

## CAPÍTULO V

### A monocultura de palma de dendê *Elaeis guineenses* Jacq. e a biodiversidade de riachos amazônicos

\*Luciano F. de A. Montag<sup>1</sup>, Tiago O. Begot<sup>1</sup>, Bruno da S. Prudente<sup>2</sup>, Marcio C. Ferreira<sup>3</sup>, Erlane J. Cunha<sup>1</sup>, Yulie Shimano<sup>4</sup>, Carina K. S. Paiva<sup>1</sup>, Fernando G. Carvalho<sup>1</sup>, Thiago P. Mendes<sup>1,5</sup>, Ana Luiza-Andrade<sup>1</sup>, Luís C. F. Barbosa<sup>6</sup> e Leandro Juen<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratório de Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Pará, campus Guamá, Belém, Pará - Brasil.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia e Conservação da Amazônia, Universidade Federal Rural da Amazônia, campus Capitão Poço, Pará - Brasil.

<sup>3</sup>Grupo de Pesquisa em Ecologia e Manejo de Organismos e Ambientes Aquáticos EMOA, Universidade do Estado do Amapá, Amapá – Brasil.

<sup>4</sup>Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal, campus avançado do Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Mato Grosso, Mato Grosso - Brasil.

<sup>5</sup>Programa de Pós-graduação em Aquicultura e Meio Ambiente. Universidade Estadual do Maranhão, Balsas, Maranhão - Brasil.

<sup>6</sup>Conservação Internacional do Brasil, Belém, Pará – Brasil.

\*lfamontag@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-05>

#### RESUMO

A Amazônia vem sofrendo ao longo dos anos com diferentes impactos ambientais, dentre eles, no Estado do Pará, a palma de dendê é a terceira atividade agrícola em expansão, estando atrás da soja e do açaí. Os impactos ambientais resultantes dessa atividade se estendem aos ecossistemas aquáticos, principalmente aos pequenos riachos, que apresentam alta dependência do ambiente terrestre. Neste capítulo apresentamos os resultados dos efeitos da palma de dendê sobre a biodiversidade de riachos da Amazônia Oriental. Foram analisadas as assembleias de peixes e insetos aquáticos e semiaquáticos em áreas com diferentes proporções de usos da terra para o plantio de dendê. Os estudos registraram alteração na riqueza e abundância de peixes e de insetos entre ambientes afetados pela monocultura de dendê e áreas florestadas, evidenciando uma substituição de espécies seguindo um gradiente florestal. Sendo assim, a monocultura de dendê provoca alterações na estrutura dos riachos, afetando a distribuição da biodiversidade, demonstrando a necessidade de monitoramento dos ecossistemas aquáticos para manutenção das características naturais e sua biodiversidade em áreas agrícolas.

**Palavras-chave:** Amazônia; Impactos Ambientais; Estado do Pará; Palma de Dendê; Riachos

## INTRODUÇÃO

A Amazônia é a maior floresta tropical do mundo, abrangendo mais de cinco milhões de km<sup>2</sup> (Lathrap, 2017), constituindo um complexo mosaico de hábitat que abriga uma das maiores biodiversidades que temos conhecimento (Junk et al., 2007; Hoorn e Wesselingh, 2010). Entre estes diferentes hábitats, os ambientes aquáticos destacam-se por apresentarem grande importância ecológica para o ecossistema, além da alta diversidade biológica associada (Junk, 1993; Naiman et al., 2005). Os ambientes aquáticos ocupam aproximadamente 800.000 km<sup>2</sup>, cerca de 15% do território amazônico (Melack e Hess, 2010), que concentra mais de 20% da água doce do planeta (ANA, 2015). Esta extensa rede hídrica apresenta diferentes características, que permitem diferenciar os ambientes aquáticos quanto à geomorfologia, características físico-químicas da água, pulso de inundação, entre outras (Castello et al., 2013).

Entre os diferentes tipos de ambientes aquáticos (e.g. rios, lagos, igapós, dentre outros), os pequenos riachos, conhecidos na Amazônia como igarapés, destacam-se por abrigar uma grande diversidade biológica (Harding et al., 1998; Meyer et al., 2007) e alta conectividade com o ecossistema terrestre (Hynes, 1975; Pusey e Arthington, 2003). A vegetação marginal é determinante na manutenção das características naturais dos riachos, pois é a principal responsável pela sua produtividade primária, além de contribuir com a estabilidade das margens e a formação de micro-hábitats para muitos organismos aquáticos e semiaquáticos (Naiman et al., 2005; Teels et al., 2006). Em virtude dessa intrínseca relação, impactos que ocorrem na área do entorno dos riachos, conhecidos como ambientes ripários, estão diretamente relacionados a estrutura do hábitat e da biodiversidade presente nesses corpos d'água (Fausch et al., 2010; Souza et al., 2013; Juen et al., 2016).

