-se negativamente com a riqueza, abundância de anuros nos ambientes de plantação de dendezeiro;

iii) Analisar como o cultivo de palmas de dendê afeta a estrutura funcional das assembleias de anuros em ambiente Amazônico e identificar quais traços funcionais se relacionam com cada tipo de ambiente. As hipóteses são de que a diversidade funcional é menor nas áreas de cultivo do que nas áreas de floresta e que há distribuição diferenciada dos caracteres funcionais de anuros entre os dois ambientes, formando grupos de caracteres associados a cada tipo de ambiente.

METODOLOGIA

Área de estudo

Este estudo foi realizado na propriedade do Grupo Agropalma (2° 13' 00'' S a 2° 43' 00'' S e 48° 54' 00'' O a 48° 28' 00'' O), no município de Tailândia do Pará, na Amazônia Oriental, Brasil. Nessa propriedade, 39 000 ha correspondem a plantação de palmas de dendê, enquanto que 64 000 ha correspondem a fragmentos de floresta tropical em contato com a plantação. A área de floresta é composta principalmente por vegetação ombrófila densa de “terra-firme”, com árvores de até 30 m de altura, sub-bosque com presença de lianas e pequenas árvores, serrapilheira com profundidade entre 5-10 cm (Correa *et al.* submetido, capítulo 2), além de corpos d'água temporários e permanentes.

Nas áreas de plantação de palmas de dendê, a estrutura de sub-bosque é menos complexa que nas áreas de floresta (Danielsen *et al.* 2009; Faruk *et al.* 2013), com gramíneas e plantas herbáceas dominando sub-bosque, serrapilheira geralmente ausente, e com presença de corpos d'água temporários que são formados durante a estação de chuva, e que não são conectados a nenhum corpo d'água permanente. Além disso, há presença de vegetação ripária que varia entre 10-30 m de largura, nas áreas de contato entre as plantações e os corpos d'água.

O clima local é do tipo Af equatorial úmido tropical (Köppen 1936; Peel et al. 2007), com estação chuvosa entre dezembro e maio, e um período de pluviosidade reduzida entre junho e novembro. A pluviosidade média anual é de 2344 mm, com pico médio de 427 mm em março e redução média para 54 mm em setembro (Albuquerque et al. 2010). A temperatura média anual é em torno de 26°C, enquanto que a umidade relativa do ar média é em torno de 85% (Oliveira *et al.* dados não publicados).

Desenho amostral

Fizemos três expedições a campo no mês de abril de 2012, 2015 e 2016. Durante as expedições de abril de 2012 e 2015, fizemos amostragens em 12 parcelas nos fragmentos florestais (sete em 2012 e cinco em 2015) e em 11 parcelas em áreas de plantação de palmas de dendê (seis em 2012 e cinco em 2015). Nessas expedições as parcelas tinham forma retangular e mediam 2100 m² (210 m x 10 m). Cada parcela estava conectada um corpo d'água, com a porção de 10 m em paralelo com a margem, enquanto que a porção de 210 m corria de forma perpendicular ao corpo d'água. Na expedição de abril de 2016, foram feitas amostragens em 19 parcelas dentro de fragmentos florestais e em 20 parcelas em áreas de plantação de palmas de dendê, totalizando 39 parcelas. Nessa expedição, cada parcela tinha forma retangular de 2.100 m² (70 m x 30 m), sendo assim mantido tamanho de área semelhante às expedições anteriores. O maior lado da parcela (70 m) sempre estava paralelo com um corpo d'água e com um dos lados em contato com o mesmo, enquanto que os lados de 30 m corriam perpendicularmente ao corpo d'água. Nas três expedições, cada parcela estava a uma distância mínima de 500 m da mais próxima.

Coleta de anuros

Nas três expedições, cada parcela foi vistoriada duas vezes: uma durante o período diurno (entre 14h00 e 17h00) e uma vez durante o período noturno (entre 19h00 e 22h00), como feito na mesma área por Correa et al. (2015). Desse modo, pudemos observar de forma padronizada espécies que entram em atividade em diferentes horários do dia. A procura por anuros foi feita sempre por três a quatro coletores, através do método de procura ativa visual e acústica (reconhecimento de vocalização) (Heyer et al. 1994), com duração entre 60 e 80 minutos cada vistoria, terminando somente depois que toda parcela fosse vistoriada. Em cada parcela foram vistoriados todos os microhábitats disponíveis, como superfície de folhas, troncos, ocos de árvores, serrapilheira e corpos d'água. Para cada indivíduo encontrado, foram coletadas informações de horário, parcela de encontro, microhábitat e sítio de vocalização (quando encontrado em atividade reprodutiva).

Alguns indivíduos foram coletados para a confirmar a identificação até o nível de espécie em laboratório e como material testemunho. Os indivíduos coletados foram acondicionados em sacolas plásticas e levados ao laboratório para serem mortos por superdosagem de anestésico, administrado na região ventral do indivíduo. Em seguida, cada espécime foi fixado em solução formalina 10% e após 48h foram preservados em álcool 70%. Nenhuma das espécies coletadas estava classificada como ameaçada de extinção (IUCN 2015). Todos os espécimes de anuros coletados encontram-se depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará e posteriormente serão encaminhados ao Museu Paraense Emílio Goeldi.

Caracteres funcionais

A escolha dos caracteres funcionais precisa identificar a formação de grupos funcionais nas assembleias biológicas (Ernst et al. 2006). Por isso, selecionamos 31 caracteres funcionais para anuros tanto das áreas de floresta quanto das áreas de plantação de palmas de dendê. Dividimos os caracteres funcionais em oito categorias (adaptado de Ernst et al. 2006): período de atividade; hábitat preferencial dos adultos; período/tipo de reprodução; tipo de corpo d'água usado para reprodução; sítio de vocalização preferencial; local de desova; local de desenvolvimento dos girinos; e cuidado parental (Tabelas detalhadas no Capítulo III). As características relacionadas à reprodução foram baseadas nos critérios de classificação dos modos reprodutivos de Hödl (1990), Duellman & Trueb (1994), Haddad & Prado (2005) e Vitt & Caldwell (2014).

Dados ambientais

Ao final de cada coleta diurna, em cada parcela foram medidas as variáveis ambientais: temperatura do ar, umidade do ar, abertura de dossel, profundidade de serrapilheira, densidade de árvores, largura e profundidade do corpo d'água. Como temperatura e umidade do ar poderiam variar ao longo do dia, essas variáveis também foram medidas ao final de cada coleta noturna, obtendo-se seus valores diurnos e noturnos.

A umidade relativa do ar foi medida com dois termômetros da marca IMPAC[®], sendo um com o bulbo seco e outro com bulbo úmido, enquanto que a temperatura foi medida apenas com o termômetro de bulbo seco, sempre posicionados a 1 m de altura do solo. Medimos a largura da poça com uma fita métrica, que foi esticada de uma margem a outra. Para medir a profundidade do corpo d'água, posicionamos uma régua graduada na vertical até tocar o solo, no centro de cada corpo d'água.

Instalamos quatro microparcelas 10x5 m, uma em cada canto da parcela para mensurar a altura de serrapilheira, o número de árvores e abertura de dossel. Para medir a profundidade da serrapilheira, posicionamos uma régua graduada na vertical em cada microparcela até tocar o solo. Em duas dessas microparcelas de cada parcela, contamos todas as árvores com circunferência à altura do peito maior ou igual a cinco (5) cm para se obter a densidade de árvores.

Para analisar a abertura de dossel, utilizamos o método de fotografia hemisférica (Suganuma et al., 2008), de 2048x1536 pixels. As fotos foram feitas com uma máquina fotográfica digital Sony Cybershot DSC-W35 de 7.2 megapixels, acoplada a uma lente que fornece a abertura de dossel em 180°. Em cada microparcela, a câmera foi posicionada a 0,5 m de altura, com a lente apontada para o céu e sua parte superior voltada para o Norte, sempre entre 15h e 17h45. Em seguida, analisamos as fotografias com o software Gap Light Analyzer 2.0.

Análise de dados

No capítulo I, utilizamos os dados obtidos na expedição de abril de 2012 (sete parcelas em floresta e sete parcelas em plantação de palmas de dendê). Utilizamos um Teste T de Student para analisar a diferença na riqueza de espécies e número de indivíduos entre os ambientes de floresta e plantação de palmas. Para testar a diferença na composição de espécies entre os dois ambientes, utilizamos uma Análise de Similaridade (ANOSIM), seguida de um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para visualizar possíveis diferenças entre os habitats. Em seguida, utilizamos um teste de IndVal para analisar a associação das espécies com cada tipo de habitat.

No capítulo II, utilizamos os dados coletados na expedição de abril de 2016 (19 parcelas em floresta e 19 parcelas em plantação de palmas de dendê). Fizemos uma

correlação de Spearman para testar o grau de correlação entre as variáveis ambientais e selecionar quais seriam utilizadas nas análises seguintes. Para testar se as variáveis ambientais diferem entre os dois ambientes, utilizamos uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), seguida de uma análise dos componentes principais (PCA) para visualizar as diferenças. Para testar a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza e abundância das espécies de anuros, fizemos para cada ambiente modelos de regressão múltipla com o método de seleção *stepwise*. Para testar a influência das variáveis ambientais sobre a composição de espécies, utilizamos uma análise de correspondência canônica (CCA) para cada ambiente, seguida de uma análise de variância (ANOVA) com 1000 permutações, para testar a significância da CCA.

No capítulo III, utilizamos os dados coletados nas três expedições. Para analisarmos a diversidade funcional nos dois ambientes, primeiramente obtivemos o índice de diversidade funcional (FD) em cada parcela de cada ambiente, variando de 0 a 1. Em seguida, testamos a diferença de FD entre os dois ambientes utilizando uma Análise de co-variância (ANCOVA), tendo como variáveis categóricas os tipos de ambiente, a riqueza de espécies foi a co-variável, enquanto que FD foi a variável dependente. Em seguida, testamos a diferença na distribuição dos caracteres funcionais entre os ambientes utilizando uma PERMANOVA com 10000 permutações, seguida de uma PCA para visualizar a distribuição dos caracteres funcionais entre a floresta e a plantação de palmas de dendê.

ESTADO ATUAL DE CONHECIMENTO

Os efeitos da plantação de palmas de dendê são bem documentados no sudeste da Ásia, especialmente na Malásia, Indonésia e Borneo (Aratrakorn et al., 2006; Fitzherbert et al., 2008; Turner & Foster, 2009; Fayle et al., 2010; Gillespie et al., 2012; Faruk et al., 2013),

que são os maiores produtores mundiais. Em todos esses estudos, foram constatadas grandes perdas de espécies, principalmente nos habitats alterados.

No caso do Brasil, esse cultivo tem se expandido nos últimos anos, e diferente de como tem sido conduzido no sudeste asiático, algumas florestas ainda estão sendo mantidas. No entanto, pouco ainda se conhece sobre como as espécies estão respondendo a essa mudança no habitat, sendo tal conhecimento bastante restrito principalmente a aves (Almeida et al. 2016) e Heteroptera (Cunha et al. 2015, Cunha & Juen 2017). Desse modo, é urgente obter informações de como outros grupos taxonômicos estão respondendo a essa alteração no habitat, para que se possa elaborar planos de conservação, antes que os efeitos sejam irreversíveis.

CONCLUSÕES GERAIS

O cultivo de palmas de dendê tem crescido cada vez mais na região tropical, em especial na Amazônia, sendo inevitável a expansão desse cultivo por questões econômicas. Nesse estudo ficou claro que as plantações de palmas de dendê afetam fortemente a biodiversidade, como no caso de anuros, tanto a nível taxonômico como funcional.

No caso da diversidade taxonômica, apesar dos efeitos negativos da plantação de palmas de dendê sobre a diversidade, foi possível observar que foram menos severos outros tipos de monoculturas de outros estudos. No entanto, nas áreas florestais foram observadas espécies associadas com esse habitat, enquanto que nenhuma espécie foi associada ao ambiente de monocultura, destacando-se a importância da manutenção de áreas florestais, como forma de se preservar a diversidade regional de anuros.

Ao analisar a variação ambiental causada pela conversão de floresta em monoculturas de palmas de dendê, observamos que na última, as variações estruturais do habitat e

microclimática entre as parcelas foram mais acentuadas do que na floresta. Isso se refletiu na diversidade de anuros, que foi pouco afetada nas áreas florestais, mas foram bastante afetadas nas áreas de plantação de palmas de dendê, sugerindo-se que nesse último ambiente, as variações ambientais podem estar acima do limite de tolerância das espécies, o que inviabiliza a sobrevivência de espécies características de floresta.

Além de afetar a diversidade taxonômica, a conversão do hábitat afetou negativamente a diversidade funcional de anuros. Determinados caracteres funcionais foram encontrados com maior frequência nas florestas, especialmente aqueles associados a microhábitats muito específicos. Por outro lado, nas plantações de palmas de dendê, só foram observados com frequência os caracteres menos complexos, característicos de espécies generalistas.

Com todos esses efeitos negativos evidenciados nos resultados desse estudo, sugerimos que as florestas ao redor das áreas de plantação de palmas de dendê sejam mantidas, como forma de amenizar os efeitos negativos dessa monocultura sobre a biodiversidade, mantendo-se a funcionalidade e processos ecossistêmicos ao mesmo tempo que se produz óleo de palmas de dendê na Amazônia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, S. M., Silva, L. C., Cardoso, M .R., Cerqueira, P. V., Juen, L. & Santos, M. P. D. 2016. The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology*, 32: 510-525.
- Aratrakorn, S.; Thunikorn, S.; Donald, P. F. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International*, 16: 71-82.

- Austin, K. G., Gonzáles-Roglich, M., Schaffer-Smith, D., Schwantes, A. M., Swenson, J. J. 2017. Trends in size of tropical deforestation events signal increasing dominance of industrial-scale drivers. *Environmental Research Letters*, 12: 054009.
- Bender, D. J., Contreras, T. A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79: 517-533.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 182-188.
- Butler, R. A.; Lurance, W. F. 2009. Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Tropical Conservation Science*, 2: 1-10.
- Camargo, J. L. C & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazon forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205-221.
- Chen, J., Saunders, S. C., Crow, T. R., Naiman, R. J., Brososke, K. D., Mroz, G. D., Brookshire, B. L. & Franklin, J. F. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *Bioscience*, 49: 288-297.
- Cunha, E. J., Montag, L. F. A. & Juen, L. 2015. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*, 52: 422-429.
- Cunha, E. J. & Juen, L. 2017. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation*, 21: 111-119.
- Danielsen, F., Beukema, H., Burgess, N. D., Parish, F., Brühl, C. A., Donald, P. F., Murdiyarso, D., Phalan, B., Reijnders, L., Struebig, M. & Fitzherbert, E. B. 2009.

- Biofuel plantations on forested lands: Double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology*, 23: 348-358.
- Devictor, V., Julliard, R. & Jiguet, F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117: 507-514.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994. *Biology of amphibians*. 2nd ed. The John Hopkins University Press, United States, 670 pp.
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Knell, R. J. & Garner, T. W. J. 2013. Effects of oil-palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conservation Biology*, 27: 615-624.
- Fayle, T. M., Turner, E. C., Snaddon, J. L. Chey, V. K. Chung, A. Y. C., Eggleton, P. & Foster, W. A. 2010. Oil palm expansion into rain forest greatly reduces and biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. *Basic and Applied Ecology*, 11: 337-345.
- Fitzherbert, E. B.; Struebig, M. J.; Morel, A.; Danielsen, F.; Brühl, C. A.; Donald, P. F.; Phalan, B. 2008. How will oil-palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 538-545.
- Gascon, C., Bierregaard-Jr., R. O., Laurance, W. F. & Rankin-de-Merona, J. 2001. Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. In: Bierregaard-Jr., R. O., Gascon, C., Lovejoy, T. E. & Mesquita, R. *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. pp. 22-30. Yale University Press, United States of America.

- Gillespie, G. R., Ahmad, E., Elahan, B., Evans, A., Ancrenaz, M., Goossens, B.; Scroggie, M. P. 2012. Conservation of Amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation*, 152, 136-144.
- Koh, L. P. & Wilcove, D. S. 2008. Is oil-palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters*, 1: 60-64.
- Laurance, W.F., Albernaz, A. K. M., Fearnside, P. M., Vasconcelos, H. L. & Ferreira, L. V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science*, 304: 1109.
- Laurance, W. F. 2004. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359: 345-352.
- O'Connor, N. A. 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonizing wood substrates in a low land stream. *Oecologia*, 85: 505-512.
- Pyburn, W. F. 1970. Breeding behavior of the leaf-frogs *Phyllomedusa callidryas* and *Phyllomedusa dacnicolor* in Mexico. *Copeia*, 1970: 209-218.
- Ruiz-Martínez, L., Alvarado-Díaz, J., Suazo-Ortuño, I. & Pérez-Munguía. 2014. Diet of *Ambystoma ordinarium* (Caudata: Ambystomatidae) in undisturbed and disturbed segments of a mountain stream in the trans-Mexican Volcanic Belt. *Salamandra*, 50: 63–70.
- Stickler, C.; Coe, M.; Nepstad, D.; Fiske, G.; Lefebvre, P. 2008. Ready for REDD? A preliminary assessment of global forested land suitability for agriculture. Woods Hole Research Center, Massachusetts

- Turner, E. C.; Foster, W. A. 2009. The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 25: 23-30.
- USDA 2009. Production, Supply and Distribution Online. Foreign Agricultural Service. Acessado em 14/03/2016.
- Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J. 2016. The impacts of oil palm on recent deforestation and biodiversity loss. *Plos One*, 11: e0159668.
- Villela, A. A., Jaccoud, D., Rosa, L. P., Freitas, M. V. 2014. Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. *Biomass and Bioenergy*, 67: 270-278.
- Vitt, L. J.; Caldwell, J. P. 2014. *Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles*. 4th ed. Academic Press, United Kingdom, 757 pp.
- Wilcove, D. S.; Koh, L. P. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil palm agriculture. *Biodiversity and Conservation*, 19, 999-1007.
- Williams, S. E.; Hero, J. 1998. Rainforest frogs of the Australian wet tropics: guild classification and the ecological similarity of declining species. *Proceedings of the Royal Society of London*, 265: 597-602.
- Zwick, P. 1992. Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 1: 80-97.

CAPÍTULO I

EFEITOS DA PLANTAÇÃO DE PALMAS DE DENDÊ SOBRE A DIVERSIDADE DE ANUROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Este capítulo foi publicado na revista *Animal Biology* (ISSN: 1570-7555), no ano de 2015, volume 65, fascículo 3, páginas 321-335, sendo aqui apresentado dentro das normas de submissão da revista (exceto numeração das linhas e apresentação de figuras e tabelas, por sugestão da banca), incluindo o idioma. Como foi publicado antes de uma revisão taxonômica recente de uma Família, as espécies continuam na nomenclatura anterior.

Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon

Fabricio S. Correa^{1,3,*}, Leandro Juen^{1,2}, Lenise C. Rodrigues^{3,4}, Heriberto F. Silva-Filho^{1,3}
& Maria C. Santos-Costa^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brazil

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

³Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

⁴Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Tomé-Açu, Tomé-Açu, Pará, Brazil

*Corresponding author. Tel: +55 91 81469279. E-mail: fsc182@yahoo.it

Abstract

The extent of land use for oil palm plantations has grown considerably in the tropics due to climate, appropriate soil conditions for cultivation and its profitability. However, oil palm plantations may endanger biodiversity through reduction and fragmentation of forest areas. Herein we analyzed the effects on anuran species richness, composition and total abundance in oil palm plantations and surrounding forests in eastern Amazon. We installed seven plots in oil palm plantations and seven plots in surrounding forests, which we surveyed for the presence of anurans through active visual and acoustic surveys during periods of high and low rainfall levels. Anuran assemblages found in forests and oil palm plantations differed in species richness and composition, with a loss of 54% of species in oil palm plantations. No difference was observed in total abundance of anurans between

both environments. While conversion of forests to oil palm plantations may result in less negative impacts on anuran diversity than other types of monocultures, such loss is nevertheless high, making the maintenance of relatively greater forested areas around oil palm plantations necessary in order to conserve anuran diversity.

Keywords: Amphibians, biodiversity, *Elaeis guineensis*, frogs, monoculture, rainforest

Introduction

Deforestation rates in the Amazon have been increasing since the 1970s (Fearnside, 2005), stimulated mainly by economic activities, such as agriculture, mining and logging (Gascon et al., 2001; Laurance et al., 2004). Such disturbances and reduction of forested areas have caused the loss of habitat for many species (Brook et al., 2003; Sohdi et al., 2004; Gallant et al., 2007), which may be the result of abiotic alterations (Murcia, 1995), loss of reproductive habitats (Guerry & Hunter 2002) as well as the decrease of species occurrence areas and isolation of populations (Fahrig, 2003).

The negative effects of habitat loss vary considerably according to each ecological group, functional role, eco-physiological requirements (Bender et al., 1998; Koh et al., 2004), and the ability to use matrix habitats (Laurance, 1991; Tocher, 1996). Species that are habitat specialists are more likely to suffer reduction in their population sizes because these species have a smaller niche breadth and use a smaller variety of resources from their habitat than habitat generalist species with a larger niche breadth (Kassen, 2002; Marvier et al., 2004). Thus, habitat disturbances cause changes in species diversity according to their levels of habitat specialization (Tocher, 1996; Devictor et al., 2008).

In recent decades, studies have shown that different types of land use affect biodiversity in tropical regions (Aratrakorn et al., 2006; Fitzherbert et al., 2008; Wanger

et al., 2010; Bitar et al., 2015), and help us to better understand how the impacts of changes in land use are different among taxa. For example, in *Eucalyptus* plantations in the Brazilian Amazon, different taxa (plants, invertebrates and vertebrates) showed different relationships to the effects of habitat alterations. In that study, higher species richness of plants, birds, mammals and leaf-litter amphibians was observed in primary forest than in disturbed areas, whereas the opposite was observed for other taxa (e.g., flies and moths; Barlow et al., 2007). Similar results were found in a national park and surrounding areas in the Dominican Republic, indicating that landscape alterations caused by agricultural activity result in loss of microhabitats, which in turn have negative effects on lizard species richness (Glor et al., 2001).

Among the types of monocultures that have been expanding in the tropics, oil palm (*Elaeis guineensis*) cultivation has increased more greatly than other oilseeds. Such increase happens mainly because of favorable climate, fertile soil for its cultivation and higher profitability, which stimulates conversion of forests to oil palm plantations (Wilcove & Koh, 2010). In oil palm plantations, vegetation structure is homogeneous and less complex than in forests, with lower canopy cover, lower tree density in the understory, and absence of lianas and large trees (Danielsen et al., 2009; Faruk et al., 2013). Such structural homogenization may cause significant loss of biodiversity (Fitzherbert et al., 2008; Fayle et al., 2010), as observed in assemblages of tropical butterflies (Koh & Wilcove, 2008) and ants (Fayle et al., 2010), which were estimated to have reduced up to 81% in species richness in oil palm plantations. In the case of vertebrates (e.g., birds, lizards and mammals), conversion of forests to oil palm plantations caused reduction in species richness of at least 62%, with replacement of species with restricted distribution and high conservation value by species with large

distribution and low conservation value (Aratrakorn et al., 2006; Danielsen et al., 2009, Lees et al., 2015).