Mesmo com toda a extensão geográfica e importância ecológica, os pequenos riachos são constantemente ameaçados por ações antrópicas (Palmer e Richardson, 2009), o que reforça a importância de estudos que forneçam informações sobre suas características naturais e como os organismos respondem aos impactos antropogênicos (Allan, 2004). Na Amazônia, a principal ameaça a esses riachos tem sido a expansão de

atividades antrópicas como extração madeireira, agropecuária e urbanização (Fearnside, 2005), que juntos, são responsáveis por um aumento de mais de 50% no desmatamento desse bioma nos últimos 20 anos (Almeida e Vieira, 2013). Essas alterações causam a supressão da vegetação nativa, compactação do solo, assoreamento dos corpos d'água, homogeneização dos micro-habitats, alterações na qualidade da água e, conseqüentemente, perda da diversidade biológica que está fortemente associada a esse conjunto de fatores (Allan et al., 2012; Mantyka-Pringle et al., 2014; Juen et al., 2016; Montag et al., 2019).

### **As monoculturas de palma de dendê**

Dentre as principais atividades agropastoris que ocorrem no Estado do Pará, a monocultura da palma de dendê é a terceira atividade que se destacou até o ano de 2016, ficando atrás do cultivo da soja e açaí (FAPESPA, 2017) (Fig. 1). Para a Amazônia, nos últimos 30 anos registrou-se um aumento de mais 120.000 hectares de área plantada para o dendê (FAO, 2015). Este aumento na produção coloca o Brasil em décimo lugar entre os maiores produtores de dendê no mundo, em uma lista liderada por Malásia, Tailândia e Indonésia (Brown e Jacobson, 2005; FAO, 2015). O crescimento da produção de palma de dendê na Amazônia é decorrente de diversos fatores, como as condições ambientais e climáticas da região, além de políticas públicas de incentivo à produção (Furlan-Júnior, 2006; Müller et al., 2006; Cordoba et al., 2019).



**Fig. 1.** Vista parcial de uma plantação de palma de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.) na Amazônia Oriental. Foto: Márcio Ferreira.

Originária do continente africano, a palma de dendê, conhecida cientificamente como *Elaeis guineensis* Jacq. (Fig. 1), expandiu sua distribuição pelos trópicos ao longo dos anos, abrangendo principalmente o sudeste Asiático e a América Latina (Furlan-Júnior, 2006). No sudeste asiático, mais especificamente na Malásia, os primeiros registros de plantações de dendê datam de 1848, a partir de então, a expansão desta monocultura gerou controvérsias, principalmente no que se refere ao desenvolvimento econômico do país e a conservação de seu patrimônio natural (Sheil et al., 2009).

Estudos revelam que o crescimento desordenado das plantações de dendê no sudeste asiático trouxe danos irreversíveis ao ecossistema local (Sheil et al., 2009), uma vez que vastas áreas de florestas nativas foram suprimidas, dando lugar as áreas de plantio (Brook et al., 2003). Essas alterações afetaram diretamente a biodiversidade (Turner e Foster, 2009; Azhar et al., 2014; Giam et al., 2015), ocasionando a redução na abundância de indivíduos e na riqueza de muitas espécies, gerando inclusive extinção local de algumas delas, sendo registradas as maiores taxas de extinção para os grupos de peixes, mamíferos e borboletas (Sodhi et al., 2004).

De modo geral, os estudos no sudeste asiático evidenciam que a monocultura de palma de dendê reduz a disponibilidade de micro-habitats e recursos, afetando diretamente a ocorrência e distribuição das espécies (Luskin

e Potts, 2011). Isso ocorre porque grande parte das espécies exigem ambientes complexos e íntegros para sua existência, devido as suas especificidades ecológicas, morfológicas, funcionais e fisiológicas (Southwood, 1977; Poff, 1997).