In the case of tropical amphibians, species composition, abundance and distribution are highly dependent on the environment. Therefore, changes in habitat structure may result in severe consequences for amphibian assemblages (Hillers et al., 2008; Von May et al., 2009; Von May et al., 2010), due to reduction in resource availability (O'Connor, 1991; Zwick, 1992; Benton et al., 2003), and alterations in the levels of air humidity and pond hydroperiod, which may affect embryo development and consequently amphibian breeding success (Pyburn, 1970; Neckel-Oliveira, 2004; Neckel-Oliveira, 2007). In tropical regions, amphibian species diversity tends to be higher in forest areas than in open areas or plantations (Gardner et al., 2007; Bitar et al., 2012; Bitar et al., 2015). Also in disturbed areas, changes may occur in species composition and abundance (Heinen, 1992; Hillers et al., 2008), with a preponderance of habitat generalists (Marvier et al., 2004; Devictor et al., 2008).

The few studies to date that evaluated the effects of oil palm plantations on amphibian diversity were conducted in Southeast Asia (Gillespie et al., 2012; Faruk et al., 2013), where land use for such cultivation is intense (Koh & Wilcove, 2008). In the case of the Neotropical region, only Gilroy et al. (2015) analyzed the effects of oil palm plantations on herpetofauna, although they did not analyze such effects on amphibians and reptiles separately. Although almost half of the Brazilian Amazon is suitable for oil palm cultivation, Brazil is not yet a global leader on palm oil production (Butler & Laurance, 2009), which provides an opportunity to evaluate the effects of forest conversion to oil palm plantations before such effects are irreversible for biodiversity, prepare conservation plans to be used by palm oil producers and consider laws that mitigate any negative impacts on biodiversity.

We conducted a study in oil palm plantation areas and surrounding forests in eastern Amazon in order to answer the following questions: i) Do anuran species richness, abundance and composition differ between forest and oil palm plantation areas? ii) What are the species and how much are they associated with forest habitat and/or oil palm plantations? We hypothesized that forests and oil palm plantations differ in anuran species composition, with more species and individuals in forests than in oil palm plantations. In addition, we expected to find species that are associated with each habitat type, with more species showing a positive association with forests where a greater diversity of microhabitat and other resources are available.

Material and methods

Study site

The study took place in the property of AGROPALMA Company (2° 13' 00'' S to 2° 43' 00'' S and 48° 54' 00'' W to 48° 28' 00'' W), in the municipality of Tailândia, in the Brazilian State of Pará, in eastern Amazon (fig. 1). In this property, 39000 ha of the land are used for oil palm cultivation, whereas 64000 ha of the property are distributed in eight fragments of tropical rainforest.

The study area is covered mostly by dense “terra-firme” rainforest, with canopy trees of over 30 m in height. The understory was dominated by small trees and lianas, with leaf-litter depth around 5-10 cm (pers. observation). In addition, there were both temporary and permanent water bodies. The oil palm plantation areas in this study were 10-20 years old. In areas of oil palm plantation, the understory structure is less complex than in forests, with lower microhabitat diversity (Danielsen et al., 2009; Faruk et al., 2013). In our study area, each palm distanced 9 m from each other, and the understory was dominated by gramineans and herbaceous plants (pers. observation), with leaf-litter

depth around 0-10 cm. In addition, there were temporary water bodies formed during rainy season which were not connected to permanent water bodies in plantation areas. In addition, there were strips of native riparian vegetation that vary between 10 and 30 m in length on contact areas between oil palm plantations and water bodies.

The local climate is humid equatorial, with a marked rainy season between December and May, and a period of reduced precipitation between June and November. Mean annual rainfall is 2344 mm, with mean peak of 427 mm in March and a maximum of 54 mm in September (Albuquerque et al., 2010). Mean annual temperature is approximately 26°C, and mean relative humidity of the air approximately 85% (Oliveira et al., unpublished results).

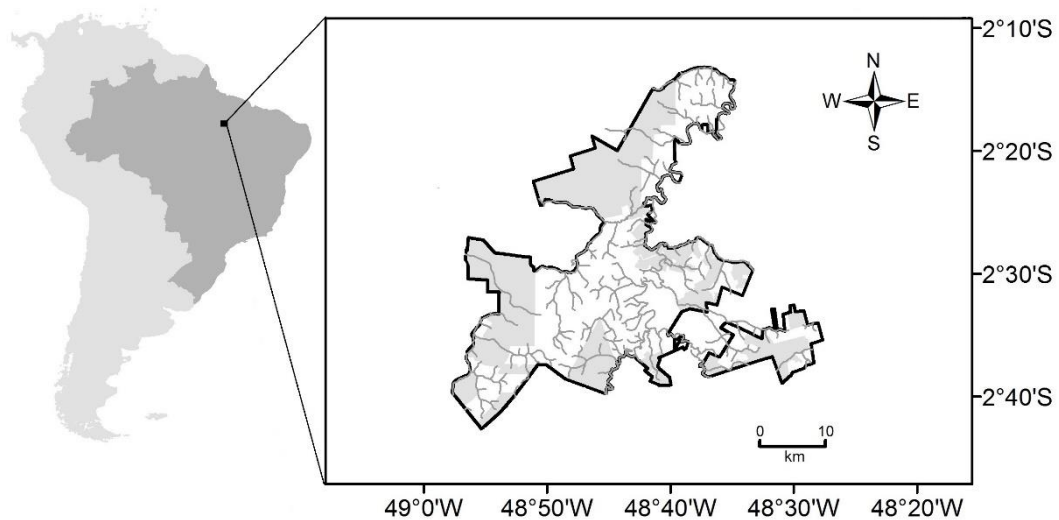


Fig. 1. Map of study site within the property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon, showing forested areas (shaded areas) and disturbed areas, where oil palm plantations are located (unshaded areas).

Sampling design and data collection

Fieldwork was conducted in April 2012 (rainy season) and between November and December 2012 (dry season), totaling 28 days of data collection. Although Albuquerque et al. (2010) consider December a rainy month in the region, during fieldwork it did not rain. For that reason, we considered December 2012 as a dry month. We installed seven plots inside the forest fragments and seven plots in oil palm plantations, totaling 14 plots (in both seasons) distant more than 1 km from each other, as used in other studies in Amazon (e.g., Menin et al., 2011). All the forest plots were located at least one kilometer from the forest edge in order to avoid the influence of other effects that were beyond the scope of this study, such as edge effects. In each habitat type (forest and oil palm plantation), we installed rectangular plots of 2100 m² (210 m x 10 m). The 10 m sides were always parallel to the margins of a water body, with one side forming a contact area between the plot and the water body. The 210 m sides covered the “terra-firme” area of the plot and were always perpendicular to the margins of a water body. In seven out of eight forest fragments, there were water bodies. Therefore, each plot inside the forest represented one forest fragment. Each plot was georeferenced with a Garmin[®] GPS.

We surveyed all the 14 plots for the presence of anurans once during the rainy season and once during the dry season. In each plot, the surveys were conducted during diurnal period (between 14:00 and 17:00) and during nocturnal period (between 19:00 and 22:00), and were based in active visual and acoustic (vocalization recognition) searches. During each survey three or four trained personnel moved systematically through the plot looking for anurans in a number of different substrates, such as water bodies, leaf litter, trunks, tree holes and leaf surface.

We collected some individuals for deposition in scientific collections as voucher specimens to confirm identification. Those individuals were collected in plastic bags and transported to the laboratory to be killed by anesthetic overdose, injected under their left

arm. All individuals were preserved in 10% formalin, and after 48 hours they were transferred to 70% alcohol. None of the species collected are threatened to extinction (IUCN, 2014). All anuran specimens collected are temporarily deposited in the Herpetological Collection of Universidade Federal do Pará and will then be deposited in the Herpetological Collection of Museu Paraense Emílio Goeldi.

Data analysis

We considered each plot as one independent sample unit. We did not separate our data between seasons, as it was not our objective and at least seven months separated our data collection. In addition, by not separating our data between seasons, we reduced residual effects that seasonality may cause. Thus, all analyses were run among the plots, which were considered as replicates in our analyses and divided into two treatments (forest and oil palm plantation). To test the hypothesis that anuran species richness and total anuran abundance differ between forest and oil palm plantation, we used models of Student's *t* test (Zar, 2010). Species richness and abundance were quantitative variables with habitat type (forest and oil palm plantations) as the categorical variables. According to Shapiro-Wilk test and Levene's test, our data had normal and homogeneous distribution, respectively.

To test the hypothesis that anuran species composition differ between forest and oil palm plantation, we used a non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination. We used logarithmic transformation ($\text{Log} + 1$) on abundance data for each plot. Then we used Bray-Curtis similarity to generate a distance matrix between our samples (Gotelli & Ellison, 2004). We performed an Analysis of Similarity (ANOSIM) using data from the NMDS ordination to analyze variations in species composition between the two habitat types (Clarke, 1993).

To test the association of anuran species with their habitat (forest or oil palm plantation) we used IndVal analysis (Cáceres & Legendre, 2009), which allowed us to obtain the degree of association of each species with their habitat. After that, we tested IndVal statistical significance with a Monte Carlo test with 5000 permutations and 0.05 significance level (Gotelli & Ellison, 2004). All analyses were run using R project software, packages Permute and Vegan (R Development Core Team, 2013).

Results

We recorded 333 individuals representing 33 species and nine Families. The most diverse family was Hylidae (13 species), followed by Leptodactylidae (seven species), Bufonidae (six species), Microhylidae (two species), Aromobatidae, Centrolenidae, Ceratophrydae, Craugastoridae and Dendrobatidae (one species each).

We found higher anuran species richness in forests than in oil palm plantations ($t_{12} = 2.534$; $P = 0.026$). In each forest plot, mean number of species was 2.43 higher than in oil palm plantation plots (table 1), showing a reduction of 26.9% in species richness in oil palm plantations. Total anuran abundance did not differ between forests and oil palm plantations ($t_{12} = -0.027$; $P = 0.978$; table 1). Evaluation of the community composition revealed that 54% of the species found in forests were not found in oil palm plantations (fig. 2), indicating a much greater loss of species than indicated by the species richness analysis. The most abundant species in oil palm plantations were *Physalaemus ephippifer*, followed by *Hypsiboas multifasciatus* and *Scinax nebulosus*, whereas the most abundant species in forests were *Anomaloglossus* sp., followed by *Adenomera* sp. and *Trachycephalus resinifictrix* (fig. 2).

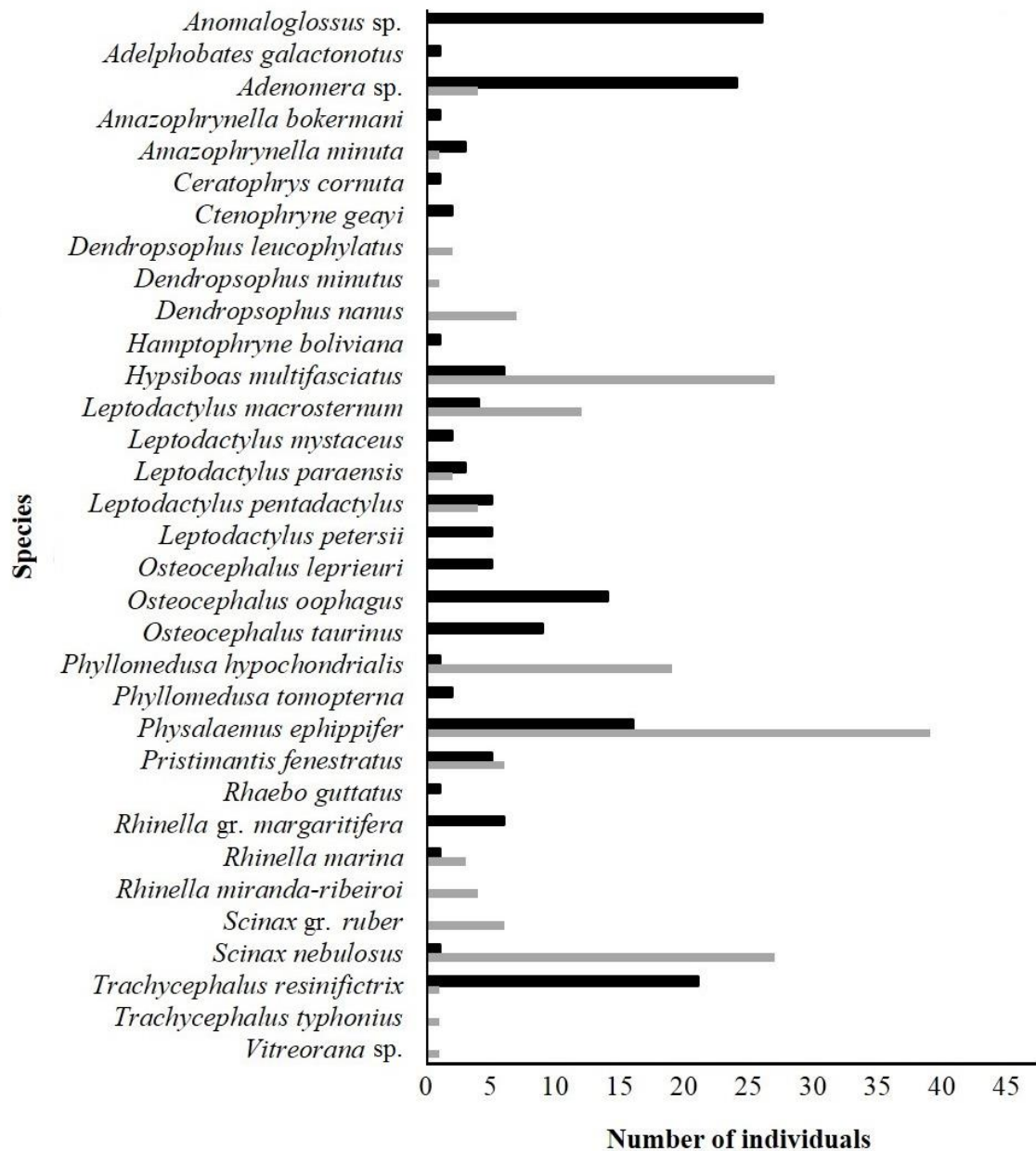


Fig. 2. Anuran species abundance observed in forest and oil palm plantation areas within property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon. Black bars indicate abundance in forest; gray bars indicate abundance in oil palm plantation.

Table 1. Anuran species richness and abundance in forest and oil palm plantation areas in property of AGROPALMA Company, in eastern Amazon.

	Anuran species richness			Anuran abundance		
	<i>N</i>	Mean	SD	<i>N</i>	Mean	SD
Forest	26	8.857	1.676	166	23.714	8.159
Oil palm	19	6.428	1.902	167	23.857	10.844

Abbreviations and symbols: *N*, number of individuals; SD, standard deviation.

According to NMDS ordination and ANOSIM, anuran species composition differed between forests and oil palm plantations (STRESS = 0.15, $R = 0.512$, $P = 0.004$, fig. 3). From the 33 species recorded, 14 (42.4%) were found only in forests, whereas seven (21.2%) were found only in oil palm plantations, and 12 (36.4%) were found in both habitat types. In addition, according to IndVal analysis, three out of 33 anuran species were associated with forest, whereas no species was associated with oil palm plantation (table 2).

Table 2. Species dominance and results of IndVal test, showing to which habitat type each species was more associated and which associations were significant (bold type).

Species	DFO (%)	DOP (%)	MHT	IV	<i>P</i>
<i>Adelphobates galactonotus</i>	15.66		Forest	14.3	1
<i>Adenomera</i> sp.	14.46	2.40	Forest	66.3	0.045
<i>Amazophrynella bokermanni</i>	0.60		Forest	14.3	1
<i>Amazophrynella minuta</i>	0.60		Forest	32.1	0.563
<i>Anomaloglossus</i> sp.	1.20		Forest	57.1	0.066

<i>Ceratophrys cornuta</i>	0.60		Forest	14.3	1
<i>Ctenophryne geayi</i>	1.81	0.60	Forest	14.3	1
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>		1.20	Oil palm	14.3	1
<i>Dendropsophus minutus</i>		0.60	Oil palm	14.3	1
<i>Dendropsophus nanus</i>		4.19	Oil palm	42.9	0.186
<i>Hamptophryne boliviana</i>	0.60		Forest	14.3	1
<i>Hypsiboas multifasciatus</i>	3.61	16.17	Oil palm	43.7	0.158
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	2.41	7.19	Oil palm	48.5	0.373
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	1.20		Forest	14.3	1
<i>Leptodactylus paraensis</i>	3.01		Forest	28	0.541
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	1.81	1.20	Forest	33.8	0.524
<i>Leptodactylus petersii</i>	3.01	2.40	Forest	28.6	0.464
<i>Osteocephalus leprieuri</i>	3.01		Forest	14.3	1
<i>Osteocephalus oophagus</i>	8.43		Forest	57.1	0.075
<i>Osteocephalus taurinus</i>	5.42		Forest	71.4	0.023
<i>Phyllomedusa hypochondrialis</i>	0.60	11.38	Oil palm	51.6	0.118
<i>Phyllomedusa tomopterna</i>	1.20		Forest	14.3	1
<i>Physalaemus ephippifer</i>	9.64	23.35	Oil palm	53.8	0.241
<i>Pristimantis fenestratus</i>	3.01	3.59	Oil palm	24.1	0.929
<i>Rhaebo guttatus</i>	0.60		Forest	14.3	1
<i>Rhinella gr. margaritifera</i>	3.61		Forest	42.9	0.188
<i>Rhinella marina</i>	0.60	1.80	Oil palm	9.5	1
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>		2.40	Oil palm	14.3	1
<i>Scinax nebulosus</i>	0.60	16.17	Oil palm	37.6	0.316
<i>Scinax gr. ruber</i>		3.59	Oil palm	42.9	0.203

<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	12.65	0.60	Forest	65.5	0.042
<i>Trachycephalus typhonius</i>		0.60	Oil palm	14.3	1
<i>Vitreorana</i> sp.		0.60	Oil palm	14.3	1

Abbreviations and symbols: DFO, dominance in forest; DOP, dominance in oil palm plantations; MHT, main habitat type; IV, observed indicator value; *P*, significance value of IndVal test.

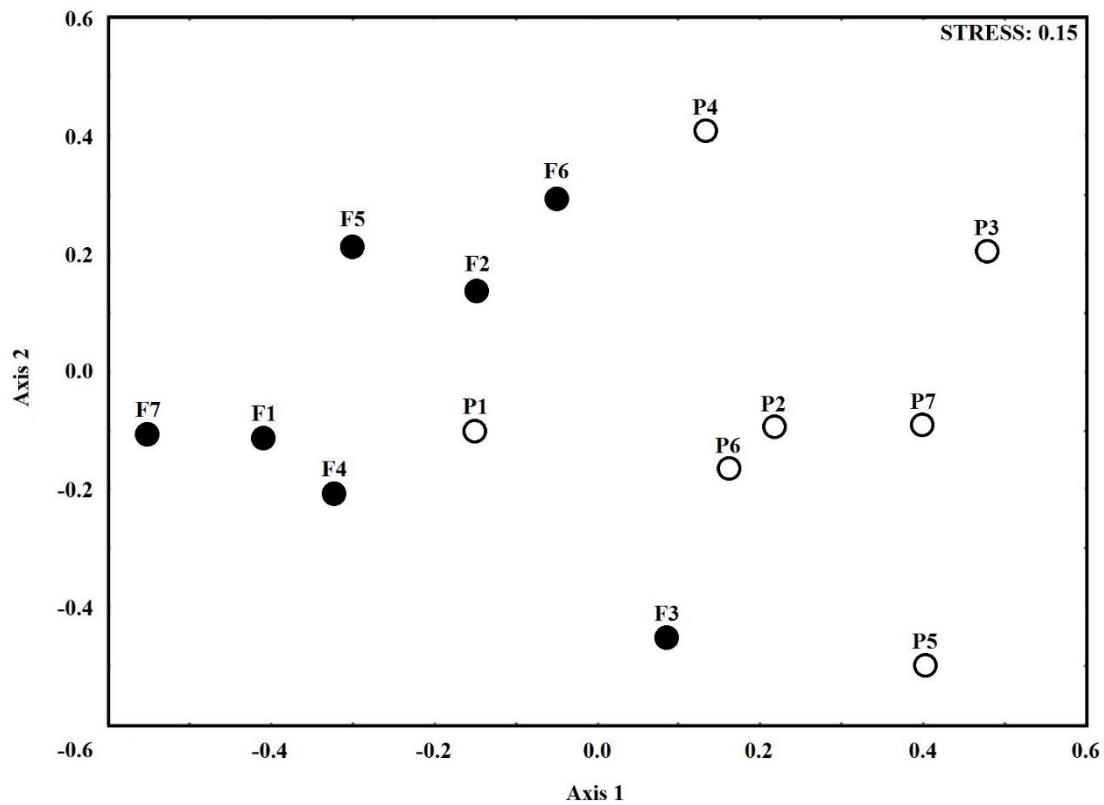


Fig. 3. Non-metric multidimensional scale showing the difference in species composition between forest and oil-palm plantation areas within property of AGROPALMA Company in eastern Amazon (Filled circles = forest; empty circles = oil-palm plantation).

Discussion

The anuran assemblages in forests and oil palm plantations differed in species richness and composition, but not in anuran total abundance. Although total abundance was similar in both habitat types, species abundances were more homogeneous in forests, whereas in oil palm plantations *Physalaemus ephippifer*, *Hypsiboas multifasciatus* and *Scinax nebulosus* were the dominant species. Reports from IUCN (2014) indicate that those species are very adaptable to a variety of anthropogenic habitats, benefiting from habitat disturbances (e.g., conversion of forests to pasturelands and monocultures). In fact, as observed in our study, those species seem to benefit from conversion of forest to oil-palm plantations, since they are dominant and more abundant in a disturbed habitat than in forests. According to Julliard et al. (2006), habitat generalist species prefer unstable sites because there the competition with habitat specialist species is more relaxed, which possibly allows rapid growth of their populations.

Some anuran species are habitat specialists because of their reproductive modes or diet, whereas other species are habitat generalists (Vitt & Caldwell, 2009), which may be relatively unaffected by environmental changes (Henderson & Powell, 2001). Species that are specialists in the use of microhabitats in forests are unable to persist in disturbed habitats (Hillers et al., 2008; Von May et al., 2009; Von May et al., 2010), such as oil palm plantations. Hence, habitat generalists tend to dominate disturbed habitat types (Aratrakorn et al., 2006; Danielsen et al., 2009), where the loss of some structural aspects of forest environments (e.g., streams or ponds and bigger trees; Vallan, 2002), results in the loss of microhabitats (Inger & Cowell, 1977), as we observed for the three dominant species in plantations.

The less structural complexity in oil palm plantations (Danielsen et al., 2009; Faruk et al., 2013) results in a reduction in the number of microhabitats available to anurans when

compared to forest habitats (Faruk et al., 2013). Such reduction in microhabitat availability may result in the loss of plant diversity (i.e., microhabitats to amphibians; Vallan, 2002). Consequently, it leads to a decrease in population sizes of habitat specialist species and allows an increase in population sizes of habitat generalist species (Tocher, 1996; Devictor et al., 2008), negatively affecting species richness and composition, as observed in our results. For example, we observed decrease on the abundance of *Trachycephalus resinifictrix* in plantation areas. That species depends on specific microhabitats found mainly in forest (tree holes in canopy; Schiesari et al., 2003), but are not found in plantation areas.

In a study conducted in another type of monoculture (abandoned cacao plantations), two hypotheses were proposed to explain the lower anuran diversity in plantation areas: a) lower anuran diversity is related to lower complexity in vegetation structure in plantation areas; b) some species are unable to persist through disturbances in new habitats, so some time would be necessary for an increase in species abundances (Heinen, 1992). In our study, only the first hypothesis seems to be applicable to the results, because in oil palm plantations, the understory is mainly composed by gramineans and herbaceous plants, with temporary water bodies, which favor habitat generalist species. In addition, the number of microhabitats available in oil palm is much lower than in forest habitats (Faruk et al., 2013), which negatively affects habitat specialists (Hillers et al., 2008; Von May et al., 2009; Von May et al., 2010). The second hypothesis does not explain our results, because even if 10-20 years (age of oil palm plantations that we sampled) would be time enough for anuran populations to recover, the microhabitats are still unavailable because workers and big machines periodically disturb the environment.

We observed that at least 42% of the species were exclusively from forests, indicating that almost half of the species found in the area are unable to persist in disturbed habitats.

Such results may be explained by their reproduction. Some amphibian species are dependent on some microhabitats and microclimatic characteristics found only in forest habitats (Vallan, 2002; Haddad and Prado, 2005; e.g., *Trachycephalus resinifictrix*). The species we found in oil palm plantations are more generalist in their reproductive modes, laying their eggs directly into the water (e.g., *Hypsiboas multifasciatus*, *Scinax nebulosus*) or in foam nests built on the margins of temporary ponds (e.g., *Physalaemus ephippifer*). In addition, those species do not use more complex vegetation (e.g., arboreal vegetation) as breeding sites (Hödl, 1990). In contrast, in forest areas we found species with more generalized reproductive modes, which lay their eggs directly into the water, and species with more specialized reproductive modes, that use arboreal vegetation in different stages of their reproduction, such as *Trachycephalus resinifictrix* (Hödl, 1991; Schiesari et al., 2003), which was one of the most abundant species in forests.

The species *Trachycephalus resinifictrix*, *Osteocephalus taurinus* and *Adenomera* sp. were significantly associated with forest, as was also observed in other studies in the Amazon (Duellman, 1978; Lima et al., 2006). Their reproductive modes seem to favor their occurrence in forested areas. For example, *T. resinifictrix* males use tree holes in heights close to the canopy as a chamber to amplify their vocalizations, where their tadpoles complete aquatic development (Hödl, 1991; Schiesari et al., 2003; Lima et al., 2006). In turn, although *Osteocephalus taurinus* lays their eggs directly into the water, it seems to happen in areas of primary or secondary forests, being a species that depends on arboreal vegetation as vocalization sites and refuge against predators (Gascon, 1993; Lima et al., 2006). In the case of *Adenomera* sp., species in this genus lay their eggs in foam nests out of the water, where tadpole development takes place (Duellman, 1978; Lima et al., 2006), requiring high levels of air humidity to prevent desiccation of the eggs

and loss of the offspring. Besides, males of *Adenomera* species call hidden under leaf-litter (Duellman, 1978; Lima et al., 2006), which usually is lacking in disturbed areas.

The species composition analysis shows us that the loss of forest species was much greater (54%) than indicated by the species richness analysis, which indicated a difference of 26.9% in species richness between both habitats. The disparity between the species richness and composition results was due to the replacement of species, with more generalist species not found in forests occupying oil palm plantations. In comparison to other studies, the loss of anuran species that we observed (54%) was smaller than that observed for other taxa, such as ants, butterflies and birds in Southeast Asia (60-81%; Aratrakorn et al., 2006; Koh & Wilcove, 2008; Fayle et al., 2010, Lees et al., 2015). Although the loss of species in our study (54%) seems to be smaller than in other studies, such loss of species is considered high, indicating that the conversion of forest habitats to oil palm plantations may be catastrophic to anuran diversity.

In neotropics, most of our knowledge about the effects of monocultures on fauna and flora are from studies conducted in areas of other types of monocultures, although oil palm cultivation has been expanding in recent years (Koh & Wilcove, 2008; Butler & Laurance, 2009; Cunha et al., 2015; Lees et al., 2015). Negative effects of oil palm cultivation on anuran species found only in forested areas (42%) were smaller than in other monocultures (e.g., *Eucalyptus*, coffee, cacao). However, the percentage of species exclusive to oil palm plantations was higher than in those monocultures (Heinen, 1992; Pineda et al., 2005 Barlow et al., 2007; Gardner et al., 2007). In contrast, we observed a number of species found in both forest and oil palm plantation areas (36%), which was higher than in *Eucalyptus*, but lower than in cacao and coffee plantations (Heinen, 1992; Pineda et al., 2005). These results indicate that habitat generalist species may favor oil palm plantations as those species are occurring in a homogeneous environment with lower

microhabitat availability (Faruk et al., 2013). Our results make clear how important the maintenance of forested areas is around oil palm plantations as a way to conserve anuran regional diversity, since the loss of forested areas may result in the reduction of species richness and loss of specialist species, as in other monocultures. It is important to note also that anuran species that occur in both natural and disturbed habitats may breed in ponds in disturbed areas and then return to the natural habitat (Pechmann et al., 2001).

We observed that the maintenance of forested areas around oil palm plantations has great importance in conserving anurans diversity because of the different species composition in those habitats, as was observed in Southeast Asia (Gillespie et al., 2012; Faruk et al., 2013). However, in the case of Brazilian Amazonia, the lack of information about the effects of oil palm plantations on regional biodiversity has hindered the development of conservation programs and to inform more sustainable land management practices. The fact that most of the Amazon territory is considered suitable for oil palm cultivation (Butler & Laurance, 2009) is indicative that in the future, oil palm plantations may expand considerably, with an increase in deforestation rates. Our results reinforce the need that the development of this economic activity must be accompanied by the development of forest conservation programs in accordance with Brazilian laws, and development of more specific conservation plans for other taxa (e.g., maintenance of riparian vegetation, maintenance of forested areas close to plantations, connection among forest fragments) through the initiative of researchers and producers.

Acknowledgements

This paper was supported with granting scholarship by CAPES to FSC and LCR, and by CNPq to HFS; LJ received productivity grants from CNPq (process: 303252/2013-8); UFPA/MPEG Graduate Program in Zoology supported the infrastructure to produce this

paper. We are grateful to financial and logistic support for field research of the Project Conservation International Brazil and AGROPALMA Company, and to financial support for lab material of the Project SISBIOTA (CNPq, process: 563355/2010-7). In addition, we would like to thank IBAMA for permission to collect anuran specimens (process: 12420-2).

References

- Albuquerque, M.F., Souza, E.B., Oliveira, M.C.F. & Souza-Jr, J.A. (2010) Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Rev. Bras. Climatol.*, 6, 151-168.
- Aratrakorn, S., Thunhikorn, S. & Donald, P.F. (2006) Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in Southern Thailand. *Bird Conserv. Int.*, 16, 71-82.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Avila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., Silva, M.N.F., Silva-Motta, C. & Peres, C.A. (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *P. Natl. Acad. Sci. USA.*, 104, 18555–18560.
- Bender, D.J., Contreras, T.A. & Fahrig, L. (1998) Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517-533.

- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.*, 18, 182-188.
- Bitar, Y.O.C., Pinheiro, L.P.C., Abe, P.S. & Santos-Costa, M.C. (2012) Species composition and reproductive modes of anurans from a transitional Amazonian forest, Brazil. *Zoologia*, 29, 19-26
- Bitar, Y.O.C., Juen, L., Pinheiro, L.C. & Santos-Costa, M.C. (2015) Anuran beta diversity in a mosaic anthropogenic landscape in transitional Amazon. *J. Herpetol.*, 49, 75-82.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. & Ng, P.K.L. (2003) Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424, 420-423.
- Butler, R.A. & Laurance, W.F. (2009) Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Trop. Conserv. Sci.*, 2, 1-10.
- Cáceres, M. & Legendre, P. (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inferences. *Ecology*, 90, 3566-3574.
- Clarke, K.R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18, 117-143.
- Cunha, E.J., Montag, L.F.A. & Juen, L. (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecol. Indic.*, 52, 422-429.
- Danielsen, F., Beukema, H., Burgess, N.D., Parish, F., Brühl, C.A., Donald, P.F., Murdiyarsa, D., Phalan, B., Reijnders, L., Struebig, M. & Fitzherbert, E.B. (2009) Biofuel plantations on forested lands: Double jeopardy for biodiversity and climate. *Conserv. Biol.*, 23, 348-358.

- Devictor, V., Julliard, R. & Jiguet, F. (2008) Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117, 507-514.
- Duellman, W.E. (1978) The biology of an equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Miscellan. Publ. Museum Nat. Hist. U. Kansas*, 65, 1-352.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487-515.
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Kneel, R.J. & Garner, T.W.J. (2013) Effects of oil palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conserv. Biol.*, 27, 615-624.
- Fayle, T.M., Turner, E.C., Snaddon, J.K., Chey, V.K., Chung, A.Y.C., Eggleton, P. & Foster, W.A. (2010) Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. *Basic Appl. Ecol.*, 11, 337-345.
- Fearnside, P.M. (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv. Biol.*, 19, 680-688.
- Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C.A., Donald, P.F. & Phalan, B. (2008) How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends Ecol. Evol.*, 23, 538-545.
- Gallant, A.L., Klaver, R.W., Casper, G.S. & Lannoo, M.J. (2007) Global rates of habitat loss and implications for amphibian conservation. *Copeia*, 2007, 967-979.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Júnior, M.A., Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M. & Peres, C.A. (2007) The value of primary, secondary and forests for a neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.*, 21, 775-787.

- Gascon, C. (1993) Breeding habitat use by five Amazonian frogs at forest edge. *Biodivers. Conserv.*, 2, 438-444.
- Gascon, C., Bierregaard-Jr., R.O., Laurance, W.F. & Rankin-de-Merona, J. (2001) Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. In: R.O. Bierregaard-Jr., C. Gascon, T.E. Lovejoy & R. Mesquita (Eds.), *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*, pp. 22-30. Yale University Press, New Haven.
- Gillespie, G.R., Ahmad, E., Elahan, B., Evans, A., Ancrenaz, M., Goossens, B. & Scroggie, M.P. (2012) Conservation of Amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biol. Conserv.*, 152, 136-144.
- Gilroy, J.J., Prescott, G.W., Cardenas, J.S., Castañeda, P.G.P., Sánchez, A., Rojas-Murcia, L.E., Uribe, C.A.M., Haugaasen, T. & Edwards, D.P. (2015) Minimizing the biodiversity impact of Neotropical oil palm development. *Glob. Change Biol.*, 21, 1531-1540.
- Glor, R.E., Flecker, A.S., Benard, M.F. & Power, A.G. (2001) Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodivers. Conserv.*, 10, 711-723.
- Gotelli, N.J. & Ellison, A.M. (2004) *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Connecticut.
- Guerry, A.D., Hunter-Jr, M.L. (2002) Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: An examination of landscape composition and configuration. *Conserv. Biol.*, 16, 745-754.

- Haddad, C.F.B. & Prado, C.P.A. (2005) Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience*, 55, 207-217.
- Heinen, J.T. (1992) Comparisons of the leaf-litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for fauna restoration. *Biotropica* 24, 431-439.
- Henderson, R.W. & Powell, R. (2001) Responses by the West Indian herpetofauna to human-influenced resources. *Caribb. J. Sci.*, 37, 41-54.
- Hillers, A., Veith, M. & Rödel, M.O. (2008). Effects of forest fragmentation and habitat degradation on West African leaf-litter frogs. *Conserv. Biol.*, 22:762-772.
- Hödl, W. (1990) Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. *Forts. Zool.*, 38, 41-60.
- Hödl, W. (1991) *Phrynorhyas resinificatrix* (Hylidae, Anura) - calling behaviour. *Wiss. Film.*, 42, 63-70.
- Inger, R.F. & Colwell, R.K. (1977) Organization of contiguous of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecol. Monogr.*, 47, 229-253.
- IUCN. 2014. *The IUCN red list of threatened species*. Version 2014.2. Accessed September 23rd 2014 Accessible at <http://www.iucnredlist.org>.
- Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F. & Couvet, D. (2006) Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecol. Lett.*, 9, 1237-1244.
- Kassen, R. (2002) The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. *J. Evolution Biol.*, 15, 173-190.

- Koh, L.P., Sodhi, N.S. & Brook, B.W. (2004) Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conserv. Biol.*, 18, 1571-1578.
- Koh, L.P., Wilcove, D.S. (2008) Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conserv. Lett.*, 1, 60-64.
- Laurance, W. (1991) Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conserv. Biol.*, 5, 79-89.
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Fearnside, P.M., Vasconcelos, H.L. & Ferreira, L.V. (2004) Deforestation in Amazonia. *Science*, 304, 1109.
- Lees, A.C., Moura, N.G., Almeida, A.S. & Vieira, I.C.G. (2015) Poor prospects for avian biodiversity in Amazonian oil palm. *Plos One*, 10, e0122432.
- Lima, A.P., Magnuson, W.E., Menin, M., Erdtmann, L.K., Rodrigues, D.J., Keller, C. & Hödl, W. (2006) *Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central (Guide to the frogs of Reserva Adolpho Ducke, Central Amazonia)*. Áttema Design Editorial, Manaus.
- Marvier, M., Kareiva, P. & Neubert, M.G. (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal.*, 24, 869-878.
- Menin, M., Waldez, F. & Lima, A.P. (2011) Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetol. J.*, 21, 255-261.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10, 58-62.

- Neckel-Oliveira, S. (2004) Effects of landscape change on clutches of *Phyllomedusa tarsius*, a neotropical frog. *Biol. Conserv.*, 118, 109-116.
- Neckel-Oliveira, S. (2007) Effects of Forest disturbance on breeding habitat availability for two species of anurans in the Amazon. *Copeia*, 2007, 186-192.
- O'Connor, N.A. (1991) The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonizing wood substrates in a low land stream. *Oecologia*, 85, 505-512.
- Pechmann, J.H.K., Estes, R.A., Scott, D.E. & Gibbons, J.W. (2001) Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21, 93-111.
- Pineda, E., Moreno, C., Escobar, F. & Halffter, G. (2005) Frog, bat and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conserv. Biol.*, 13, 400-410.
- Pyburn, W.F. (1970) Breeding behavior of the leaf-frogs *Phyllomedusa callidryas* and *Phyllomedusa dacnicolor* in Mexico. *Copeia*, 1970, 209-218.
- R Development Core Team (2013) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. Accessible at <http://www.R-project.org>
- Schiesari, L., Gordo, M. & Hödl, W. (2003) Treeholes as calling, breeding and developmental sites for the Amazonian canopy frog, *Phrynohyas resinifictrix* (Hylidae). *Copeia*, 2003, 263-272.
- Sodhi, N.S., Liow, L.H. & Bazzaz, F.A. (2004) Avian extinctions from tropical and subtropical forest. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 323-345.

- Tocher, M.D. (1996) The effects of deforestation and forest fragmentation on a Central Amazonian frog community. PhD Thesis. University of Canterbury.
- Vallan, D. (2002) Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rainforests of eastern Madagascar. *J. Trop. Ecol.*, 18, 725-742.
- Vitt, L.J. & Caldwell, J.P. (2009) *Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles Third edition*. Academic Press, California.
- Von May, R., Siu-Ting, K., Jacobs, J.M., Medina-Müller, M., Gagliardi, G., Rodríguez, L.O. & Donnelly, M.A. (2009) Species diversity and conservation status of amphibians in Madre de Dios, Southern Peru. *Herpetol. Conserv. Biol.*, 4, 14-29.
- Von May, R., Jacobs, J.M., Santa-Cruz, R., Valdivia, J., Huamán, J.M. & Donnelly, M.A. (2010) Amphibian community structure as a function of forest type in Amazonian Peru. *J. Trop. Ecol.*, 2, 509-519.
- Wanger, T.C., Iskandar, D.T., Motzke, I., Brook, B.W., Sodhi, N.S., Clough, Y. & Tschardtke, T. (2010) Composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conserv. Biol.*, 24, 795-802.
- Wilcove, D.S. & Koh, L.P. (2010) Addressing the threats to biodiversity from oil palm agriculture. *Biodivers. Conserv.*, 19, 999-1007.
- Zar, J.H. (2010) *Biostatistical analysis, Fifth edition*. Prentice-Hall, New Jersey.
- Zwick, P. (1992) Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodivers. Conserv.*, 1, 80-97.

CAPÍTULO II

EFEITOS DOS FATORES AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE ANUROS EM PLANTAÇÃO DE PALMAS DE DENDÊ E FLORESTAS ADJACENTES NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Este capítulo está submetido para a revista *Biodiversity and Conservation* (ISSN: 0960-3115), sendo aqui apresentado dentro das normas de submissão da revista (exceto numeração das linhas e apresentação de figuras e tabelas, por sugestão da banca), incluindo o idioma.

Effects of environmental factors on the structure of anuran assemblages in oil palm plantations and surrounding forests in the eastern Amazon

Fabricio S. Correa^{1,3,*}, Leandro Juen^{1,2}, Lenise C. Rodrigues^{3,4}, Heriberto F. Silva-Filho^{1,3}

Iago B. Silva³ & Maria C. Santos-Costa^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brazil

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

³Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

⁴Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Tomé-Açu, Tomé-Açu, Pará, Brazil
Corresponding author. Fabricio S. Correa. Tel: +55 91 81469279. E-mail: fsc182@yahoo.it

Abstract Oil palm cultivation has increased greatly in tropics. In oil palm plantations, vegetation structure is less complex than in forests, with high habitat structural and microclimatic variation, causing significant biodiversity loss. We analyzed how microclimatic and habitat structural factors affect anurans total abundance, richness and composition in oil palm plantations and surrounding forests. We installed 20 plots in oil palm plantations and 19 in forests, where we surveyed for the presence of anurans through active visual and acoustic surveys during the period of high rainfall levels. We measured air temperature and humidity, width and depth of water bodies, leaf litter depth, number of trees and canopy openness in each plot. Anurans richness and composition were not

affected by any environmental factor in forests, while total abundance was positively affected by diurnal air temperature and nocturnal air humidity. In oil palm plantations, water bodies width and depth positively affected anurans richness and total abundance, respectively, while water bodies depth and diurnal temperature affected species composition. Environmental variation among the plots was not enough to affect anurans diversity in forests, while it was strong enough to affect anurans abundance and composition in oil palm plantations. It leads us to conclude that environmental variation in plantations is beyond the tolerance of some species to survive and distribute homogeneously. Thus, it is clear the need for conserving forest areas close to monocultures as a way to maintain regional biodiversity.

Keywords Amphibians; Habitat structure; Microclimate; Neotropical; Rainforest

Introduction

Species distributions are strongly influenced by local and regional environmental factors (Zimmerman and Simberloff 1996; Rojas-Ahumada et al. 2012; Torma et al. 2014; Landeiro et al. 2014), usually explained by predictions and assumptions of the niche theory. According to this theory, organisms occupy habitats with abiotic and biotic conditions suitable for their existence, survival and reproduction (Grinnel 1917; Hutchinson 1957). As environmental conditions vary considerably within and among landscapes (Phillips 1985; Armstrong 1986), species distribute in a pattern of patches, according to their tolerance to environmental factors (Dale 1986; Pulliam 2000).

In natural environments, vegetation structure and microclimate are considered as the most important environmental factors (Bazzaz 1975; Chen et al. 1999; Provete et al. 2014) influencing assemblages structure, development and distribution of aquatic and terrestrial

organisms (Greenberg 2001; Dawson et al. 2005; Skelly et al. 2005; Binckley and Resetarits 2007; Pike et al. 2011; Correa et al. 2012). In this scenario, some species occur only in sites with more closed canopy (Ash 1997; Gibbs 1998; Greenberg 2001; Pringle et al. 2003; Posa and Sodhi 2006), and/or where temperature and air humidity are more stable, favorable for survival, reproduction and maintenance of populations (Camargo and Kapos 1995; Welsh and Droege 2001; Pringle et al. 2003; Neckel-Oliveira and Gascon 2006; Vitt and Caldwell 2014). Besides, in the case of aquatic species or that use water bodies in any stage of life (e.g. amphibians), structural characteristics of water bodies (e.g. size, depth) are important factors for their reproduction and occurrence (Laan and Verboom 1990; Hecnar et al. 1998; Egan and Paton 2004; Wang et al. 2011).

Changes in environmental factors, as microclimate and vegetation structure, occur after deforestation and/or forest fragmentation (Camargo and Kapos 1995; Murcia 1995; Chen et al. 1999; Laurance 2004), which in turn negatively affect the biodiversity. In the tropics, changes in land use after disturbances (deforestation, forest fragmentation) have been occurring frequently (Steininger et al. 2001; Kinnaird et al. 2003; Harper et al. 2007), usually starting with logging, followed by monoculture and cattle pasture (Gascon et al. 2001; Laurance et al. 2004). In recent decades, studies have shown that these activities have caused modifications in natural environments, leading to a decrease of biodiversity, especially in the tropics (Vallan 2002; Pandit et al. 2007; Hillers et al. 2008; Fitzherbert et al. 2008; Turner and Foster 2009; Wanger et al. 2010).

One type of land use that has been expanding in the tropics is cultivation of monocultures, as oil palm (*Elaeis guineensis*). In monocultures, vegetation structure is less complex and more homogeneous than in forests, with less canopy cover and lower tree density in the understory (Danielsen et al. 2009; Faruk et al. 2013). Therefore, environment becomes less complex and microclimate varies more greatly, causing

significant biodiversity loss (Fitzherbert et al. 2008; Fayle et al. 2010). This type of monoculture (oil palm) has increased greatly in the tropics, mainly because of its high profitability, as well as the favorable climate and fertile soil for its cultivation in the region, which stimulates conversion of forests to oil palm plantations (Wilcove and Koh 2010). Although Brazil is not yet a global leader of palm oil production, almost half of Brazilian Amazon is suitable for oil palm cultivation (Butler and Laurance 2009, Villela et al. 2014), providing an opportunity to minimize the negative effects of the conversion of forests to oil palm plantations through the understanding of how it affects environmental structure, and in turn how it affects biodiversity.

Due to environmental changes and habitat loss, as the ones caused by agriculture (Gillespie et al. 2012; Faruk et al. 2013; Correa et al. 2015), anurans is one of the vertebrate groups that most experienced reduction of their diversity (IUCN 2015). Anurans inhabit specific habitats, with stable microclimate, and in most cases, with water bodies for their reproduction (Chen et al. 1999; Ma et al. 2010). For that reason, anurans are very sensitive to changes in natural environment, with their success reduced when humans change landscapes characteristics (Neckel-Oliveira 2004; Neckel-Oliveira 2007; Bickford et al. 2010).