Na Amazônia, a introdução da palma de dendê ocorreu em 1942, por meio de sementes provenientes da Bahia que foram introduzidas no Brasil trazidas da África, durante o período da escravidão (Müller et al., 2006). Apenas em 1968, essa cultura registrou um aumento na sua produção, através de áreas de cultivo estabelecidas no município de Santa Bárbara, no Estado do Pará (Müller et al., 2006). A partir de então, com incentivos de políticas públicas, esta prática agrícola expandiu, fazendo com que em 1975 fossem registradas mais de 50 mil árvores de dendê na região. Em 1980, foi construída a primeira indústria para produção de óleo de dendê, o que desencadeou um aumento significativo da produção. No ano de 1984, as lavouras de dendê já ocupavam territórios dos municípios de Acará e Moju, no Estado do Pará, e em 1985 novas indústrias entraram em funcionamento, demandando novas áreas para plantio. Em 1997, houve a expansão de áreas plantadas no município de Moju e uma indústria de processamento da matéria-prima proveniente da palma de dendê foi instalada em Belém, capital do estado (Müller et al., 2006).

Acompanhando o crescimento da produção agrícola, as pesquisas voltadas para melhorar a qualidade do produto e reduzir o tempo de produção foram fundamentais para que a Amazônia passasse a ser considerada um polo de produção de palma de dendê (Conduru, 1957; Müller e Alves, 1997; Botelho et al., 1998). Por outro lado, também iniciaram as pesquisas voltadas para compreensão dos impactos ambientais dessa cultura sobre o ecossistema amazônico e sua biodiversidade (Furlan-Júnior e Müller, 2004; Becker 2010; Buttler 2011; Juen et al., 2016).

Desde então, pesquisas desta natureza passaram a ganhar espaço e relevância, principalmente as que investigam impactos à biodiversidade nas áreas de palma de dendê na Amazônia Oriental, tais como nos insetos aquáticos (Cunha et al., 2015; Shimano e Juen, 2016; Paiva et al., 2017; Luiza-Andrade et al., 2017; Carvalho et al., 2018; Mendes et al., 2019); anfíbios (Correa et al., 2015); mamíferos (Mendes-Oliveira et al. 2017; Pena e Mendes-Oliveira, 2019), aves (Lees et al., 2015; Almeida et al., 2016) e peixes (Ferreira

et al., 2018). Em uma tentativa de ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade e como esta atividade pode alterar os ecossistemas Amazônicos, evitando que ocorram os mesmos impactos negativos registrados na Ásia (Sheil et al., 2009). Sendo assim, estes estudos são fundamentais, pois, conhecer as alterações ambientais decorrentes desta prática é uma ferramenta indispensável na elaboração de estratégias mais eficientes que podem ajudar na mitigação dos impactos, bem como no estabelecimento de áreas prioritárias, tanto para conservação quanto para a expansão do plantio (Ramalho-Filho et al., 2010).

Diante destes cenários, este capítulo apresenta uma compilação dos principais resultados reportados sobre os efeitos da monocultura de palma de dendê sobre os peixes e os insetos aquáticos e semiaquáticos em riachos do Centro de Endemismo Belém na Amazônia Oriental.

### **A palma de dendê no Centro de Endemismo Belém**

Os estudos apresentados aqui foram conduzidos no Centro de Endemismo Belém (CEB), localizado na mesorregião do Nordeste do Estado do Pará, Brasil ( $2^{\circ}13'00''\text{S}$ ;  $2^{\circ}43'00''\text{S}$  e  $48^{\circ}54'00''\text{W}$ ;  $48^{\circ}28'00''\text{W}$ ), na Amazônia Oriental, onde concentra-se a maior parte da produção de palma dendê na Amazônia (Reis-Neto, 2010) (Fig. 2).