Understanding how disturbances affect environmental factors, and in turn affect biodiversity, is fundamental in preparing conservation plans to be used by palm oil producers and reduce the negative impacts of this monoculture on the environment. In this study, we analyzed how variations in microclimate and habitat structural factors affect richness, composition and total number of anurans in oil palm plantations and surrounding forests. We hypothesize that: a) in oil palm plantations microclimate and habitat structural factors vary more greatly than in forests; and b) such variation affects

negatively anurans diversity, reducing species richness and total abundance, and homogenizing species composition.

Material and methods

Study area

The study took place in the property of Agropalma Group (2° 13' 00'' S to 2° 43' 00'' S and 48° 54' 00'' W to 48° 28' 00'' W), in the municipality of Tailândia, in the Brazilian State of Pará, in eastern Amazon (Fig. 1). In this area, 39000 ha of the land are used for oil palm cultivation, whereas 64000 ha are distributed in eight fragments (range: 5000-17000 ha) (Almeida et al. 2016) of tropical rainforest.

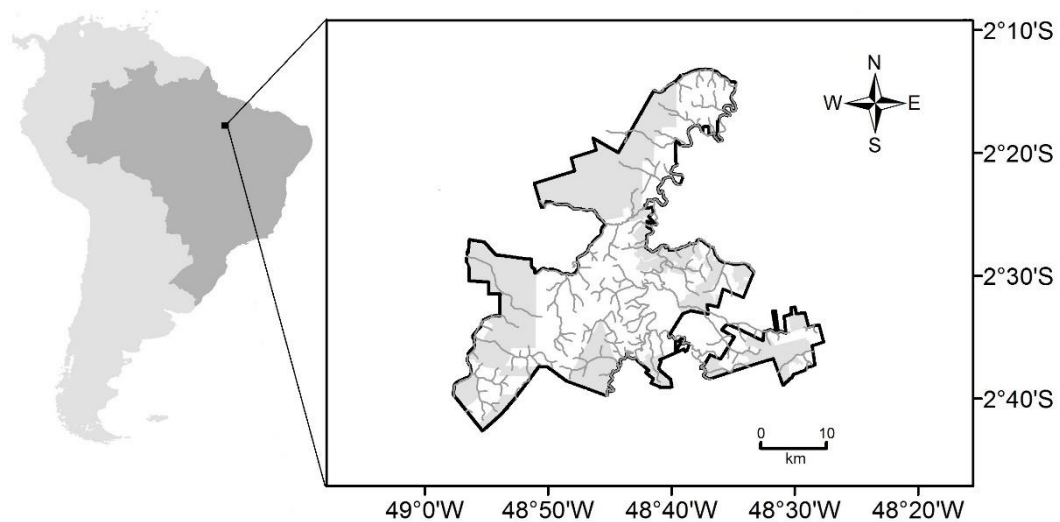


Fig 1 – Map of study site within the property of Agropalma Company, in the eastern Amazon. Shaded area: forests; Unshaded areas: disturbed areas, where oil palm plantations are located.

The study area is covered mostly by dense “terra-firme” rainforest, with canopy trees of over 30 m in height, understory dominated by lianas and small trees, with leaf litter depth around 5-10 cm (personal observation) and temporary and permanent water bodies (> 30 m wide). The oil palm plantations were 10-20 years old, when their productivity and anthropogenic disturbance are higher, with workers and heavy machines periodically collecting the seeds. In areas of oil palm cultivation, the understory structure is less complex than in forests (Danielsen et al. 2009; Faruk et al. 2013), dominated by gramineans and herbaceous plants, and leaf litter usually absent. In addition, there were temporary water bodies formed during rainy season that were not connected to permanent water bodies in plantations. Besides, there were strips of riparian vegetation between 10 and 30 m in length on contact areas between oil palm plantations and streams (Juen et al. 2016).

Local climate is equatorial humid tropical type Af (Köppen 1936; Peel et al. 2007), with a marked rainy season between December and May and a period of reduced rainfall between June and November. Mean annual rainfall is 2344 mm, with a mean peak of 427 mm in March and a mean reduction to 54 mm in September (Albuquerque et al. 2010). Mean annual temperature is around 28 °C, according to National Meteorological Institute (INMET).

Sampling design

Fieldwork was conducted during 30 consecutive days, in April 2016, when rainfall is higher in the region. During this period, breeding activity of anurans is greater (Aichinger 1987; Gottsberger and Gruber 2004; Miranda et al. 2015), making easier to find individuals and record most species. We installed 19 plots within the forest fragments and 20 in oil palm plantations, distant at least 500 m from each other. We installed rectangular

plots of 2100 m² (70 m x 30 m) in each habitat type. The 70 m sides were always parallel to the margins of a water body, with one side forming a contact area between the plot and the water body. The 30 m sides covered the “terra-firme” area of the plot and ran perpendicular to the water body margins. With that sampling design, we were able to evaluate the area occupied by species with aquatic reproduction (Semilitsch 1998; Semilitsch and Bodie 2003; Rittenhouse and Semilitsch 2007), which represent most of anurans fauna. Each plot was georeferenced with a Garmin[®] GPS. In recent years, plots have been widely used in studies that analyzed effects of environmental factors and amphibians diversity (e.g. Whitfield and Pierce 2005; Correa et al. 2012; Correa et al. 2015; Bitar et al. 2015).

Data collection

We surveyed all the 39 plots for the presence of anurans during diurnal (between 14h and 17h) and nocturnal period (between 19h and 22h). The searches were based on active visual and acoustic surveys (vocalization recognition) (Heyer et al. 1994). During each survey, three collectors moved systematically through the plot looking for anurans in a number of different substrates, as leaf litter, tree trunks and holes, leaf surface and water bodies.

We collected some individuals to confirm identification at species level. We collected them in plastic bags and transported to the laboratory to be killed by anesthetic overdose, injected on ventral region. All individuals were preserved in 10% formalin, and after 48 hours, they were transferred to 70% alcohol. None of the species collected are threatened to extinction (IUCN 2015). All anuran species collected are temporarily deposited in the Herpetological collection of Universidade Federal do Pará, and will then be deposited in the Herpetological collection of Museu Paraense Emílio Goeldi.

After each diurnal survey, we measured the following environmental factors in each plot: air temperature and humidity, canopy openness, leaf litter depth, tree density, and water body depth and width. Since air temperature and humidity may vary between day and night, we also measured them after diurnal and nocturnal surveys, and treated as four different variables: diurnal temperature, nocturnal temperature, diurnal air humidity and nocturnal air humidity.

We measured air relative humidity with two IMPAC[®] thermometers, one with dry bulb and other with wet bulb. A wet cotton cloth covered the bulb of one thermometer and was always in contact with a water recipient. We positioned both thermometers at 1 m above the ground and recorded the temperature in both thermometers after each survey. After that, with the values of air temperature obtained with wet and dry bulb thermometers, we calculated the values of air relative humidity, according to Dias and Schneider (2004). For air temperature, we used only the value obtained with the dry bulb thermometer.

We measured water body width with a metric tape from one margin to the other in the mid portion of the plot. We did not measure water body length because some of them were too long (> 3 km), which would hinder a correct measure. We measured water body depth with a graduated rule vertically positioned to reach the bottom in the center of the water body. On each corner of the plots, we installed a small plot (10 x 5 m, four small plots per plot) and measured leaf litter depth, number of trees and canopy openness. We measured leaf litter depth with a graduated rule vertically positioned on the ground. After that, we obtained median values of leaf litter depth for each plot. In two small plots from each plot, we counted the number of trees with circumference at breast height > 5 cm to obtain their quantity.

To analyze canopy openness, we used the hemispherical photography method (Suganuma et al. 2008). We made the photographs (2048x1536 pixels) with a Sony

Cybershot DSC-W35 7.2 megapixel digital camera, coupled with a fish-eye lens that provides 180° photos. In each small plot, we positioned the camera at 0.5 m height, with the lens aiming the canopy, obtaining four photographs for each plot, always between 15h and 17h45. We used the software Gap Light Analyzer 2.0 to analyze the photographs. We improved color contrast in the blue plane, and then converted the working image into a two-color bitmap composed of black and white pixels. The software counted the number of white pixels (open canopy) on the photo and returned its percentage values. After that, we calculated means of canopy openness for each plot.

All variables were selected according to literature, which indicate that those variables best explain patterns of tropical anurans diversity (e.g. Heinen 1992; Duellman and Trueb 1994; Giaretta et al. 1999; Correa et al. 2012; Bitar et al. 2015), mainly because of their physiological and reproductive traits, and habitat use (Duellman and Trueb 1994; Chan 2003).

Data analysis

We considered each plot as one sample unit. We defined variables appropriate for the analysis based on qualitative criterion of the intensity of the correlation between variables. Zar (2010) has suggested that variables with coefficients above 0.7 are well correlated. Whenever the correlation coefficient among two or more variables was higher than 0.7 (Spearman), we selected only one of them for the next analyses, according to their degree of importance to anurans. We ran Spearman correlation with data of both habitats together and separately.

To test whether environmental factors differ between forest and oil palm plantations, we used variables selected by Spearman correlation with data of both habitats together and ran a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA), with

9999 randomizations to test the significance. To visualize the variation of environmental factors between the habitat types, we standardized the environmental data, since we measured variables at different scales. After that, we used a principal component analysis (PCA) with the standardized environmental data variance matrix. We used the Broken Stick method as stopping criterion to observe which principal components were the most important.

To test whether environmental factors affect anurans richness and abundance, we used models of multiple regression (Zar 2010) with the variables selected by Spearman correlation for each habitat type. Since influence of the environmental factors may differ according to habitat type, we ran two models for each habitat type: 1) Analysis of the effects of environmental factors on anurans richness and abundance in forests; 2) Analysis of the effects of environmental factors on anurans richness and abundance in oil palm plantations. In both cases, we used the stepwise variable selection method to generate regression models.

To evaluate the effects of environmental factors on anurans species composition, we used a canonical correspondence analysis (CCA) for each habitat type, with the variables selected by Spearman correlation for each habitat type. We tested statistical significance of the CCA using analysis of variance (ANOVA), with 1000 randomizations and 0.05 significance level (Gotelli and Ellison 2004). All analyses were run using PAST (Hammer et al. 2001) and R (R development core team 2013), packages Vegan and Permute.

Results

We recorded 1,667 individuals representing 35 species and seven Families in both habitats. The most diverse Family was Hylidae (15 species), followed by Leptodactylidae (eight species), Bufonidae (five species), Phyllomedusidae (three

species) and Aromobatidae, Centrolenidae, Craugastoridae and Microhylidae (one species each). We recorded 20 species in forest plots, where *Boana cinerascens* was the most abundant (N = 200), while we recorded 24 species in oil palm plantations, where *Physalaemus ephippifer* (N = 289) was the most abundant, followed by *Scinax gr. ruber* (N = 188) and *Pithecopus hypochondrialis* (N = 183). Regarding environmental factors, except for canopy openness and water body width, we found higher values for all of them in forests. There was no leaf litter in oil palm plantations, and trees were planted systematically, always at same distances, without any variation in this environment (Table 1).

We selected diurnal temperature, nocturnal air humidity and water body depth for PERMANOVA and PCA. These environmental factors differed between forests and oil palm plantations (PERMANOVA: $F = 4.748$, $p = 0.03$). The two first PCA axes reduced 82.82% of the environmental variation. Axis 1 explained 43.34% of the variation, while axis 2 explained 39.48% of the environmental variation, with nocturnal air humidity and water body depth higher in forests than in oil palm plantations (Fig. 2).

Table 1 – Means and variation ranges of environmental factors in forests and oil palm plantations within the property of Agropalma Company, in the Eastern Amazon, Brazil.

Environmental factor	Forest		Oil-palm	
	Mean	Range	Mean	Range
Diurnal temperature (°C)	28.24	26-33	27.82	25-33
Nocturnal temperature (°C)	25.4	24-26.5	25.4	24.5-26.5
Diurnal air humidity (%)	92.89	73-96	87.35	70-96

Nocturnal air humidity (%)	96.42	96-97	95.4	92-97
Leaf-litter depth (cm)	4.34	3.25-10.5	0	-
Trees (N)	22.1	7.5-54	2	-
Canopy openness (%)	15.23	11.94-18.62	24.12	13.88-42.16
Water body depth (cm)	24.45	8 a 46	17.1	6-45
Water body width (m)	18.34	5 a 50	20	5-40

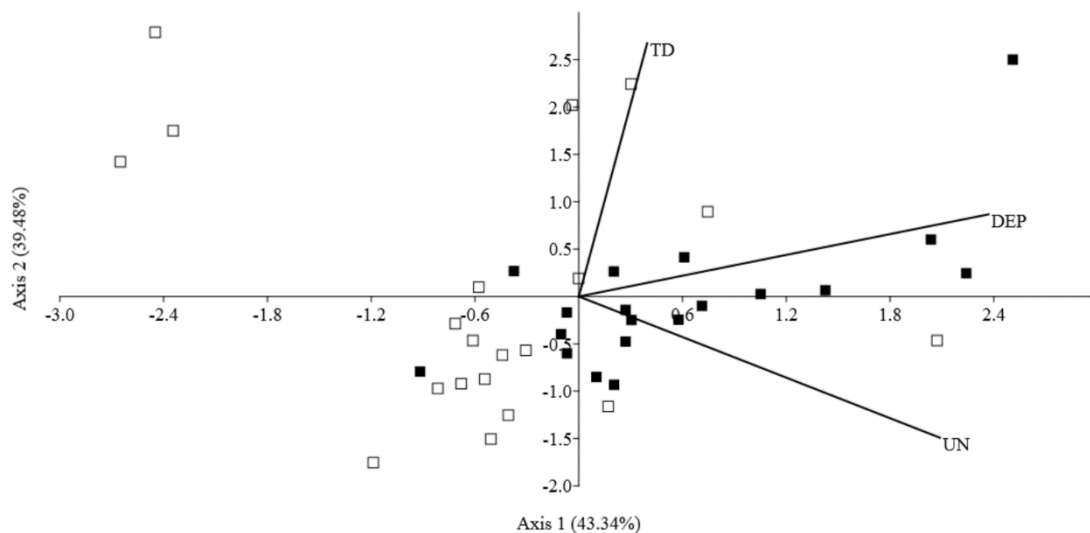


Fig 2 – Principal component analysis (PCA) showing variation of environmental factors in forests (filled squares) and oil palm plantations (empty squares). TD: Diurnal temperature; DEP: Water body depth; UN: Nocturnal air humidity.

Models of multiple regression indicated that none variables affected anurans richness in forests (Multiple regression: $R^2 = 0.223$, $F_{3,15} = 1.435$, $p = 0.272$), but they affected total abundance (Multiple regression: $R^2 = 0.543$, $F_{3,15} = 5.933$, $p = 0.007$). In these plots,

nocturnal air humidity and diurnal temperature positively affected anurans total abundance (Table 2). In oil palm plantations, models of multiple regression indicated that environmental variables affected both species richness ($R^2 = 0.342$, $F_{2,17} = 4.413$ $p = 0.029$) and total abundance ($R^2 = 0.589$, $F_{3,16} = 7.669$, $p = 0.002$). In these plots, water body width positively affected species richness, while water body depth positively affected total abundance (Table 2).

CCA indicated correlation between environmental factors and anurans species composition in oil palm plantations ($p = 0.003$), but not in forests ($p = 0.155$, Fig. 3). In oil palm plantations, the two first axes explained 80.28% of the variation observed, with canopy openness, water body depth and diurnal temperature as the most important variables (Fig. 3). In this analysis, *Scinax nebulosus* and *Dendropsophus minutus* were the most positively affected species by diurnal temperature and canopy openness, while *Amazophrynella minuta* and *Rhinella miranda-ribeiroi* were the species most negatively affected by those variables. On the other hand, although the two first axes explained 75.32% of the variation in forests, there was no correlation between environmental variables and anurans composition.

Table 2 – Results of multiple regression models using stepwise selection method to test the influence of environmental factors on anurans species richness and total abundance in forests and oil palm plantations within the property of Agropalma Company, in the eastern Amazon, Brazil.

	Species richness		Total abundance	
Forest	<i>Beta</i>	<i>p</i>	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Pond depth	0.356	0.156		
Diurnal temperature	-0.472	0.117	0.526	0.021
Diurnal humidity	-0.361	0.207		
Nocturnal humidity			0.465	0.026
Canopy openness			-0.324	0.120
Oil palm plantation	<i>Beta</i>	<i>p</i>	<i>Beta</i>	<i>p</i>
Pond width	0.560	0.012	0.399	0.056
Canopy openness	-0.268	0.195		
Pond depth			0.524	0.011
Diurnal temperature			-0.204	0.252

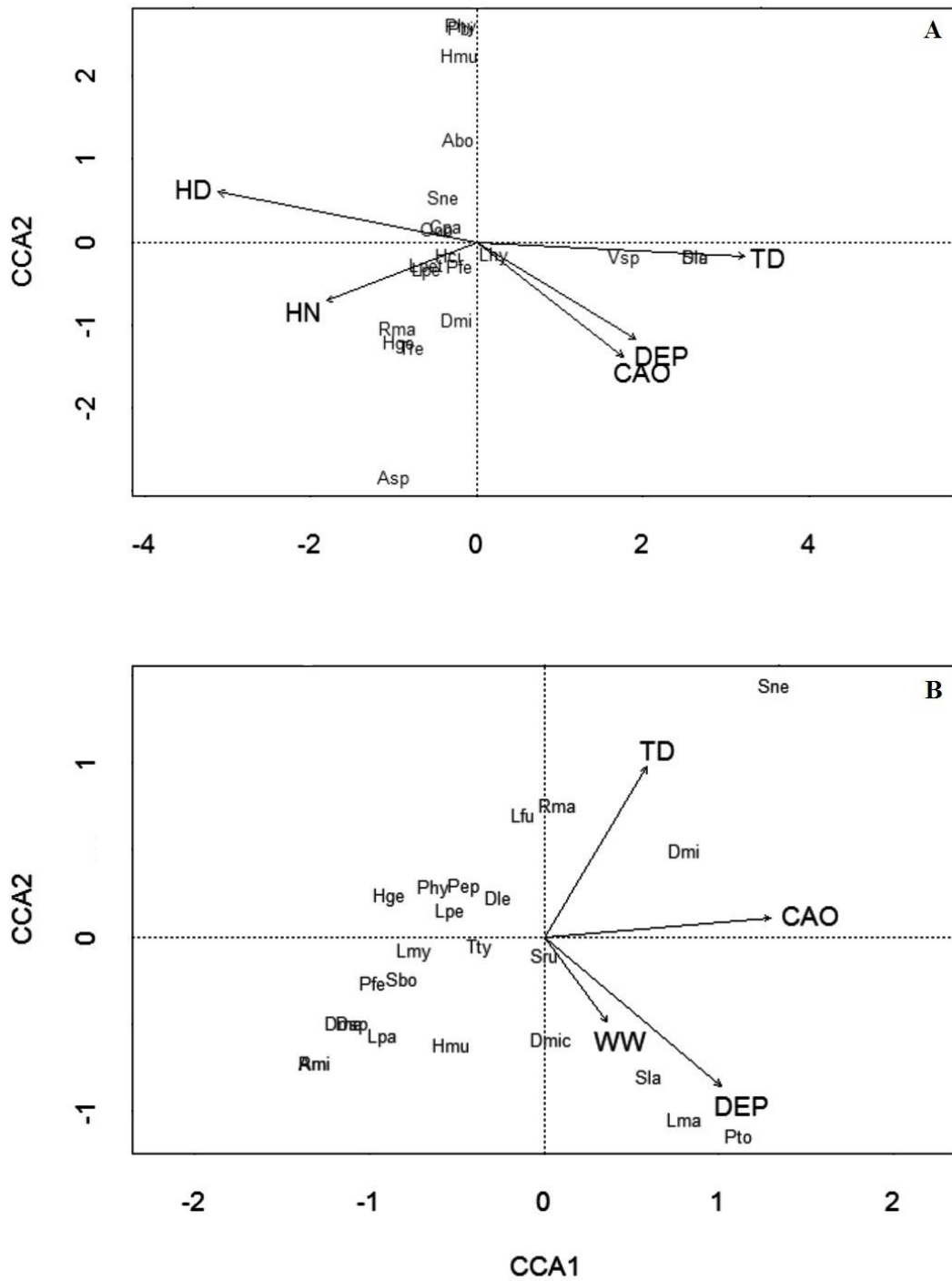


Fig 3 – Canonical correspondence analysis (CCA) showing the influence of environmental factors on anurans species composition in forests (A) and oil palm plantations (B). DEP: water body depth; WW: water body width; HD: Diurnal air humidity; HN: Nocturnal air humidity; TD: Diurnal temperature; CAO: Canopy openness; for species abbreviations, see Appendix 1.

Discussion

We found more species in oil palm plantations than in forests, differing from Correa et al. (2015). A possible explanation is the fact that in this study we searched for anurans close to water bodies, while Correa et al. (2015) also sampled a large portion more distant from water bodies. Elsewhere in the Amazon, anurans diversity may differ between sites close to and away from large water bodies (Menin et al. 2011; Rojas-Ahumada et al. 2012; Landeiro et al. 2014), mainly because of species that do not breed in large water bodies (Menin et al. 2008; Landeiro et al. 2014). However, as our sample design was the same in both environments, we were able to compare the effects of environmental factors on anurans diversity between them, especially in portions of the habitats where environmental variables may affect negatively the breeding site of many species (e.g. species that lay eggs directly into water).

Microclimatic and habitat structural factors (diurnal air temperature, nocturnal air humidity and pond depth) differed between forest and oil palm plantations, as in other studies (Glor et al. 2001; Turner and Foster 2009; Fayle et al. 2010; Gillespie et al. 2012; Savilaakso et al. 2014). Besides, in each habitat type (forest and oil palm plantation), a set of environmental factors affected anurans assemblages: microclimatic factors in forests and habitat structural factors in oil palm plantations. As observed in other studies, habitat structure is less complex in oil palm plantations, which in turn reduces microhabitat availability (Danielsen et al. 2009; Faruk et al. 2013; Konopik et al. 2014). Therefore, it is expected a reduction in species richness in this environment, as previously observed in the same area (Correa et al. 2015), and that habitats structurally more complex (forests) may support more different species than less complex habitats (oil palm plantations).

The environmental factors that most varied among the plots in oil palm plantations also affected anurans assemblage (water bodies depth and width, canopy openness and diurnal temperature). These environmental factors, especially habitat structural, are known to influence diversity of anurans and other groups that use or inhabit water bodies (Wellborn et al. 1996; Vallan 2002; Krishnamurthy 2003; Ribeiro et al. 2012; Juen et al. 2016). Although these environmental factors were not correlated, they may act in synergy and influence the characteristics of the water bodies used by anurans. This influence is possible due to the relationship between size of water bodies and amount of sunlight that reaches the ground, which increases temperature and productivity in large ponds, consequently affecting species composition (Mokany et al. 2008).