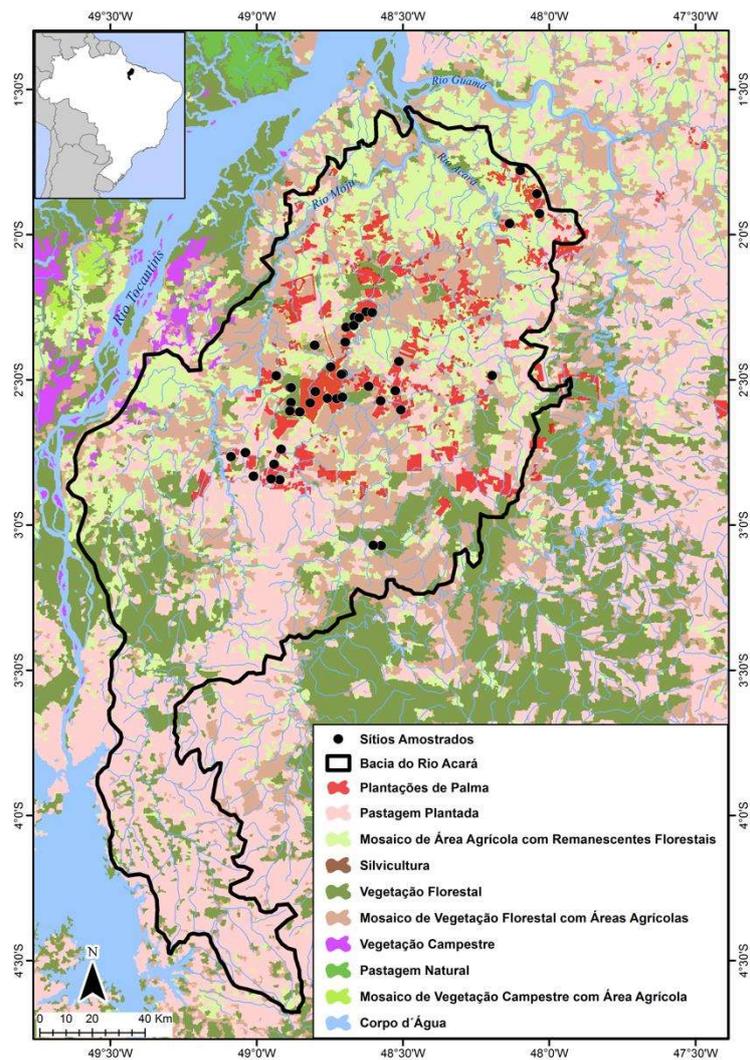


O clima no CEB é do tipo tropical úmido, subtipo 'Af', segundo a classificação de Köppen (Peel et al., 2007). O período chuvoso se estende de dezembro a maio e o período de estiagem de junho a novembro, com pluviosidade anual média de 2.344mm<sup>3</sup>, atingindo máximas de 427mm<sup>3</sup> mensais em março, e mínimas de 54mm<sup>3</sup> em setembro (Albuquerque et al., 2012). A temperatura média na região é de 26°C, com umidade relativa do ar atingindo 85% (Oliveira et al., 2002).

A rede hidrográfica do CEB é composta por importantes rios, como o Tocantins, Guamá, Acará, Moju e Capim (Almeida e Vieira, 2013). Além dos grandes rios, vários outros corpos d'água menores constituem a complexa rede hidrográfica da região, como riachos de primeira, segunda e terceira ordem, todos caracterizados como rios de água clara devido à baixa quantidade de sedimento transportado e pelo substrato predominantemente arenoso (Junk, 1993).

### **Os estudos experimentais da biodiversidade aquática**

Nos últimos oito anos foram avaliados 40 riachos da bacia do rio Acará (Fig. 3). As expedições de campo foram padronizadas quanto ao período hidrológico, ocorrendo sempre no período de menor precipitação, que no CEB corresponde aos meses de junho a novembro (Albuquerque et al., 2012). A escolha do período foi necessária para evitar possíveis alterações, resultantes de variações sazonais, tanto em aspectos estruturais e funcionais da fauna, como na padronização do método de coleta e caracterização ambiental dos riachos (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008).