In addition to habitat structure, microclimatic variation affects amphibians distribution and activity (Spotila 1972; Correa et al. 2012; Dabés et al. 2012), although diurnal temperature was the only microclimatic factor that affected the assemblage in oil palm plantations. However, instead of affecting directly the species, microclimatic variation may affect reproductive microhabitats, which in turn affect anurans diversity (Pechmann et al. 1989; Santos et al. 2007; Vieira et al. 2009). For example, in sites with more open canopy, a greater amount of sunlight reaches the ground, increasing temperature and productivity in water bodies (Nakamura and Yamada 2005; Mokany et al. 2008). In addition, hydroperiod of water bodies in these sites are usually reduced due to higher evaporation rates, reflecting on water bodies depth and width, consequently limiting the occupancy to species associated to ponds with short hydroperiod and rapid tadpole development (Pechmann et al. 1989; Skelly 1997). Therefore, species abundance, composition and richness are affected (Eterovick 2003; Santos et al. 2007; Vieira et al. 2009; Silva et al. 2011), as observed in our study.

Amphibians depend on humid environments mainly because of their physiological characteristics, as cutaneous respiration, which requires a skin always wet for an efficient gas exchange and avoid dehydration (Vitt and Caldwell 2014). Therefore, one would expect some influence of air humidity on anurans distribution in oil palm plantations, since this factor varies more greatly than in forests. However, the anurans in oil palm plantations are habitat generalist species, as *Boana multifasciata*, *Physalaemus ephippifer*, *Pithecopus hypochondrialis* and *Scinax nebulosus* (Correa et al. 2015), possibly more tolerant to low levels of air humidity, as observed in other amphibians (Spotila 1972).

Regarding forests, only microclimatic factors (air temperature and humidity) influenced anurans assemblage. Differing from oil palm plantations, in forests we found species associated to this habitat type, as *Trachycephalus resinifictrix* and *Adenomera* sp. (Correa et al. 2015). Air humidity is a factor that strongly affects diversity and abundance of tropical amphibians in a given area, especially species that use specific microhabitat, with high levels of air humidity for their reproduction (Duellman 1988; Allmon 1991; Haddad and Prado 2005), explaining the positive relationship between air humidity and number of individuals in forests.

Air temperature is an important factor because amphibians are vertebrates that use external sources of heat to regulate their body temperature (Vitt and Caldwell 2014). Although their skin is highly permeable and susceptible to water loss through evaporation, amphibians adopt a variety of behavioral and physiological mechanisms to control water loss, keeping their body temperature at non-lethal levels (Brattstrom 1963; Brattstrom 1970; Lillywhite 1970). Besides, amphibians tend to inhabit sites with optimal temperature ranges, where they maintain normal metabolic activity without excessive

water loss (Spotila 1972). In our study, temperature varied between 27 °C and 33 °C, which apparently does not represent lethal temperature to forest anurans, explaining the positive relationship between air temperature and number of individuals.

On the other hand, although some anuran species are associated to forest habitats (Correa et al. 2015), we did not find any influence of habitat structural factors on anurans assemblage structure in this environment. Other studies in tropics have found that spatial factors may be more important to explain the distribution of some anuran species in forests (Ernst and Rödel 2008; Menin et al. 2011; Rojas-Ahumada et al. 2012; Landeiro et al. 2014), especially species that do not use large water bodies for reproduction (Landeiro et al. 2014). Some species also found by Correa et al. (2015) have direct development (e.g. *Adenomera* sp., *Pristimantis fenestratus*) or use small water bodies on the ground or vegetation, as tree holes and/or bromelians (e.g. *Trachycephalus resinifictrix*, *Osteocephalus oophagus*, *Rhinella* gr. *margaritifera*) (Hödl 1990). Anurans with such reproductive specializations are habitat specialist, widely distributed within the forest (Menin et al. 2008; Menin et al. 2007) and more strongly affected by spatial factors (Landeiro et al. 2014).

The tolerance to variation on environmental factors vary among species. For example, in laboratory, Spotila found that other amphibian species (salamanders, Caudata) can tolerate some degree of microclimatic variation (air temperature and humidity), varying among the species. In the case of forest anurans, the species may tolerate a certain degree of environmental disturbance, as opening of clearings (Messere and Ducey 1998), as long as their microhabitats are preserved.

We found that environmental factors varied less in forests than in oil palm plantations, suggesting that: a) environmental variation is within anurans tolerance limits and for that

reason the assemblage is not affected by the environmental factors we analyzed in forests; and b) environmental variation in oil palm plantations is beyond the tolerance limit of some species. For that reason the effects of environmental factors on anurans seem to be stronger in oil palm plantations than in forests.

As previously observed in the same area, conversion of forest to monoculture affects negatively anurans diversity, especially in oil palm plantations (Correa et al. 2015), which is more evident with our findings. Environmental variation among the plots was not enough to affect anurans diversity in forests, at least at richness and composition level. In oil palm plantations, environmental variation is strong enough to affect anurans abundance and composition, leading us to conclude that environmental variation in this habitat type is beyond the tolerance of some species to survive and distribute homogeneously.

Oil palm plantations are habitats structurally less complex than forests. However, the vegetation characteristics of oil palms maintain the habitat tolerable to species with wide niche breadth. In the case of forests, environmental variation was not as severe to the anurans assemblage as it was in oil palm plantations. Besides, as observed also by Correa et al. (2015), anurans found in oil palm plantations are habitat generalist, with low conservation value, especially the most abundant ones. Those species are also easily found in open areas and favor from habitat changes (as in oil palm plantations) at the detriment of habitat specialist species, with high conservation value and specific characteristics that hinders their survival in disturbed habitats. Thus, it increases the need for preserving natural habitats (e.g. forests) surrounding oil palm plantations to avoid or at least reduce the loss of species and maintain regional biodiversity.

Acknowledgements This paper was supported with granting scholarship by CAPES and CNPq to FSC and HFS, respectively; LJ received productivity grants from CNPq (process: 303252/2013-8); UFPA/MPEG Graduate Program in Zoology supported the infrastructure to produce this paper. We are grateful to financial and logistic support for field research of the Project PIRE, Conservation International Brazil and AGROPALMA Company, and to financial support for lab material of the Project SISBIOTA (CNPq, process: 563355/2010-7). In addition, we would like to thank IBAMA for permission to collect anuran specimens (process: 12420-2).

References

- Aichinger M (1987) Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Oecologia* 71:583-592. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00379302>
- Albuquerque MF, Souza EB, Oliveira MCF, Souza-Jr JA (2010) Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Rev Bras Climatol* 6:151-168. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v6i0.25606>
- Allmon WD (1991) A plot study of forest floor litter frogs, central Amazon, Brazil. *J Trop Ecol* 7:503-522.
- Almeida SM, Silva LC, Cardoso MR, Cerqueira PV, Juen L, Santos MPD (2016) The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *J Trop Ecol* 32:510-525. Doi: 10.1017/S0266467416000377

- Armstrong AC (1986) On the fractal dimensions of some transient soil properties. *J of Soil Sci* 37:641-652. doi: 10.1111/j.1365-2389.1986.tb00393.x
- Ash AN (1997) Disappearance and return of Plethodontid salamanders to clearcut plots in the Southern Blue Ridge Mountains. *Conserv Biol* 11:983–989. doi: 10.1046/j.1523-1739.1997.96172.x
- Bazzaz FA (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* 56:485–488. doi: 10.2307/1934981
- Bickford D, Ng TH, Qie L, Kudavidanage EP, Bradshaw CJA (2010) Forest fragment and breeding habitat characteristics explain frog diversity and abundance in Singapore. *Biotropica* 42:119-125. doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00542.x
- Binckley CA, Resetarits WJ (2007) Effects of forest canopy on habitat selection in treefrogs and aquatic insects: implications for communities and metacommunities. *Oecologia* 153:951-958. doi: 10.1007/s00442-007-0780-5
- Bitar YOC, Juen L, Pinheiro LC, Santos-Costa MC (2015) Anuran beta diversity in a mosaic of anthropogenic landscape in transitional Amazon. *J Herpetol* 49:75-82. doi: 10.1670/13-041.
- Brattstrom BH (1963) Preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255. doi: 10.2307/1932171
- Brattstrom BH (1970) Thermal acclimation in Australian amphibians. *Comp Biochem Phys* 35:69-103. doi: [https://doi.org/10.1016/0010-406X\(70\)90915-1](https://doi.org/10.1016/0010-406X(70)90915-1)
- Butler RA, Laurance WF (2009) Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Trop Conserv Sci* 2:1-10. doi: 10.1177/194008290900200102

- Camargo JLC, Kapos V (1995) Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. *J Trop Ecol* 11:205-221. doi: 10.1017/S026646740000866X
- Chan LM (2003) Seasonality, microhabitat and cryptic variation in tropical salamander reproductive cycles. *Biol J Linn Soc* 78:489-496. doi: 10.1046/j.0024-4066.2002.00157.x
- Chen J, Saunders SC, Crow TR, Naiman RJ, Brososke KD, Mroz GD, Brookshire, BL, Franklin J (1999) Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49:288-297. doi: <https://doi.org/10.2307/1313612>
- Correa FS, Neckel-Oliveira S, Rodrigues LC (2012) Influence of climatic variables on the abundance of a Brazilian salamander (*Bolitoglossa paraensis*) in Santa Bárbara do Pará, Brazil. *S Am J Herpetol* 7:41–46. doi: <https://doi.org/10.2994/057.007.0105>
- Correa FS, Juen L, Rodrigues LC, Figueira-Silva H, Santos-Costa MC (2015) Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Anim Biol* 65:321-335. doi: 10.1163/15707563-00002481
- Dabés L, Bonfim VMG, Napoli MF, Klein W (2012) Water balance and spatial distribution of an anuran community from Brazil. *Herpetologica* 68:443-455. doi: <https://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-10-00058>
- Dale MRT (1986) Overlap and spacing of species' ranges on an environmental gradient. *Oikos* 47:303-308. doi: 10.2307/3565441
- Danielsen F, Beukema H, Burgess ND, Parish F, Brühl CA, Donald PF, Murdiyarsa D, Phalan B, Reijnders L, Struebig M, Fitzherbert EB (2009) Biofuel plantations on

forested lands: Double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology*, 23(2): 348-358.

Dawson RD, Lawrie CC, O'Brien EL (2005) The importance of microclimate variation in determining size, growth, and survival of avian offspring: experimental evidence from a cavity nesting passerine. *Oecologia* 144:499-507. doi: 10.1007/s00442-005-0075-7

Dias JB, Schneider PS (2004) Analysis and validation of a psychrometric apparatus. *ASHRAE Transac* 110:117-124.

Duellman WE, Trueb L (1994) *Biology of amphibians*. 2nd ed. The John Hopkins University Press, United States.

Duellman WE (1988) Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Ann Mo Bot Gard* 75:79-104. doi: 10.2307/2399467

Egan RS, Paton PWC (2004) Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands* 24:1-13. doi: 10.1672/0277-5212(2004)024[0001:WPAOBW]2.0.CO;2

Ernst R, Rödel M (2008) Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *J Trop Ecol* 24:111-120. doi: 10.1017/S0266467407004737

Eterovick PC (2003) Distribution of anuran species among montane streams in southeastern Brazil. *J Trop Ecol* 19:219-228. doi: 10.1017/S0266467403003250

Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol S* 34:487-515. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Faruk A, Belabut D, Ahmad N, Kneel RJ, Garner TWJ (2013) Effects of oil-palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conserv Biol* 27:615-624. Doi: 10.1111/cobi.12062
- Fauth JE, Carother BI, Slowinski JB (1989) Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Biotropica* 21:178-185. Doi: 10.2307/2388708
- Fayle TM, Turner EC, Snaddon JL, Chey VK, Chung AYC, Eggleton P, Foster WA (2010) Oil palm expansion into rain forest greatly reduces and biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. *Basic Appl Ecol* 11:337-345. Doi: Oil palm expansion into rain forest greatly reduces and biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter
- Fitzherbert EB, Struebig MJ, Morel A, Danielsen F, Brühl CA, Donald PF, Phalan B (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends Ecol Evol* 23:538-545. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.06.012>
- Giaretta AA, Facure KG, Sawaya RJ, Meyer JHD, Chemin N (1999) Diversity and Abundance of Litter Frogs in a Montane Forest of Southeastern Brazil: Seasonal and Altitudinal Changes. *Biotropica* 31:669-674. Doi: 10.1111/j.1744-7429.1999.tb00416.x
- Gibbs JP (1998) Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecol* 13:263–268. Doi: 10.1023/A:1008056424692
- Gillespie GR, Ahmad E, Elahan B, Evans A, Ancrenaz M, Goossens B, Scroggie MP (2012). Conservation of amphibians in Borneo: relative value of tropical secondary forest and non-forest habitats. *Biol Conserv* 152:136-144. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.023>

- Glor RE, Flecker AS, Benard MF, Power AG (2001) Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodivers Conserv* 10:711-723. Doi: 10.1023/A:1016665011087
- Gotelli NJ, Ellison AM (2004) *A primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates. United States of America.
- Gottsberger B, Gruber E (2004) Temporal partitioning of reproductive activity in a neotropical anuran community. *J Trop Ecol* 20:271-280. doi: <https://doi.org/10.1017/S0266467403001172>
- Greenberg CH (2001) Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *Forest Ecol Manag* 48:135-144. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00486-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00486-2)
- Grinnel J (1917) The niche relations of the California thrashers. *Auk* 34:427-433. Doi: 10.2307/4072271
- Haddad CFB, Prado CPA (2005) Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the atlantic forest of Brazil. *BioScience* 55:207-217. Doi: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2)
- Hammer ØDA, Harper T, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. – *Palaeontol Electr* 4:1-9.
- Hecnar SJ, M'Closkey RT (1998) Species richness patterns of amphibians in southwestern Ontario ponds. *J Biogeogr* 25:763-772. Doi: 10.1046/j.1365-2699.1998.2540763.x
- Heinen JT (1992) Comparisons of the leaf-litter herpetofauna in abandoned cacao

plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some implications for fauna restoration. *Biotropica* 24:431-439. Doi: 10.2307/2388614

Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Hayek LAC, Foster MS (1994) Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC.

Hillers A, Veith M, Rödel MO (2008) Effects of forest fragmentation and habitat degradation on West African leaf-litter frogs. *Conserv Biol* 22: 762-772. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.00920.x

Hödl W (1990) Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. *Forts Zool* 38:41-60.

Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symp Quant Biol* 22:415-427. Doi: doi:10.1101/SQB.1957.022.01.039

IUCN (2015) The IUCN red list of threatened species. Version 2014.2. <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 23 September 2015.

Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ruffeil TOB, Ferreira MC, Andrade AL, Shimano Y, Leão H, Pompeu PS, Montag LFA (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern Amazon. *River Res Appl* 10:2081-2094. Doi: 10.1002/rra.3050

Keller A, Rödel M, Linsenmair KE (2009) The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *J Anim Ecol* 78:305-314. Doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01457.x

- Konopik O, Gray CL, Grafe TU, Steffan-Dewenter I, Fayle TM (2014) From rainforest to oil palm plantations: shifts in predator population and prey communities, but resistant interactions. *Global Ecol Conserv* 2:385-394. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.011>
- Köppen W (1936) Das geographischa System der Klimate. In: Köppen W, Geiger G. (eds) *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder, Borntraeger, pp 1–44.
- Krishnamurthy SV (2003) Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. *Environ Conserv* 30:274-282. Doi: [10.1017/S0376892903000274](https://doi.org/10.1017/S0376892903000274)
- Laan R, Verboom B (1990) Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol Conserv* 54 251-262. Doi: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90055-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90055-T)
- Landeiro VL, Waldez F, Menin M (2014) Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: Differences between assemblages with aquatic and terrestrial reproduction, and implications for conservation management. *Nat Conservação* 12:42-46. Doi: <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.008>
- Laurance WF, Albernaz AKM, Fearnside PM, Vasconcelos HL, Ferreira LV (2004) Deforestation in Amazonia. *Science*, 304:1109. Doi: [10.1126/science.304.5674.1109b](https://doi.org/10.1126/science.304.5674.1109b)
- Lillywhite HB (1970) Behavioral temperature regulation in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Copeia*, 1970:158-168. Doi: [10.2307/1441983](https://doi.org/10.2307/1441983)

- Ma S, Concilio A, Oakley B, North M, Chen J (2010) Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecol Manag* 259:904-915. Doi: 10.1016/j.foreco.2009.11.030
- Menin M, Lima AP, Magnusson WE, Waldez F (2007) Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *J Trop Ecol* 23:539-547. doi: 10.1017/S0266467407004269
- Menin M, Waldez F, Lima AP (2008) Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10,000 ha of a forest in Central Amazonia, Brazil. *S Am J Herpetol* 3:68-81. Doi: 10.2994/1808-9798(2008)3[68:TVITAA]2.0.CO;2
- Menin M, Waldez F, Lima AP (2011) Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. *Herpetol J* 21:255-261.
- Messere M, Ducey PK (1998) Forest floor distribution of northern redback salamanders, *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective logging. *Forest Ecol Manag* 107:319-324. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00348-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00348-4)
- Miranda DB, Albuquerque S, Turci LCB, Bernarde PS (2015) Richness, breeding environments and calling activity of the anurofauna of the lower moa river forest, state of Acre, Brazil. *Zoologia* 32:93-108. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702015000200001>

- Mokany A, Wood JT, Cunningham SA (2008) Effect of shade and shading history on species abundance and ecosystem processes in temporary ponds. *Freshwater Biol* 53:1917-1928. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2008.02076.x
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol Evol* 10:58-62. Doi: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6
- Nakamura F, Yamada H (2005) Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in Northern Japan. *Ecol Eng* 24:539-550. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.01.010>
- Neckel-Oliveira S (2004) Effects of landscape change on clutches of *Phyllomedusa tarsius*, a neotropical frog. *Biol Conserv* 118:109-116. Doi: 10.1016/j.biocon.2003.07.013
- Neckel-Oliveira S (2007) Effects of Forest disturbance on breeding habitat availability for two species of anurans in the Amazon. *Copeia* 2007:186-192. Doi: [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2007\)7\[186:EOFDOB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2007)7[186:EOFDOB]2.0.CO;2)
- Neckel-Oliveira S, Gascon C (2006) Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. *Biol Conserv* 128:308-315. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.037>
- Pandit MK, Sohdi NS, Koh LP, Baskhar A, Brook BW (2007) Unreported yet massive deforestation driving loss of endemic biodiversity in Indian Himalaya. *Biodiver Conserv* 16:153–163. Doi: 10.1007/s10531-006-9038-5

- Pechmann JHK, Scott DE, Gibbons JW, Semlitsch RD (1989) Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetl Ecol Manag* 1:3-11. Doi: 10.1007/BF00177885
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sc Discuss* 4:439-473.
- Phillips JD (1985) Measuring complexity of environmental gradients. *Vegetatio* 64:95-102. Doi: 10.1007/BF00044785
- Pike DA, Webb JK, Shine R (2011) Removing forest canopy cover restores a reptile assemblage. *Ecol Appl* 21:274-280. Doi: 10.1890/09-2394.1
- Pringle RM, Webb JK, Shine R (2003) Canopy structure, microclimate, and habitat selection by a nocturnal snake, *Hoplocephalus bungaroides*. *Ecology* 84:2668-2679. Doi: 10.1890/02-0482
- Posa MRC, Sodhi NS (2006) Effects of anthropogenic land use on forest birds and butterflies in Subic Bay, Philippines. *Biol Conserv* 129:256–270. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.041>
- Provete DB, Gonçalves-Souza T, Garey MV, Martins IA, Rossa-Feres DC (2014) Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity. *Hydrobiologia* 734:69-79. Doi: 10.1007/s10750-014-1870-0
- Pulliam HR (2000) On the relationship between niche and distribution. *Ecol Lett* 3:349-361. Doi: 10.1046/j.1461-0248.2000.00143.x

- R Development Core Team (2013) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ribeiro JW, Lima AP, Magnusson WE (2012) The effect of riparian zones on species diversity of frogs in Amazonian forests. *Copeia* 2012:375-381. Doi: 10.1643/CE-11-117
- Rittenhouse TAG, Semilitsch RD (2007) Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands* 27:153-161. Doi: 10.1672/0277-5212(2007)27[153:DOAITH]2.0.CO;2
- Rojas-Ahumada DP, Menin M (2010) Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in central Amazonia, Brazil. *S Am J Herpetol* 5:157-167. Doi: 10.2994/057.005.0210
- Rojas-Ahumada DP, Landeiro VL, Menin M (2012) Role of environmental and spatial processes in structuring anuran communities across a tropical rain forest. *Austral Ecol* 37:865-873. Doi: 10.1111/j.1442-9993.2011.02330.x
- Santos TG, Rossa-Feres DC, Casatti L (2007) Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no Sudeste do Brasil. *Iheringia Ser Zool* 97:37-49. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212007000100007>
- Savilaakso S, Garcia C, Garcia-Ulloa J, Ghazou J, Groom M, Guariguata MR, Laumonier Y, Nasi R, Petrokofsky G, Snaddon J, Zrust M (2014) Systematic review of effects on biodiversity from oil palm production. *Environ Evidence* 3:4. Doi: 10.1186/2047-2382-3-4

- Semilitsch RD (1998) Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conserv Biol* 12:1113-1119. Doi: 10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x
- Semilitsch RD, Bodie JR (2003) Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv Biol* 17:1219-1228. Doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x
- Silva FR, Gibbs JP, Rossa-Feres DC (2011) Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands* 31:1079-1087. Doi: 10.1007/s13157-011-0217-0
- Skelly DK (1997) Tadpole communities: Pond permanence and predation are powerful forces shaping the structure of tadpole communities. *Am Sci* 85:36-45.
- Skelly DK, Halverson MA, Freidenburg LK, Urban MC (2005) Canopy closure and amphibian diversity in forested wetlands. *Wetl Ecol Manag* 13:261-268. Doi: 10.1007/s11273-004-7520-y
- Spotila JR (1972) Role of temperature and water in the ecology of lungless salamanders. *Ecol Monogr* 42:95-125. Doi: 10.2307/1942232
- Suganuma MS, Torezan JMD, Cavalheiro AL, Vanzela ALL, Benato T (2008) Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Rev Árvore* 32:377-385. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000200020>
- Torma A, Gallé R, Bozsó M (2014) Effects of habitat and landscape characteristics on the arthropod assemblages (Araneae, Orthoptera, Heteroptera) of sand grassland remnants in Southern Hungary. *Agr Ecosyst Environ* 196:42-50. Doi:

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.021>

Turner EC, Foster WA (2009) The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *J Trop Ecol* 25:23-30. Doi: 10.1017/S0266467408005658

Vallan D (2002) Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rain forests of eastern Madagascar. *J Trop Ecol* 18:725–742. Doi: 10.1017/S026646740200247X

Vieira WLS, Santana GG, Arzabe C (2009) Diversity of reproductive modes in anurans communities in the Caatinga (dryland) of Northern Brazil. *Biodivers Conserv* 18:55-66. Doi: 10.1007/s10531-008-9434-0

Villela AA, Jaccoud D, Rosa LP, Freitas MV (2014) Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. *Biomass Bioenerg* 67: 270-278. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.005>

Vitt LJ, Caldwell JP (2014) *Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles*, 4th edn. Academic Press, United Kingdom.

Wanger TC, Iskandar DT, Motzke I, Brook BW, Sohdi NS, Clough Y, Tschardtke T (2010) Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conserv Biol* 24:795-802. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01434.x

Wang IJ, Johnson JR, Johnson BB, Shaffer H (2011) Effective population size is strongly correlated with breeding pond size in the endangered California tiger salamander,

Ambystoma californiense. *Conserv Genet* 12:911-920. Doi: 10.1007/s10592-011-0194-0

Watling JI, Donnelly MA (2002) Seasonal patterns of reproduction and abundance of leaf litter frogs in Central American rainforest. *J Zool* 258:269-276. Doi: 10.1017/S0952836902001371

Wellborn GA, Skelly DK, Werner EE (1996) Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Ann Rev Ecol S* 27:337-363. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.337>

Welsh HH, Droege S (2001) A case for using Plethodontid salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conserv Biol* 15:558-569. Doi: 10.1046/j.1523-1739.2001.015003558.x

Whitfield SM, Pierce MSF (2005) Tree buttress microhabitat use by a neotropical leaf-litter herpetofauna. *J Herpetol* 39:192-198. doi: <https://doi.org/10.1670/219-04A>

Wilcove DS, Koh LP (2010) Addressing the threats to biodiversity from oil-palm agriculture. *Biodivers Conserv* 19:999–1007. Doi: 10.1007/s10531-009-9760-x

Zar JH (2010) *Biostatistical Analysis*, 5th edn. Prentice-Hall, United States of America.

Zimmerman BL, Simberloff D (1996) An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian Forest. *J Biogeogr* 23:27–46.

Appendix 1 – Species recorded within the property of Agropalma Company, with respective abbreviations and number of individuals in forests and oil palm plantations.

Species	Abbreviation	Number of individuals	
		Forest	Oil palm
Aromobatidae			
<i>Anomaloglossus</i> sp.	Asp	3	
Bufo			
<i>Amazophrynella bokermani</i>	Abo	13	
<i>Amazophrynella minuta</i>	Ami		12
<i>Rhinella</i> gr. <i>margaritifera</i>	Rma	1	
<i>Rhinella marina</i>	Rmar		12
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>	Rmi		1
Centrolenidae			
<i>Vitreorana</i> sp.	Vsp	10	
Craugastoridae			
<i>Pristimantis fenestratus</i>	Pfe		1
Hylidae			
<i>Boana cinerascens</i>	Hci	200	
<i>Boana geographica</i>	Hge	6	2
<i>Boana multifasciata</i>	Hmu	5	44
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>	Dle	10	28
<i>Dendropsophus melanargyreus</i>	Dme		6
<i>Dendropsophus microcephalus</i>	Dmic		107
<i>Dendropsophus minutus</i>	Dmi	1	140
<i>Dendropsophus</i> sp.	Dsp		10

<i>Osteocephalus oophagus</i>	Ooo	9	
<i>Scinax boesemani</i>	Sbo		29
<i>Scinax nebulosus</i>	Sne	8	68
<i>Scinax gr. ruber</i>	Sru		188
<i>Sphaenorhynchus lacteus</i>	Sla	20	60
<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	Tre	2	
<i>Trachycephalus typhonius</i>	Tty		13
Leptodactylidae			
<i>Adenomera</i> sp.	Ade	4	
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Lfu		1
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	Lma		84
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	Lmy		18
<i>Leptodactylus petersii</i>	Lpet	5	
<i>Leptodactylus paraensis</i>	Lpa		2
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	Lpe	4	8
<i>Physalaemus ephippifer</i>	Pep	2	289
Microhylidae			
<i>Chiasmocleis papachibe</i>	Cpa	4	
Phyllomedusidae			
<i>Calimedusa tomopterna</i>	Pto		44
<i>Phyllomedusa bicolor</i>	Pbi	3	
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	Phy	7	183

CAPÍTULO III

EFEITOS DA PLANTAÇÃO DE PALMAS DE DENDÊ SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ANUROS NA AMAZÔNIA ORIENTAL, BRASIL

Este capítulo será submetido para a revista *Journal of Tropical Ecology* (ISSN: 0266-4674), sendo aqui apresentado dentro das normas de submissão da revista, exceto numeração das linhas, apresentação de figuras e tabelas por sugestão da banca, e idioma que será traduzido posteriormente.

Efeitos da plantação de palmas de dendê sobre a diversidade funcional de anuros na Amazônia oriental, Brasil

Título curto: Diversidade funcional em plantação de palmas

Palavras-chave: Anfíbios, Caracteres funcionais, *Elaeis guineensis*, FD, Floresta tropical, Monocultura

Fabricio Simões Correa^{1,3,*}, Leandro Juen², Lenise Chagas Rodrigues⁴, Maria Cristina dos Santos-Costa³

¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Pará, Brazil

²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

³Laboratório de Ecologia e Zoologia de Vertebrados, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Augusto Correia, Nº 1, Zip code: 66075-110, Belém, Pará, Brazil

⁴Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus Tomé-Açu, Tomé-Açu, Pará, Brazil

*Autor para correspondência. Tel: +55 91 81469279. E-mail: fsc182@yahoo.it

Resumo: O cultivo de palma de dendê tem crescido nos trópicos devido a alta rentabilidade e condições ambientais favoráveis, acompanhado de sérios efeitos negativos na biodiversidade. Nessa perspectiva, analisamos como o cultivo de palma de dendê afeta a estrutura funcional das assembleias de anuros na Amazônia oriental. Fizemos amostragens durante o mês de abril de 2012, 2015 e 2016 em parcelas de 2100 m² (31 em florestas x 31 em plantações de dendê). Fizemos procura ativa visual e acústica dos anuros em cada parcela. Utilizamos 31 caracteres funcionais relacionadas ao período de atividade, uso de microhábitat e reprodução e calculamos a diversidade funcional (FD). Encontramos maior diversidade funcional nas florestas do que nas plantações de dendê, sendo relacionada também com a riqueza de espécies. Houve diferença na distribuição dos caracteres funcionais entre os ambientes, com alguns caracteres sendo mais observados nas florestas que nas plantações de dendê e outros nas plantações de dendê. A conversão de florestas em plantação de dendê reduz diversidade funcional de anuros, assim como reduz a frequência ou leva ao desaparecimento de determinados caracteres funcionais. Para tentar diminuir esses efeitos é essencial preservar florestas próximo a áreas de monocultura como forma de manter a diversidade regional de espécies e a funcionalidade do ecossistema.

INTRODUÇÃO

Diversas modificações ambientais tem ocorrido nas últimas décadas nas regiões tropicais, principalmente causadas pelo desmatamento para diferentes usos da terra (Gascon *et al.* 2001, Laurance *et al.* 2004, Fearnside 2005, Malhi *et al.* 2014). Entre essas atividades, a agricultura é uma das que mais tem se intensificado (Malhi *et al.* 2014), incluindo o cultivo de palma de dendê (*Elaeis guineensis*) para a produção de óleo vegetal (Fitzherbert *et al.* 2008, Koh & Wilcove 2008, Butler & Laurance 2009). A alta rentabilidade em relação a outros tipos de monocultura é um dos fatores que mais contribui para o aumento desse cultivo, além do clima e o solo adequados das regiões tropicais (Wilcove & Koh 2010).

No entanto, o aumento desse cultivo tem trazido prejuízos para a biodiversidade local. Seus efeitos negativos tem sido observados sobre a estrutura das assembleias biológicas (composição, riqueza e abundância) de variados grupos taxonômicos em regiões tropicais, como no Sudeste da Ásia (Aratrakorn *et al.* 2006, Turner & Foster 2009, Fayle *et al.* 2010 Faruk *et al.* 2013) e mais recentemente na Amazônia brasileira (Correa *et al.* 2015, Cunha *et al.* 2015, Lees *et al.* 2015, Almeida *et al.* 2016, Juen *et al.* 2016). As alterações nas estruturas das assembleias biológicas tem sido associadas à diminuição da complexidade estrutural e homogeneização do hábitat em relação às áreas de floresta (Fitzherbert *et al.* 2008, Koh & Wilcove 2008, Danielsen *et al.* 2009, Fayle *et al.* 2010, Faruk *et al.* 2013, Juen *et al.* 2016, Cunha & Juen 2017).

A forma mais comumente usada para avaliar as alterações na diversidade biológica é baseada na riqueza de espécies e na quantidade de indivíduos. Essas avaliações nem sempre se mostram eficientes, uma vez que nessa abordagem não são consideradas diferenças ou semelhanças morfológicas, ecológicas e comportamentais, enquanto que a abordagem funcional leva em consideração a importância e o papel que as espécies

desempenham no ambiente (Chapin *et al.* 2000, Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001). Desse modo, em alguns casos não é observado variação na riqueza e quantidade de indivíduos em ambientes alterados (e.g. Belshaw & Bolton 1993, Messere & Ducey 1998, Gascon *et al.* 1999, Waltert *et al.* 2005), pois ocorre a substituição de espécies associadas à determinados tipos de hábitat e de distribuição mais restrita por espécies mais generalistas, de distribuição mais ampla e mais tolerantes a modificações ambientais (Tocher 1996, Devictor *et al.* 2008). Como forma de mensurar as semelhanças, diferenças e importância das espécies para o funcionamento dos ecossistemas, cada vez mais tem sido usada a abordagem de diversidade funcional, a qual permite mensurar o papel das espécies nos ambientes e sua ligação com o funcionamento dos processos ecológicos (Tilman 2001).

A diversidade funcional refere-se ao valor e a amplitude dos atributos que influenciam o funcionamento do ecossistema, permitindo a incorporação das diferenças nos papéis desempenhados pelas espécies e suas contribuições para as relações de diversidade e funcionamento do ecossistema (Tilman 2001). Assim, a diversidade funcional pode ser definida com base na formação de grupos funcionais (Tilman 2001, Petchey & Gaston 2006), que são conjuntos de espécies com características semelhantes (caracteres funcionais), capazes de influenciar os processos ecológicos e a dinâmica dos ecossistemas (Díaz & Cabido 2001, Tilman 2001, Hooper *et al.* 2005). Esses caracteres funcionais consideram principalmente características ecológicas, morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies (Tilman 2001), além de características relacionadas ao uso de hábitat e reprodução (Bremmer *et al.* 2003, Lassau *et al.* 2005, Ernst *et al.* 2006, Flynn *et al.* 2009).

Grupos funcionais baseados em caracteres funcionais podem ser perdidos ou drasticamente afetados com a homogeneização do hábitat (Luke *et al.* 2014), devido a

redução, por exemplo, da disponibilidade de alimentos e de microhábitats reprodutivos (Tews *et al.* 2004). Desse modo, alterações no uso da terra (e.g. monoculturas) que levem a mudanças estruturais no ambiente afetam a diversidade funcional nos variados grupos taxonômicos, e conseqüentemente o funcionamento do ecossistema (Chapin *et al.* 2000, Tilman 2001, Petchey & Gaston 2006).

Anfíbios são comumente afetados por mudanças na paisagem, principalmente por conta de suas necessidades ecológicas, fisiológicas e reprodutivas (Duellman & Trueb 1994, Homan *et al.* 2003, Vitt & Caldwell 2014). Anuros ocupam diferentes microhábitats e possuem diversos modos reprodutivos, desde os mais basais, com ovos depositados em poças no solo, até os mais complexos que usam corpos d'água em microhábitats específicos ou possuem desenvolvimento direto (Crump 2015). Por conta dessas especificidades, algumas espécies são associadas aos hábitats florestais preservados (Correa *et al.* 2015) e com maior heterogeneidade de microhábitats reprodutivos (Bickford *et al.* 2010).

As especializações reprodutivas de anuros podem ser ainda mais intensas em algumas espécies, como as que utilizam corpos d'água arbóreos em ocos de árvore ou bromélias (e.g. *Trachycephalus resinifictrix*, *Osteocephalus oophagus*), ou espécies que não utilizam corpos d'água para reprodução (e.g. *Pristimantis*, *Adenomera andreae*). Essas espécies são comumente encontradas em hábitats mais heterogêneos (e.g. florestas), com bastante vegetação arbórea e menor variação microclimática, reduzindo o risco de dessecação da desova e/ou girinos (Haddad & Prado 2005, Vitt & Caldwell 2014). Por outro lado, em ambientes mais abertos (e.g. áreas alteradas) e mais homogêneos, é mais comum observar espécies que desovam diretamente em corpos d'água temporários, ou que utilizam vegetação menos complexa, como gramíneas e herbáceas para reprodução (Hödl 1990, Haddad & Prado 2005). Por conta dessas diferenças, em ambientes mais

homogêneos estruturalmente, como áreas perturbadas (e.g. monoculturas), somente espécies com determinados caracteres funcionais (e.g. caracteres menos complexos) conseguem ocupar esses ambientes, uma vez que menos recursos estão disponíveis.

Recentemente, os efeitos negativos de monoculturas, como as de palma de dendê, foram observados sobre a diversidade de espécies de diferentes grupos taxonômicos na Amazônia (Correa *et al.* 2015, Cunha *et al.* 2015, Lees *et al.* 2015, Juen *et al.* 2016). No entanto, exceto para aves (e.g. Almeida *et al.* 2016), os estudos utilizaram as abordagens clássicas de estudos de comunidade, não contemplando a diversidade funcional. Na Amazônia brasileira, o cultivo de palmas de dendê tem se concentrado na porção oriental, principalmente no Estado do Pará (Villela *et al.* 2014), parte da região conhecida como “arco do desmatamento”. Embora a área plantada na Amazônia tenha crescido consideravelmente nos últimos anos, o Brasil ainda não é o maior produtor de óleo de palma de dendê do mundo, com metade da Amazônia sendo considerada propícia para o plantio (Butler & Laurance 2009, Villela *et al.* 2014). Desse modo, é indispensável e urgente que sejam conduzidos estudos para entender como esse tipo de perturbação afeta a biodiversidade, antes que os efeitos negativos sejam irreversíveis.

Dado o cenário acima, nesse estudo avaliamos como o cultivo de palmas de dendê afeta a estrutura funcional das assembleias de anuros na Amazônia oriental. Para isso, testamos as seguintes hipóteses: a) a diversidade funcional de anuros é menor nas áreas de cultivo do que nas áreas de floresta; b) há distribuição diferenciada dos caracteres funcionais de anuros entre os dois ambientes, com caracteres mais associados às áreas de floresta e caracteres mais associados às áreas de cultivo palmas de dendê, onde ocorre uma simplificação do hábitat.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na propriedade do Grupo Agropalma ($2^{\circ} 13' 00''$ S a $2^{\circ} 43' 00''$ S e $48^{\circ} 54' 00''$ O a $48^{\circ} 28' 00''$ O), no município de Tailândia do Pará, na Amazônia Oriental, Brasil (Fig. 1). Na área, 39 000 ha são utilizados para o cultivo de palmas de dendê, enquanto que 64 000 ha correspondem a fragmentos de floresta tropical em contato com a plantação. A área de floresta é coberta principalmente por vegetação ombrófila densa de “terra-firme”, com árvores de até 30 m de altura, sub-bosque com presença de lianas e pequenas árvores, serrapilheira com profundidade entre 5-10 cm (Correa *et al.* submetido, capítulo 2), além de corpos d’água temporários e permanentes.

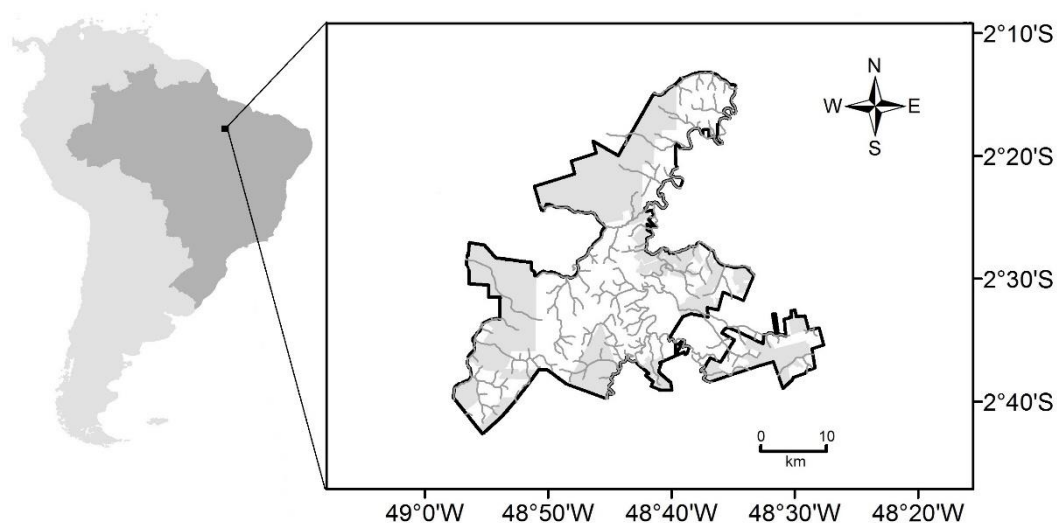


Fig 1 – Mapa da área de estudo na propriedade do Grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil. (Áreas sombreadas: áreas de floresta, áreas em branco: áreas abertas e áreas de plantação de dendezeiros).

As áreas de cultivo de palma de dendê usadas no estudo são de plantios adultos, variando entre 10 e 20 anos, compreendendo justamente os períodos de maior produção de cachos. Em áreas de cultivo de palmas de dendê, a estrutura de sub-bosque é menos complexa que nas áreas de floresta (Danielsen *et al.* 2009; Faruk *et al.* 2013), com gramíneas e plantas herbáceas como vegetação dominante de sub-bosque, serrapilheira geralmente ausente, e com presença de corpos d'água temporários que são formados durante a estação de chuva, e que não são conectados a nenhum corpo d'água permanente. Além disso, há presença de vegetação ripária que varia entre 10-30 m de largura, nas áreas de contato entre as plantações e os corpos d'água.

O clima local é do tipo Af equatorial úmido tropical (Köppen 1936; Peel *et al.* 2007), com estação chuvosa entre dezembro e maio, e um período de pluviosidade reduzida entre junho e novembro. A pluviosidade média anual é de 2344 mm, com pico médio de 427 mm em março e redução média para 54 mm em setembro (Albuquerque *et al.* 2010). A temperatura média anual é em torno de 26°C, enquanto que a umidade relativa do ar média é em torno de 85% (Oliveira *et al.* dados não publicados).

Desenho amostral

As amostragens foram feitas em três expedições a campo, durante o mês de abril de 2012, 2015 e 2016, no período de maior pluviosidade da região. Durante as expedições de abril de 2012 e 2015, foram feitas amostragens em 12 parcelas dentro dos fragmentos florestais (sete em 2012 e cinco em 2015) e em 11 parcelas em áreas de plantação de palmas de dendê (seis em 2012 e cinco em 2015). Nessas expedições as parcelas tinham forma retangular e mediam 2100 m² (210 m x 10 m). Cada parcela estava conectada um corpo d'água, com a porção de 10 m em paralelo com a margem, enquanto que a porção de 210 m corria de forma perpendicular ao corpo d'água. Na expedição de abril de 2016, foram

feitas amostragens em 19 parcelas dentro de fragmentos florestais e em 20 parcelas em áreas de plantação de palmas de dendê, totalizando 39 parcelas. Nessa expedição, cada parcela tinha forma retangular de 2.100 m² (70 m x 30 m), sendo assim mantido tamanho de área semelhante às expedições anteriores. O maior lado da parcela (70 m) sempre estava paralelo com um corpo d'água e com um dos lados em contato com o mesmo, enquanto que os lados de 30 m corriam perpendicularmente ao corpo d'água.

Nas três expedições, cada parcela estava a uma distância mínima de 500 m da mais próxima. O método de parcelas tem sido utilizado em estudos recentes com anfíbios na Amazônia, tanto para análises de diversidade de espécies, quanto de efeitos das variáveis ambientais (e.g. Whitfield & Pierce 2005, Correa *et al.* 2012, Bitar *et al.* 2015, Correa *et al.* 2015). Cada parcela de cada expedição foi considerada como uma réplica para o estudo. A distribuição das parcelas próximas aos corpos d'água possibilita avaliar a área ocupada principalmente pelas espécies com reprodução aquática (Semilitsch 1998, Rittenhouse & Semilitsch 2007).

Coleta de anuros

Nas três expedições, cada parcela instalada foi vistoriada duas vezes: uma durante o período diurno (entre 14h00 e 17h00) e uma vez durante o período noturno (entre 19h00 e 22h00), como feito na mesma área por Correa *et al.* (2015). Desse modo, pudemos observar de forma padronizada espécies que entram em atividade em diferentes horários do dia. A procura por anuros foi feita sempre por três a quatro coletores, através do método de procura ativa visual e acústica (reconhecimento de vocalização) (Heyer *et al.* 1994), com duração entre 60 e 80 minutos cada vistoria, terminando somente depois que toda parcela fosse vistoriada. Em cada parcela foram vistoriados todos os microhabitats disponíveis, como superfície de folhas, troncos, ocos de árvores, serrapilheira e corpos

d'água. Para cada indivíduo encontrado, foram coletadas informações de horário, parcela de encontro, microhábitat e sítio de vocalização (quando encontrado em atividade reprodutiva).

Alguns indivíduos foram coletados para a confirmar a identificação até o nível de espécie em laboratório e como material testemunho. Os indivíduos coletados foram acondicionados em sacolas plásticas e levados ao laboratório para serem mortos por superdosagem de anestésico, administrado na região ventral do indivíduo. Em seguida, cada espécime foi fixado em solução formalina 10% e após 48h foram preservados em álcool 70%. Nenhuma das espécies coletadas estava classificada como ameaçada de extinção (IUCN 2015). Todos os espécimes de anuros coletados encontram-se depositados na Coleção Zoológica da Universidade Federal do Pará e posteriormente serão encaminhados ao Museu Paraense Emílio Goeldi.

Caracteres funcionais

Segundo Ernst *et al.* (2006), a escolha dos caracteres funcionais precisa identificar a formação de grupos funcionais nas assembleias biológicas. Por conta disso, selecionamos 31 caracteres funcionais para anuros tanto das áreas de floresta quanto das áreas de plantação de palmas de dendê. Os caracteres funcionais foram divididos em oito categorias (adaptado de Ernst *et al.* 2006): período de atividade; hábitat preferencial dos adultos; período/tipo de reprodução; tipo de corpo d'água usado para reprodução; sítio de vocalização preferencial; local de desova; local de desenvolvimento dos girinos; e cuidado parental (Tabela 1, apêndice 1). Os caracteres selecionados influenciam a dispersão, o estabelecimento e persistência de anuros em um ambiente, que são características importantes da história natural desse grupo (Ernst *et al.* 2006).

Tabela 1 – Categorias, caracteres funcionais com respectivas abreviaturas utilizados nas análises de diversidade funcional de anuros, número de espécies com determinado caractere funcional em cada ambiente e loadings da PCA para cada caractere funcional em áreas de floresta e de plantação de dendezeiros na Amazônia oriental.