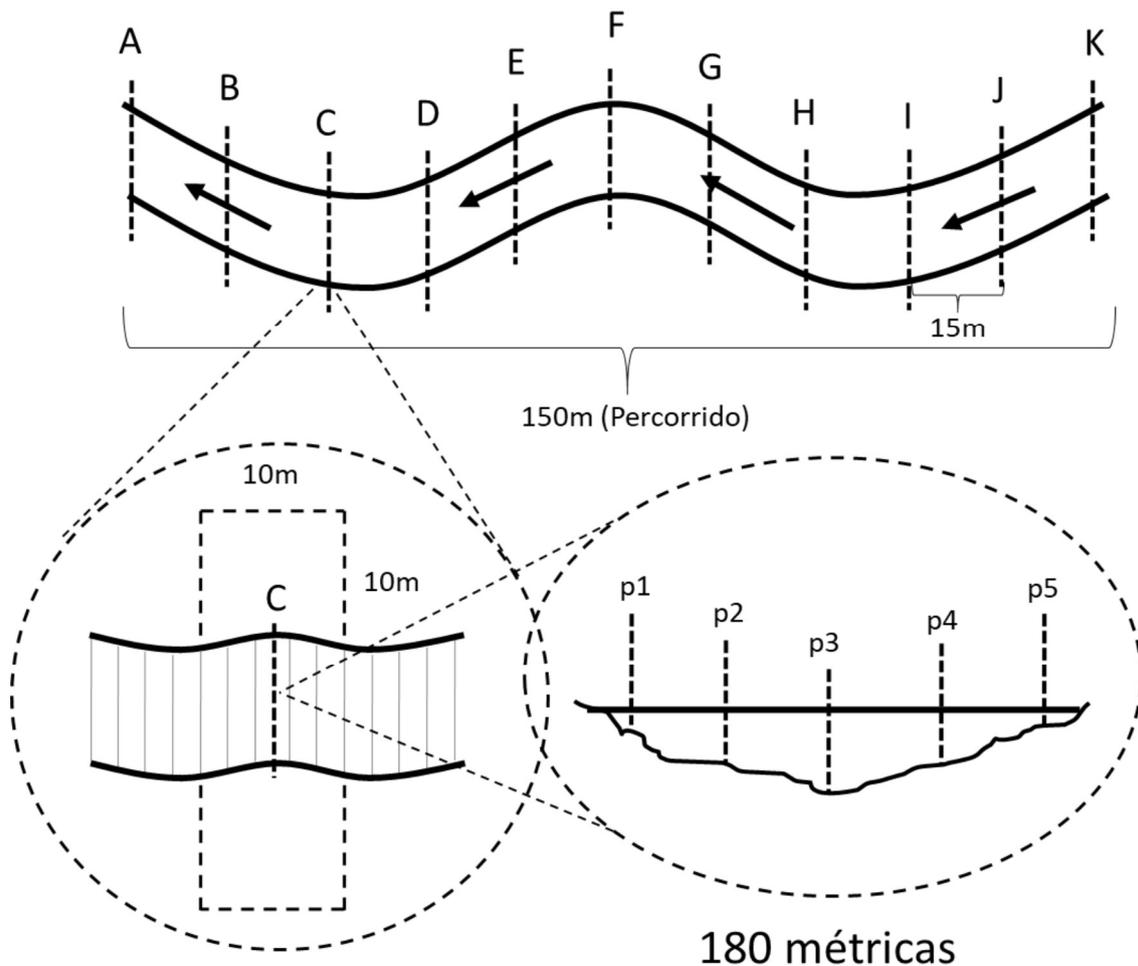
**Fig. 3.** Localização dos sítios amostrados (riachos) em áreas de monocultura de palma de dendê e em florestas na Bacia do rio Acará, no Centro de Endemismo Belém, Pará, Brasil. Mapa: Luís C. F. Barbosa.

Foram amostrados trechos de riachos de primeira e segunda ordem, segundo a classificação de Strahler (1957) (Fig. 4). São considerados riachos de primeira ordem as nascentes, ao passo que os de segunda ordem se originam da junção de dois riachos de primeira ordem. Essa padronização quanto ao tamanho dos riachos foi necessária, pois diversos fatores ambientais podem influenciar na estrutura da comunidade em diferentes escalas espaciais (Vannote et al., 1980; Tejerina-Garro et al., 2005).



**Fig. 4.** Exemplos de riachos amostrados na Bacia do rio Acará, no Centro Endemismo Belém, Brasil. Fotos: Acervo LABECO/UFPA.

Em cada riacho foram amostrados trechos de 150 metros, subdivididos em 10 segmentos de 15m cada, totalizando 11 seções transversais e 10 seções longitudinais (segmentos). As seções transversais foram nomeadas de “A” a “K”, enquanto as seções longitudinais foram nomeadas a partir da combinação das seções transversais limitantes (A-B, B-C, C-D, ... J-K) (Fig. 5).



**Fig. 5.** Ilustração esquemática do trecho de riachos utilizado no presente estudo. As letras de A a K indicam as seções transversais, marcadas a cada 15 m, e o espaço entre elas corresponde às seções longitudinais. Os códigos p1 a p5 indicam as repetições das medidas em cada seção transversal (modificado de Prudente, 2017).

A caracterização do hábitat foi realizada com base no Protocolo de Avaliação e Monitoramento Ambiental da Agência Americana (U.S. EPA) proposto por Peck et al. (2006) e adaptado para regiões tropicais por Callisto et al. (2014). Esse protocolo avalia diversos componentes da estrutura do hábitat, subdivididos em blocos de métricas, sendo estes: morfologia do canal, substrato, unidade de canal (fluxo de água), estrutura da vegetação ripária, presença de madeiras fora e dentro do leito do riacho, disponibilidade de abrigo para a biodiversidade e impacto humano.