Categoria (abreviatura)	Caractere funcional (abreviatura)	Espécies (N)		Loadings	
		Floresta	Plantação	PCA 1	PCA 2
Período de atividade (DA)	Diurno (diu)	5	2	0.072883	0.15445
	Noturno (noc)	22	27	0.34168	-0.16863
	Diurno e noturno (diu-noc)	2	1	0.074084	0.000379
Microhábitat principal dos adultos (APM)	Vegetação (veg)	11	11	0.17535	0.006979
	Terrestre (terr)	16	19	0.26446	-0.04838
	Fossorial (foss)	2	0	0.036828	0.059744
Período/tipo de reprodução (BA)	Chuvoso (rainy)	24	25	0.32133	-0.20328
	Seco (dry)	2	1	0.08031	0.094442
	Explosiva (explos)	3	3	0.13953	0.29173
	Prolongada (prolong)	0	1	0.001442	-0.00233
Tipo de poça para reprodução (PH)	Temporária (temp)	15	17	0.31077	-0.27308
	Permanente (perm)	3	3	0.084004	0.23421

	Temporária e permanente (temp-perm)	6	7	0.16943	0.33207
	Não usa poça (NoPond)	5	3	0.10754	0.21307
Local preferencial de vocalização (PCS)	Gramínea e herbáceas (gram-herb)	6	11	0.18079	-0.10759
	Vegetação arbórea (arbor)	13	9	0.20488	0.2618
	Serrapilheira (lf)	1	5	0.029097	-0.10936
	Na água (wat)	8	4	0.14788	0.22932
Local de oviposição (OS)	Diretamente na água (DirWat)	13	13	0.26502	0.13203
	Ninho de espuma na água (FoamWat)	2	3	0.10471	0.00377
	Superfície de folha (leaf)	4	5	0.087661	-0.03752
	Bacia ou câmara terrestre (TerrCham-Basin)	4	6	0.12247	0.15055
	Buraco de árvore (TreeHole)	2	1	0.10993	0.20252
	Terrestre ou serrapilheira (Terr-Lit)	4	2	0.035811	0.04754
Local de desenvolvimento do girino (TDS)	Corpo d'água no chão (wgr)	24	26	0.34917	-0.24816
	Corpo d'água em vegetação (wtr)	2	1	0.10993	0.20252
	Serrapilheira ou solo (lfg)	3	3	0.10754	0.21307
Cuidado parental (PC)	Cuidado com proteção e alimentação (PcPrFe)	1	0	0.093567	0.18287
	Cuidado somente com transporte (PcTr)	2	3	0.042689	-0.01538

Cuidado somente com proteção (PcPr)	2	0	0.10532	0.2333
Sem cuidado parental (NoPc)	24	27	0.3398	-0.23606

As características relacionadas à reprodução que utilizamos foram baseadas nos critérios de classificação dos modos reprodutivos de Hödl (1990), Duellman & Trueb (1994), Haddad & Prado (2005) e Vitt & Caldwell (2014). Além disso, outra diferença em relação a Ernst *et al.* (2006) foi de que não utilizamos a classificação de guilda ecomorfológica dos girinos, uma vez que há uma grande lacuna de conhecimento das características ecológicas de girinos na Amazônia e nem sempre poderíamos obter as informações em campo. Todas as informações dos caracteres funcionais foram obtidas preferencialmente em campo e/ou apoio de literatura especializada (e.g. Hödl 1990, Lima *et al.* 2006).

Diversidade Funcional

Utilizamos todos os 31 caracteres funcionais nas análises e construímos duas matrizes: uma com as informações das ocorrências das espécies nas parcelas e outra com os caracteres funcionais de cada espécie (Tabela 1). A matriz dos caracteres funcionais foi transformada em uma matriz de similaridade através da medida de similaridade de Gower para análises de diversidade funcional (Pavoine *et al.* 2009). Em seguida, fizemos um dendrograma baseado nos caracteres funcionais utilizando o método de agrupamento UPGMA, para obter os grupos funcionais e em seguida calcular os índices de diversidade funcional (FD) (Petchey & Gaston 2002) de cada parcela. Os valores de FD variam entre 0 e 1, onde os valores mais próximos de 0 representam menor diversidade funcional, enquanto que os valores mais próximos de 1 representam maior diversidade funcional (Petchey & Gaston 2002).

Segundo Mouchet *et al.* (2010), o uso do índice FD é adequado para análises de diversidade funcional, uma vez que este consegue detectar de forma eficiente os parâmetros de estruturação funcional das assembleias, levando em consideração tanto a

riqueza quanto a composição de espécies. Devido algumas amostras terem apresentado apenas uma espécie (quatro na floresta e uma na plantação de palmas de dendê), não foi possível utilizar o tamanho de efeito padronizado (SES) nas análises de FD, uma vez que para esse cálculo é necessário mais de uma espécie em cada amostra para obter valores médios.

Utilizamos o dendrograma baseado nos caracteres funcionais para obter a quantidade de grupos funcionais presentes em cada tipo de ambiente. Para isso, usamos o valor de 0.15 na medida de similaridade de Gower como valor de corte das ramificações. Assim como no estudo de Ernst *et al.* (2006), esse valor foi arbitrário, uma vez que a escolha de valores de corte mais baixos se aproximaria muito do nível de espécies no dendrograma funcional, e como consequência não trazem informações adicionais relevantes para o estudo.

Análise de dados

Usamos uma análise de covariância (ANCOVA) para testar a hipótese de que a diversidade funcional (FD) de anuros é afetada pelos diferentes tipos de ambientes (floresta e plantação de dendezeiros), que foram as variáveis categóricas, enquanto que a riqueza de espécies foi a covariável e os valores de FD foram a variável dependente (Mouchet *et al.* 2010). O uso desse teste é justificado com base no fato de que o tipo de hábitat pode afetar a diversidade funcional, assim como a riqueza de espécies pode também influenciar os valores de FD. Também usamos ANCOVA para testar se a quantidade de grupos funcionais por parcela diferiu entre os dois tipos de ambiente e se essa quantidade é afetada pela riqueza de espécies. Nessa análise, os tipos de ambiente foram as variáveis categóricas, a riqueza de espécies foi o cofator e a quantidade de grupos funcionais foi a variável dependente.

Para testar se há diferença na distribuição dos caracteres funcionais entre floresta e plantação de dendezeiros, foi usada uma análise de variância permutacional multivariada não-paramétrica (PERMANOVA), com 10000 permutações para testar sua significância. Para visualizar a variação na distribuição dos traços funcionais de anuros entre os dois ambientes, foi feita uma análise de componentes principais (PCA), com a matriz de variância dos caracteres funcionais de acordo com a quantidade de espécies que apresentavam determinado traço em cada amostra. Utilizamos o critério de parada de Broken Stick para observar quais componentes principais foram mais importantes. Todas as análises estatísticas foram feitas nos softwares PAST 3.13 (Hammer *et al.* 2001) e R (R development core team 2013), com os pacotes ade4, FD, picante e vegan.

RESULTADOS

Registramos 2174 indivíduos, pertencentes a 40 espécies e nove Famílias. Registramos 29 espécies (N = 546) nas áreas de floresta e 30 espécies (N = 1628) nas áreas de plantação de palmas de dendê. Dos 31 caracteres funcionais analisados, 30 foram observados nas áreas de floresta e 28 nas áreas de plantação de palmas de dendê. Três caracteres funcionais foram observados somente na floresta, enquanto que somente um foi observado exclusivamente nas áreas de plantação de palmas de dendê (Tabela 1).

O FD foi maior nas florestas do que nas plantações de palmas de dendê ($F = 7.627$, $df = 59$, $P = 0.008$), com influência positiva da riqueza de espécies ($F = 286.308$, $df = 59$, $P < 0.001$, Fig. 2). Baseado no valor de corte de 0.15 das ramificações do dendrograma funcional, detectamos 13 grupos funcionais na floresta e 11 grupos funcionais nas áreas de plantação de palma de dendê (Fig. 3). A PERMANOVA indicou diferença na distribuição dos caracteres funcionais entre os dois ambientes (Pseudo $F = 13.66$, $P < 0.001$).

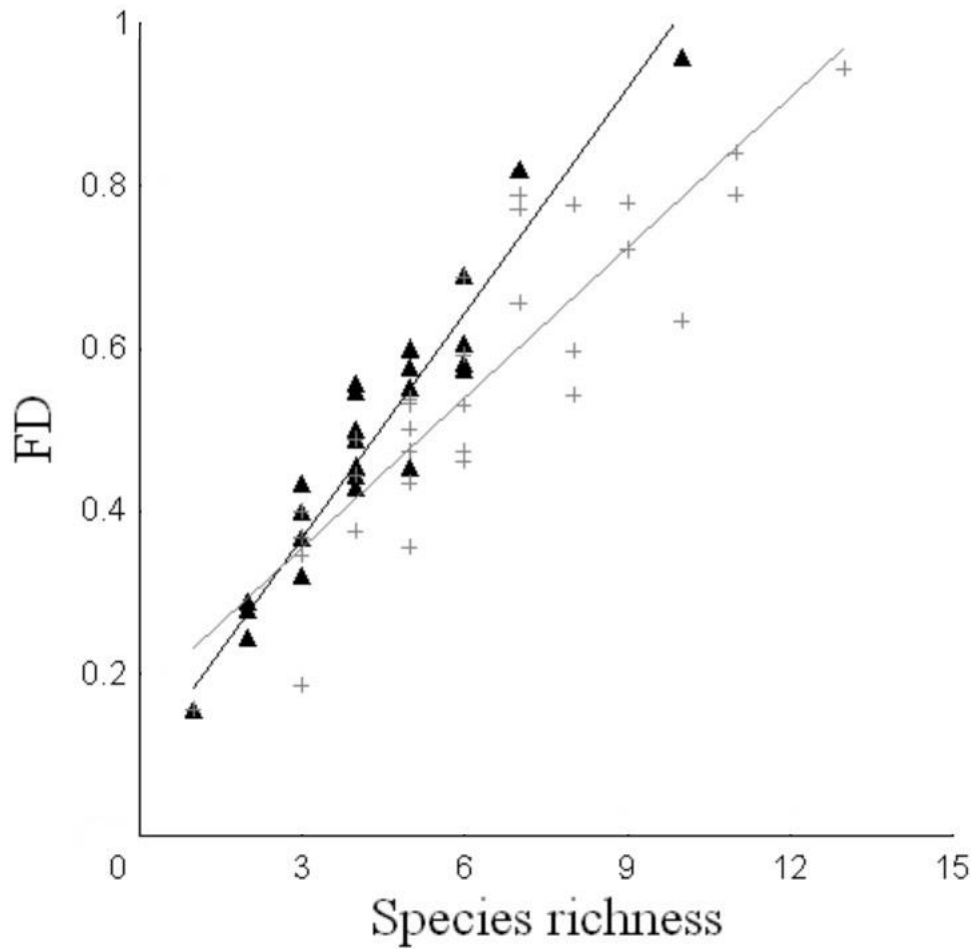


Fig 2 – Gráfico da análise de covariância (ANCOVA) mostrando a interação entre os tipos de ambiente (florestas e plantação de dendê) e a riqueza de espécies, afetando a diversidade funcional de anuros dentro da propriedade do grupo Agropalma na Amazônia oriental, Brasil. Triângulos pretos representam as amostras de floresta; Cruzes representam as amostras de plantação de dendê.

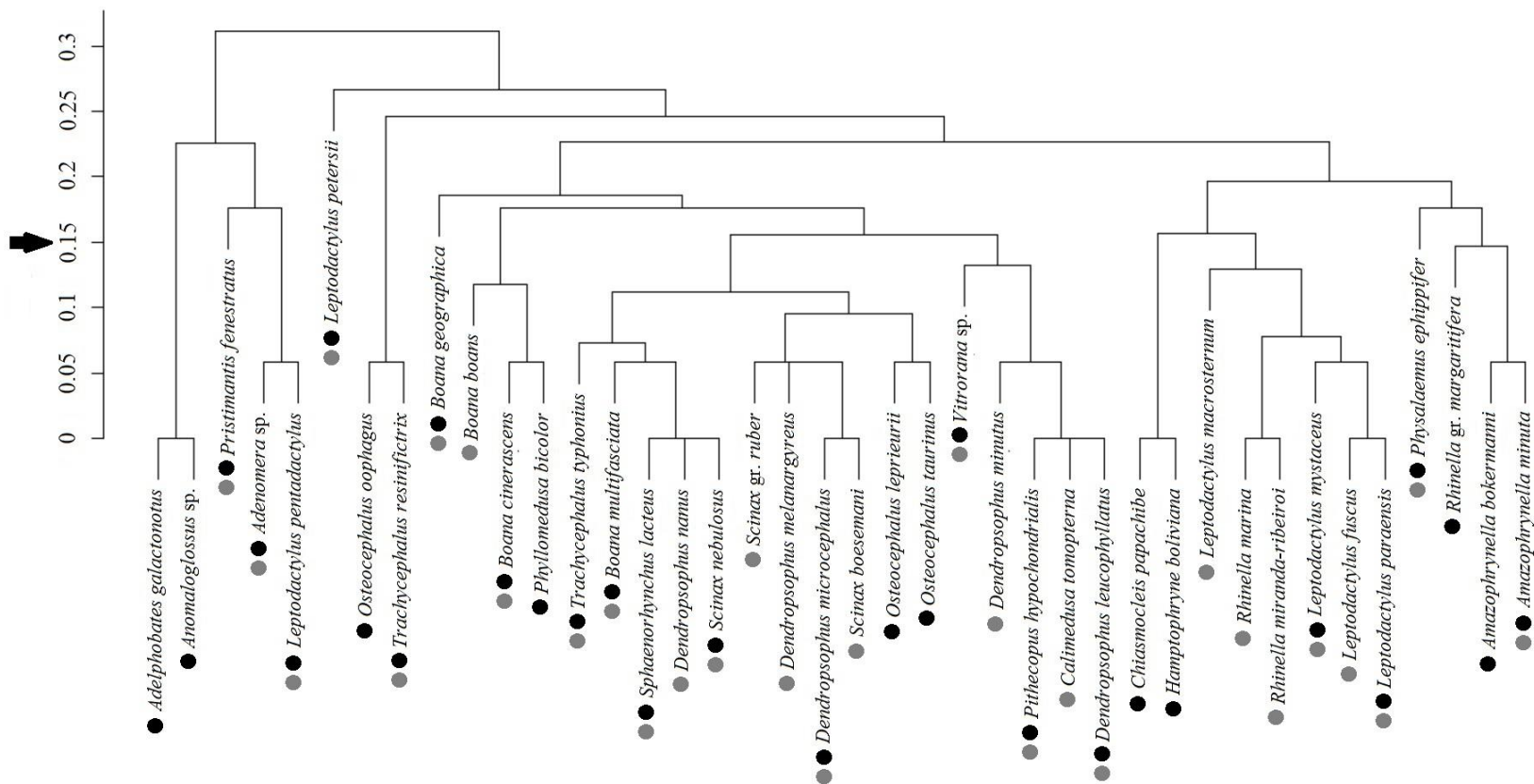


Fig 3 – Dendrograma funcional de anuros das áreas de floresta e de plantação de dendezeiros dentro da propriedade do grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil. Seta indica o valor de corte para a formação dos grupos funcionais. Círculos pretos: ocorrência em florestas; círculos cinza: ocorrência nas plantações de dendezeiros.

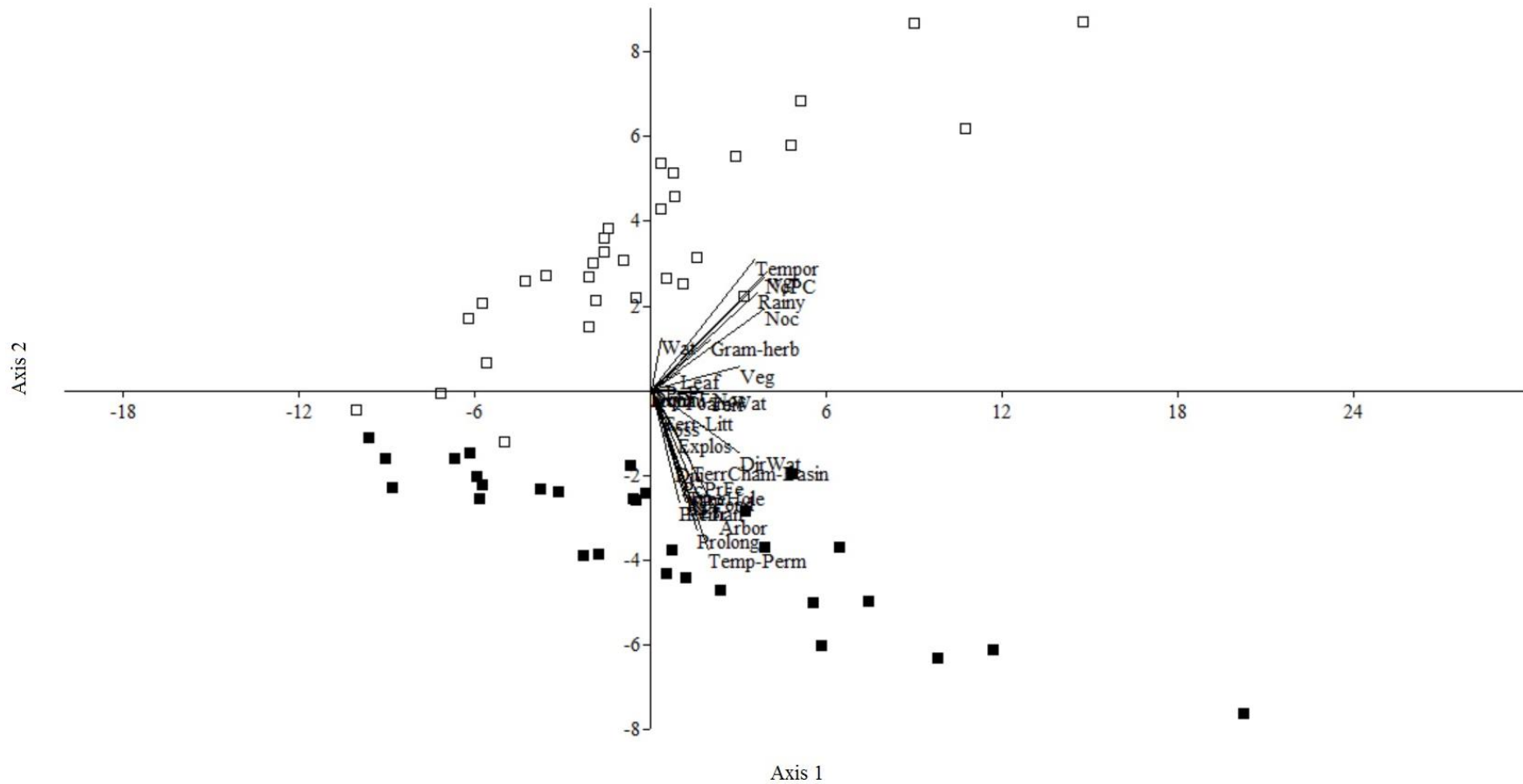


Fig 4 – Gráfico da análise dos componentes principais, mostrando a distribuição dos caracteres funcionais nos ambientes de floresta (quadrados preenchidos) e de plantação de dendezeiros (quadrados vazios), na propriedade do grupo Agropalma, na Amazônia oriental, Brasil.

Em seus dois primeiros eixos, a PCA explicou 82.72% da variação dos caracteres funcionais nos dois ambientes, sendo que o primeiro eixo explicou 57.945% da variação encontrada, enquanto que o segundo eixo explicou 24.775% (Tabela 1). Em relação aos caracteres funcionais, observamos a prevalência de alguns em parcelas do mesmo tipo de ambiente, de acordo com o primeiro eixo. No segundo eixo da PCA, já foi possível observar a associação de alguns caracteres funcionais com cada tipo de ambiente. Nesse caso, principalmente hábito diurno, reprodução em ambas poças permanentes e temporárias, reprodução prolongada, a não utilização de poças para reprodução, atividade reprodutiva prolongada, desova e desenvolvimento terrestre e em buracos de árvores, uso de serrapilheira e estrato arbóreo como local preferencial de vocalização e o cuidado parental foram caracteres associados ao ambiente de floresta. Por outro lado, o uso de somente poças temporárias, reprodução somente na estação de chuva, desenvolvimento em corpos d'água no solo e ausência de cuidado parental foram os caracteres funcionais mais associados ao ambiente de plantação de palmas de dendê (Fig. 4).

DISCUSSÃO

Como esperado, houve redução da diversidade funcional nas plantações de palmas de dendê em relação as florestas. Resultados similares foram observados em outros estudos, com outros grupos taxonômicos na região tropical, como besouros (Edwards *et al.* 2014, Gray *et al.* 2014), libélulas aquáticas (Dolný *et al.* 2012), mamíferos e aves (Edwards *et al.* 2013, Flynn *et al.* 2009, Almeida *et al.* 2016, Prescott *et al.* 2016). Essa redução leva à uma homogeneização fenotípica da assembleia, que é mais comum em locais onde há grande variação de fatores ambientais (Kraft *et al.* 2015), pois poucas espécies e/ou caracteres são capazes de se manter nesses tipos de ambiente, como nas áreas de plantação em nosso estudo (Correa *et al.* artigo submetido, Capítulo II).

A distribuição dos caracteres funcionais de anuros diferiu entre floresta e a plantação de palmas de dendê. Alguns caracteres foram mais comumente, ou exclusivamente, encontrados na floresta (e.g.: uso de poças permanentes, cuidado parental), assim como alguns caracteres funcionais foram mais encontrados nas áreas de plantação de palmas de dendê (e.g.: uso somente de corpos d'água temporários, reprodução somente durante a estação de chuva, ausência de cuidado parental). Nas plantações de palmas de dendê, alguns grupos e caracteres funcionais de anuros foram perdidos ou estão presentes em frequências muito baixas, permanecendo apenas aqueles mais comuns e menos complexos (i.e. que não necessitam de condições muito específicas das florestas). Assim, a conversão de floresta para monoculturas está levando ao empobrecimento estrutural do ambiente (Correa *et al.* artigo submetido, Capítulo II) e impactando os processos ecossistêmicos (Chapin *et al.* 2000, Tilman 2001, Petchey & Gaston 2006, Ernst *et al.* 2006). Ambos ocorrem quando os caracteres e/ou grupos funcionais perdidos são fundamentais para o funcionamento do ecossistema (Elmqvist *et al.* 2003), ou as espécies estão em posições tróficas intermediárias (são presas e predadores), exatamente como é o caso dos anuros.

A diferença na distribuição dos caracteres funcionais de anuros e a ocorrência de somente um caractere exclusivo na plantação de palmas de dendê evidenciam que somente espécies e grupos funcionais mais tolerantes a ambientes abertos conseguem se manter nesse ambiente. Desse modo, ocorre alteração do padrão de equitabilidade da distribuição das abundâncias das espécies, com dominância de algumas poucas espécies nesse ambiente (Correa *et al.* 2015), com caracteres funcionais que não necessitam de um ambiente tão complexo quanto as florestas (Danielsen *et al.* 2009, Faruk *et al.* 2013, Correa *et al.* artigo submetido, capítulo II).

A seleção de determinadas características em áreas de plantação de palmas de dendê já foi observada no sudeste asiático, onde alguns grupos de formigas e cupins com determinados caracteres funcionais foram fortemente afetados de forma negativa, devido a mudanças ambientais ocorridas nas áreas de plantação, deixando tais caracteres restritos a florestas (Luke *et al.* 2014). No caso dos anuros em nosso estudo, a seleção de caracteres funcionais em cada tipo de ambiente pode ser explicado pelas variações ambientais entre a floresta e a plantação de palmas de dendê, como a presença de árvores de maior porte, dossel mais fechado, presença de serrapilheira (Faruk *et al.* 2013, Correa *et al.* submetido, capítulo II), maior cobertura contra radiação solar direta (Xavier & Napoli 2011), menor variação microclimática (Chen *et al.* 1999), e maior disponibilidade de alimentos e microhabitats reprodutivos em áreas de floresta (Tews *et al.* 2004).

Em locais estruturalmente mais complexos e com menor variação microclimática (e.g. florestas), as poças podem ter maior tamanho e hidroperíodo (Krishnamurthy 2003, Nakamura & Yamada 2005, Neckel-Oliveira 2007, Keller *et al.* 2009), uma vez que o dossel mais fechado das florestas controla mais eficientemente a entrada de luz solar e o fluxo de energia (Chen *et al.* 1996), garantindo uma estabilidade microclimática e a disponibilidade de corpos d'água com tamanho e hidroperíodo adequados para as espécies. Desse modo, é possível a existência de espécies que usam corpos d'água permanentes ou com longo hidroperíodo e de espécies que utilizam pequenos acúmulos de água em buracos de árvore ou que reproduzem fora de poças.

Além disso, essa estabilidade microclimática é importante para espécies diurnas, que mesmo que consigam controlar a perda de água por evaporação e evitar atingir temperatura corpórea a níveis letais (Brattstrom 1963, Brattstrom 1970, Lillywhite 1970), necessitam de locais com faixas de temperatura ótima para viver (Spotila 1972). No caso do nosso estudo, as faixas de temperatura diurna podem ser adequadas na floresta, mas

pode estar acima do limite de tolerância dessas espécies nas plantações de palmas de dendê (Correa et al. artigo submetido, Capítulo II), explicando porque este caractere funcional (hábito diurno) é pouco ou mesmo não observado em áreas de dendezeiro.

Espécies com cuidado parental (e.g. *Osteocephalus oophagus*) estavam presentes primariamente nas áreas de floresta. Por cuidarem da prole e algumas vezes necessitarem de microhábitats muito específicos (e.g. bromélias), essas espécies são mais seletivas quanto ao local de desova e de transporte dos girinos, quando necessário (Weygoldt 1987, Clutton-Brock 1991, Brown 2013). Sendo assim, a estabilidade microclimática somada a estrutura mais complexa do ambiente florestal parece ser de grande importância para que espécies que tem cuidado parental consigam reproduzir e manter populações no ambiente, explicando sua baixa abundância ou ausência nas áreas de plantação de palmas de dendê.

Nossos resultados ressaltam a necessidade de analisar também a distribuição dos caracteres funcionais entre os ambientes. Desse modo, este estudo torna mais evidente que a real dimensão dos efeitos dessa monocultura sobre a biodiversidade é ainda maior que o comumente observado somente na diversidade de espécies, uma vez que observamos a presença de caracteres funcionais mais frequentes ou exclusivos das áreas de floresta.

O desaparecimento de florestas ou a quebra desses hábitats força os anuros a utilizar ambientes perturbados (e.g.: plantações de palmas de dendê), com características bióticas e abióticas além de sua capacidade de sobrevivência (Becker *et al.* 2007, Neckel-Oliveira 2007, Becker *et al.* 2010), sendo levados ao desaparecimento. Nossos resultados indicam que alguns caracteres funcionais de anuros são selecionados negativamente no novo hábitat (plantação de dendê), mais homogêneo estruturalmente (Fitzherbert *et al.* 2008, Koh & Wilcove 2008, Danielsen *et al.* 2009, Fayle *et al.* 2010, Faruk *et al.* 2013,

Juen *et al.* 2016) e com menos recursos disponíveis do que nas florestas, além da capacidade de sobrevivência das espécies que possuem tais caracteres.

Como o Brasil ainda está expandindo o cultivo de palmas de dendê (Butler & Laurance 2009, Villela *et al.* 2014), algumas medidas devem ser tomadas para preservar as florestas ao redor das monoculturas. Desse modo, é possível evitar que ocorra como no sudeste asiático, onde grandes áreas de floresta foram convertidas em monoculturas de palmas de dendê (Fitzherbert *et al.* 2008), com drásticas reduções da diversidade taxonômica e funcional (Flynn *et al.* 2009, Dolný *et al.* 2012, Gillespie *et al.* 2012, Edwards *et al.* 2013, Faruk *et al.* 2013, Edwards *et al.* 2014, Gray *et al.* 2014, Luke *et al.* 2014, Prescott *et al.* 2016). Com base nos nossos resultados, sugerimos que florestas devam ser mantidas próximas às plantações de palmas de dendê como forma de amenizar os efeitos negativos dessa monocultura tanto sobre a diversidade de espécies quanto funcional, mantendo os processos ecológicos e a dinâmica do ecossistema ao mesmo tempo que se produz o óleo das palmas de dendê.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro da CAPES através de bolsa de doutorado e o Programa de Pós-graduação em Zoologia UFPA/MPEG pela infraestrutura para a produção desse estudo. Agradecemos também o apoio financeiro e logístico para os trabalhos de campo do Projeto PIRE em parceria com a Conservação Internacional do Brasil e o Grupo AGROPALMA, ao SISBIOTA (CNPq, processo: 563355/2010-7) e o PPBIO. Ao IBAMA pela permissão de coleta de anuros (processo: 12420-2). LJ agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ pela bolsa produtividade (Processo Nº: 307597/2016-4).

LITERATURA CITADA

- ALBUQUERQUE, M. F., SOUZA, E. B., OLIVEIRA, M. C. F. & SOUZA-JR, J. A. 2010. Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia* 6:151-168.
- ALMEIDA, S. M., SILVA, L. C., CARDOSO, M. R., CERQUEIRA, P. V., JUAN, L. & SANTOS, M. P. D. 2016. The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *Journal of Tropical Ecology* 32:510-525.
- ARATRAKORN, S., THUNHIKORN, S. & DONALD, P. F. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International* 16:71-82.
- BECKER, C. G., FONSECA, C. R., HADDAD, C. F. B., BATISTA, R. F. & PRADO, P. I. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775-1777.
- BECKER, C. G., FONSECA, C. R., HADDAD, C. F. B. & PRADO, P. I. 2010. Habitat split as a cause of local population declines of amphibians with aquatic larvae. *Conservation Biology* 24:287-294.
- BELSHAW, R., BOLTON, B. 1993. The effect of forest disturbance on the leaf-litter ant fauna in Ghana. *Biodiversity and Conservation* 2:656-666.
- BICKFORD, D., NG, T. H., QIE, L., KUDAVIDANAGE, E. P. & BRADSHAW, C. J. A. 2010. Forest fragment and breeding habitat characteristics explain frog diversity and abundance in Singapore. *Biotropica* 42:119-125.

- BITAR, Y. O. C., JUEN, L., PINHEIRO, L. C. & SANTOS-COSTA, M. C. 2015. Anuran beta diversity in a mosaic anthropogenic landscape in transitional Amazon. *Journal of Herpetology* 49:75-82.
- BRATTSTROM, B. H. 1963. Preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255.
- BRATTSTROM, B. H. 1970. Thermal acclimation in Australian amphibians. *Comparative Biochemistry and Physiology* 35:69-103.
- BREMMER, J., ROGERS, S. I. & FRID, C. L. J. 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series* 254:11-25.
- BROWN, J. L. 2013. The evolution of parental care, aposematism and color diversity in neotropical poison frogs. *Evolutionary Ecology* 27:825-829.
- BUTLER, R. A. & LAURANCE, W. F. 2009. Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Conservation Letter* 2:1-10.
- CHAPIN, F. S., ZAVALA, E. S., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L., HOOPER, D. U., LAVOREL, S., SALA, O. E., HOBBIE, S. E., MACK, M. C. & DÍAZ, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- CHEN, J., FRANKLIN, J. F. & LOWE, S. 1996. Comparison of abiotic and structurally defined patch patterns in a hypothetical forest landscape. *Conservation Biology* 10:854-862.
- CHEN, J., SAUNDERS, S. C., CROW, T. R., NAIMAN, R. J., BROSOFSKE, K. D., MROZ, G. D., BROOKSHITE, B. L. & FRANKLIN, J. F. 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49:288-297.

- CLUTTON-BROCK, T. H. 1991. The evolution of parental care. Princeton University Press, Chichester, West Sussex. 353 pp.
- CORREA, F. S., NECKEL-OLIVEIRA, S., RODRIGUES, L. C. 2012. Influence of climatic variables on the abundance of a Brazilian salamander (*Bolitoglossa paraensis*) in Santa Bárbara do Pará, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 7:41–46.
- CORREA, F. S., JUEN, L., RODRIGUES, L. C., SILVA-FILHO, H. F. & SANTOS-COSTA, M. C. 2015. Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. *Animal Biology* 65:321-335.
- CRUMP, M. L. 2015. Anuran reproductive modes: evolving perspectives. *Journal of Herpetology* 49:1-16.
- CUNHA, E. J., MONTAG, L. F. A. & JUEN, L. 2015. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* 52:422-429.
- CUNHA, E. J. & JUEN, L. 2017. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Journal of Insect Conservation* 21:111-119.
- DANIELSEN, F., BEUKEMA, H., BURGESS, N. D., PARISH, F., BRÜHL, C. A., DONALD, P. F., MURDIYARSO, D., PHALAN, B., REIJNDERS, L., STRUEBIG, M. & FITZHERBERT, E. B. 2009. Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology* 23:348-358.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R. & JIGUET, F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117:507-514.

- DÍAZ, S. & CABIDO, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655.
- DOLNÝ, A., HARABIS, F., BÁRTA, D., LHOTA, S. & DROZD, P. 2012. Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Tropical Zoology* 25:141-157.
- DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. 1994. *Biology of amphibians*. 2nd ed. The John Hopkins University Press, United States of America. 670 pp.
- EDWARDS, F. A., EDWARDS, D. P., HAMER, K. C. & DAVIES, R. G. 2013. Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *Ibis* 155:313-326.
- EDWARDS, F. A., EDWARDS, D. P., LARSEN, T. H., HSU, W. W., BENEDICK, S., CHUNG, A., VUN KHEN, C., WILCOVE, D. S. & HAMER, K. C. 2014. Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal Conservation* 17:163-173.
- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B. & NORBERG, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology Environment* 1:488-494.
- ERNST, R., LINSENMAIR, K. E. & RÖDEL, M. 2006. Diversity erosion beyond the species level: Dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation* 133:143-155.
- FAYLE, T. M., TURNER, E. C., SNADDON, J. L., CHEY, V. K., CHUNG, A. Y. C., EGGLETON, P. & FOSTER, W. A. 2010. Oil palm expansion into rainforest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. *Basic and Applied Ecology* 11:337-345.

- FARUK, A., BELABUT, D., AHMAD, N., KNELL, R. J. & GARNER, T. W. J. 2013. Effects of oil-palm plantations on diversity of tropical anurans. *Conservation Biology* 27:615-624.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conservation Biology* 19:680-688.
- FITZHERBERT, E. B., STRUEBIG, M. J., MOREL, A., DANIELSEN, F., BRÜHL, C. A., DONALD, P. F. & PHALAN, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23:538-545.
- FLYNN, D. F. B., GOGOL-PROKURAT, M., NOGEIRE, T., MOLINARI, N., RICHERS, B. T., LIN, B. B., SIMPSON, N., MAYFIELD, M. M., DECLERCK, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12:22-33.
- GASCON, C., LOVEJOY, T., BIEEREGAARD, R. O., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M., BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91:223–229.
- GASCON, C., BIERREGAARD-JR., R. O., LAURANCE, W. F. & RANKIN-DEMERONA, J. 2001. Deforestation and forest fragmentation in the Amazon. Pp. 22-30 in: BIERREGAARD-JR., R. O., GASCON, C., LOVEJOY, T. E. & MESQUITA, R. (eds.) *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven.
- GILLESPIE, G. R., AHMAD, E., ELAHAN, B., EVANS, A., ANCRENAZ, M., GOOSSENS, B. & SCROGGIE, M. P. 2012. Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats. *Biological Conservation* 152:134-144.

- GRAY, C. L., SLADE, E. M., MANN, D. J. & LEWIS, O. T. 2014. Do riparian reserves support dung beetle biodiversity and ecosystem services in oil palm-dominated tropical landscapes? *Ecology and Evolution* 4:1049-1060.
- HADDAD, C. F. B. & PRADO, C. P. A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience* 55:207-217.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. – *Palaeontologia Electronica* 4:1-9.
- HEYER, W. R., DONNELLY, M. A., MCDIARMID, R. W., HAYEK, L. A. C., FOSTER, M. S. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC. 384 pp.
- HÖDL, W. 1990. Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. *Fortschritte der Zoologie* 38:41-60.
- HOMAN, R. N., REGOSIN, J. V., RODRIGUES, D. M., REED, J. M., WINDMILLER, B. S., ROMERO, L. M. 2003. Impacts of varying habitat quality on the physiological stress of spotted salamanders (*Ambystoma maculatum*). *Animal Conservation* 6:11-18.
- HOOPER, D. U., CHAPIN, F. S., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J. H., LODGE, D. M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A. J., VANDERMEER, J. & WARDLE, D. A. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3-35.
- IUCN. 2015. *The IUCN red list of threatened species. Version 2014.2.* <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 23 September 2015.
- JUEN, L., CUNHA, E. J., CARVALHO, F. G., RUFFEIL, T. O. B., FERREIRA, M. C., ANDRADE, A. L., SHIMANO, Y., LEÃO, H., POMPEU, P. S. & MONTAG, L.

- F. A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in eastern Amazon. *River Research and Applications* 10:2081-2094.
- KRAFT, N. J. B., ADLER, P. B., GODOY, O., JAMES, E. C., FULLER, S., LEVINE, J. M. 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29:592-599.
- KELLER, A., RÖDEL, M. & LINSENMAIR, K. E. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology* 78:305-314.
- KRISHNAMURTHY, S. V. 2003. Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. *Environmental Conservation* 30:274-282.
- KOH, L. P. & WILCOVE, D. S. 2008. Is oil-palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letter* 1:60-64.
- KÖPPEN, W (1936) Das geographische System der Klimate. Pp. 1-44. In: Köppen W, Geiger G. (eds) *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder, Borntraeger.
- LANDEIRO, V. L., WALDEZ, F. & MENIN, M. 2014. Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: Differences between assemblages with aquatic and terrestrial reproduction, and implications for conservation management. *Natureza & Conservação* 12:42-46.
- LASSAU, S. A., HOCHULI, D. F., CASSIS, G. & REID, C. A. M. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and Distributions* 11:73-82.
- LAURANCE, W.F., ALBERNAZ, A. K. M., FEARNSIDE, P. M., VASCONCELOS, H. L. & FERREIRA, L. V. 2004. Deforestation in Amazonia. *Science* 304:1109.

- LEES, A. C., MOURA, N. G., ALMEIDA, A. S. & VIEIRA, I. C. G. 2015. Poor prospects for avian biodiversity in amazonian oil palm. *Plos One* 10:e0122432.
- LILLYWHITE, H. B. 1970. Behavioral temperature regulation in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Copeia* 1970:158-168.
- LIMA, A. P., MAGNUSSON, W. E., MENIN, M., ERDTMANN, L. K., RODRIGUES, D. J., KELLER, C. & HÖDL, W. 2006. Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central = Guide to the frogs of Reserva Adolpho Ducke, Central Amazonia. Áttema Design Editorial, Brazil. 168 pp.
- LUKE, S. H., FAYLE, T. M., EGGLETON, P., TURNER, E. C. & DAVIES, R. G. 2014. Functional structure of ant and termite assemblages in old growth forest, logged forest and oil palm plantation in Malaysian Borneo. *Biodiversity and Conservation* 23:2817-2832.
- MALHI, Y., GARDNER, T. A. GOLDSMITH, G. R., SILMAN, M. R. & ZELAZOWSKI, P. 2014. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 39:125-159.
- MESSERE, M., DUCEY, P. K. 1998. Forest floor distribution of northern redback salamanders, *Plethodon cinereus*, in relation to canopy gaps: first year following selective logging. *Forest Ecology and Management* 107:319-324.
- MOUCHET, M. A., VILLÉGER, S., MASON, N. W. H. & MOUILLOT, D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24:867-876.
- NAKAMURA, F. & YAMADA, H. 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in Northern Japan. *Ecological Engineering* 24:539-550.

- NECKEL-OLIVEIRA, S. 2007. Effects of forest disturbance on breeding habitat availability for two species of anurans in the Amazon. *Copeia* 2007:186-192.
- PAVOINE, S., VALLET, J., DUFOUR, A., GACHET, S. & DANIEL, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118:391-402.
- PEEL, M. C., FINLAYSON, B. L., MCMAHON, T. A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion* 4:439-473.
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- PRESCOTT, G. W., GILROY, J. J., HAUGAASEN, T., URIBE, C. A. M., FOSTER, W. A. & EDWARDS, D. P. 2016. Reducing the impacts of neotropical oil palm development on functional diversity. *Biological Conservation* 197:139-145.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. Accessible at: <http://www.R-project.org>.
- RITTENHOUSE, T. A. G. & SEMILITSCH, R. D. 2007. Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands* 27:153-161.
- SEMILITSCH, R. D. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* 12:1113-1119.
- SPOTILA, J. R. 1972. Role of temperature and water in the ecology of lungless salamanders. *Ecological Monographs* 42:95-125.

- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBÖRGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79-92
- TILMAN, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity* 3:109-121.
- TOCHER, M. D. 1996. *The effects of deforestation and forest fragmentation on a Central Amazonian frog community*. Ph.D. Thesis. University of Canterbury.
- TURNER, E. C. & FOSTER, W. A. 2009. The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 25:23-30.
- VILLELA, A. A., JACCOUD, D., ROSA, L. P. & FREITAS, M. V. 2014. Status and prospects of oil palm in the Brazilian Amazon. *Biomass and Bioenergy* 67:270-278.
- VITT, L. J. & CALDWELL, J. P. 2014. *Herpetology – An introductory biology of amphibians and reptiles*. 4th ed. Academic Press, United Kingdom. 757 pp.
- WALTERT, M., BOBO, K. S., SAINGE, N. M., FERMON, H., MUHLENBERG, M. 2005. From forest to farmland: Habitat effects on afrotropical forest bird diversity. *Ecological Applications* 15:1351–1366.
- WEYGOLDT, P. 1987. Evolution of parental care in dart poison frogs (Amphibia: Anura: Dendrobatidae). *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung* 25:51–67.
- WHITFIELD, S. M., PIERCE, M. S. F. 2005. Tree buttress microhabitat use by a neotropical leaf-litter herpetofauna. *Journal of Herpetology* 39:192-198.
- WILCOVE, D. S. & KOH, L. P. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil-palm agriculture. *Biodiversity and Conservation* 19:999-1007.

XAVIER, A. L. & NAPOLI, M. F. 2011. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga domain of Brazil. *Phyllomedusa* 10:45-64.

Apêndice 1 – Espécies observadas nas florestas e plantações de dendezeiros com seus respectivos caracteres funcionais (abreviações de acordo com a Tabela 1), na área do grupo Agropalma, Amazônia oriental, Brasil.

Espécie	DA	APM	BA	PH	PCS	OS	TDS	PC
<i>Adelphobates galactonotus</i>	Diu	Terr	Rainy	NoPond	Lf	Terr-Litt	Wgr	PcTr
<i>Adenomera</i> sp.	Diu	Terr	Rainy	NoPond	Lf	TerrCham	Lfg	NoPC
<i>Amazophrynella bokermanni</i>	Diu	Terr	Rainy	Temp	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Amazophrynella minuta</i>	Diu	Terr	Rainy	Temp	Arbor	Terr-Litt	Wgr	NoPC
<i>Anomaloglossus</i> sp.	Diu	Terr	Rainy	NoPond	Lf	Terr-Litt	Wgr	PcTr
<i>Boana boans</i>	Noc	Veg	Dry	Temp-perm	Arbor	TerrCham	Wgr	NoPC
<i>Boana cinerascens</i>	Noc	Veg	Prolong	Temp-perm	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Boana geographica</i>	Noc	Veg	Prolong	Perm	Lf	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Boana multifasciata</i>	Noc	Veg	Rainy	Perm	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Calimedusa tomopterna</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	Leaf	Wgr	NoPC
<i>Chiasmocleis papachibe</i>	Noc	Foss	Rainy	Temp	Lf	DirWat	Wgr	NoPC

<i>Dendropsophus leucophylatus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	Leaf	Wgr	NoPC
<i>Dendropsophus melanargyreus</i>	Noc	Veg	Explos	Temp	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Dendropsophus microcephalus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Dendropsophus minutus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Gram-herb	Leaf	Wgr	NoPC
<i>Dendropsophus nanus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp-perm	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Hamptophryne boliviana</i>	Noc	Foss	Rainy	Temp	Lf	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Wat	TerrCham	Wgr	NoPC
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Wat	FoamWat	Wgr	PcTr
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Lf	TerrCham	Wgr	NoPC
<i>Leptodactylus paraensis</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Wat	TerrCham	Wgr	NoPC
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	Noc	Terr	Rainy	NoPond	Lf	TerrCham	Lfg	NoPC
<i>Leptodactylus petersii</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp-perm	Gram-herb	FoamWat	Wgr	PcPr
<i>Osteocephalus leprieurii</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Osteocephalus oophagus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	TreeHole	Wtr	PcPrFe
<i>Osteocephalus taurinus</i>	Noc	Veg	Explos	Temp	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC

<i>Phyllomedusa bicolor</i>	Noc	Veg	Prolong	Temp-perm	Arbor	Leaf	Wgr	NoPC
<i>Physalaemus ephippifer</i>	Diu-noc	Terr	Rainy	Temp	Gram-herb	FoamWat	Wgr	NoPC
<i>Pithecopus hypochondrialis</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	Leaf	Wgr	NoPC
<i>Pristimantis fenestratus</i>	Noc	Veg	Rainy	NoPond	Arbor	Terr-Litt	Lfg	NoPC
<i>Rhinella gr. margaritifera</i>	Diu-noc	Terr	Explos	Temp	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Rhinella marina</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Wat	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Rhinella miranda-ribeiroi</i>	Noc	Terr	Rainy	Temp	Wat	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Scinax boesemani</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Scinax gr. ruber</i>	Noc	Veg	Prolong	Temp	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Scinax nebulosus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp-perm	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Sphaenorhynchus lacteus</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp-perm	Gram-herb	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp	Arbor	TreeHole	Wtr	NoPC
<i>Trachycephalus typhonius</i>	Noc	Veg	Rainy	Temp-perm	Arbor	DirWat	Wgr	NoPC
<i>Vitreorana sp.</i>	Noc	Veg	Rainy	Perm	Arbor	Leaf	Wgr	PcPr