Os peixes foram coletados usando duas redes de mão de 55 cm de diâmetro com malha de 2 mm. Para cada seção de 15 m, o esforço amostral foi de 18 minutos, de acordo com o protocolo utilizado por Prudente et al. (2017) e

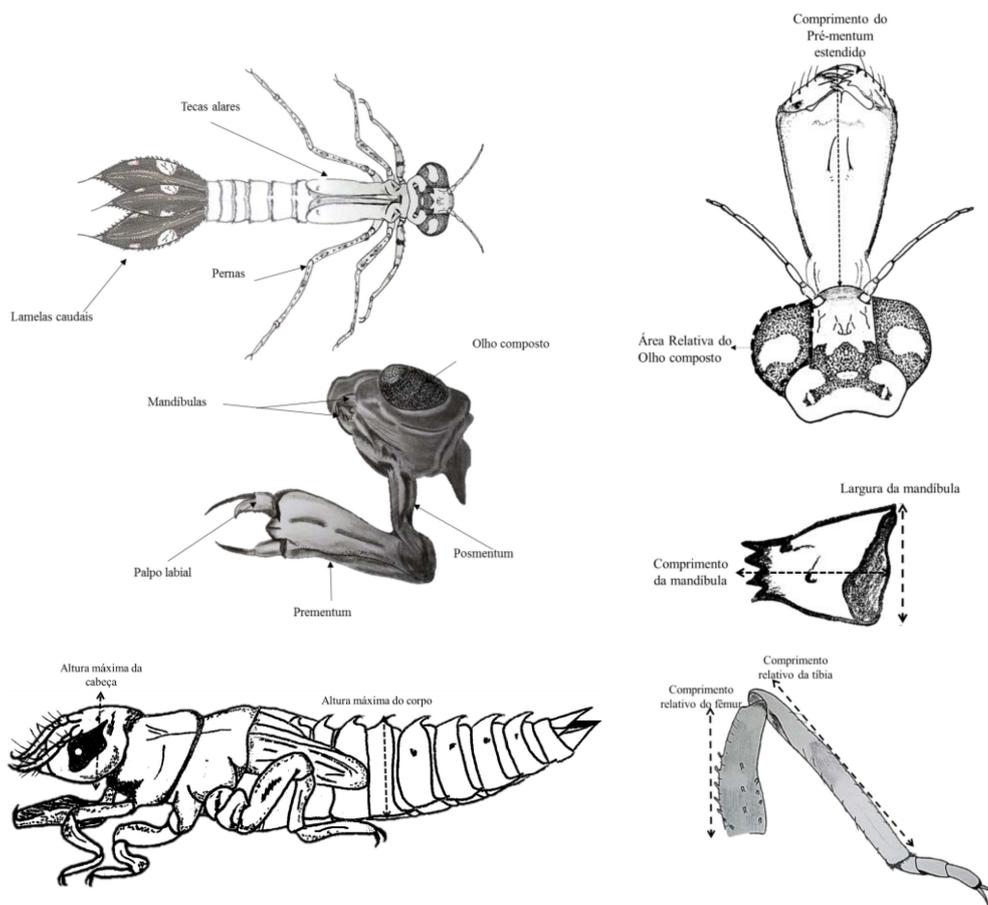
Ferreira et al. (2018) Os peixes foram submetidos a doses letais de anestésico (Eugenol) seguindo o protocolo (Casa Civil, Lei Federal nº 11.794, de 8 de outubro de 2008), fixados em solução de formalina a 10% e após 48 horas transferidos para etanol a 70%. Os peixes foram identificados ao menor nível taxonômico possível utilizando literatura especializada (Albert, 2001; Reis et al., 2003; Van der Sleen e Albert, 2018) e ajuda de especialistas nos diferentes grupos. Espécimes testemunhos foram depositados na Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) em Belém (Pará – Brasil).

Para amostragem dos insetos aquáticos as dez seções de 15 metros foram divididas em três subunidades de 5 m, das quais apenas as duas primeiras foram amostradas (Shimano e Juen, 2016). Em cada subunidade, duas amostras de substrato foram coletadas com redes de imersão, com dimensões de 18 cm de diâmetro e 250 mm de malha, para obtenção de espécimes de estágios imaturos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e da subordem Heteroptera (infraordem Nepomorpha). Os espécimes da subordem Heteroptera (infraordem Gerromorpha) foram coletados por varredura manual da superfície dos riachos (rede de mão de 18 cm de diâmetro e malha de 1 mm) totalizando 1 hora de coleta (ver Cunha et al., 2015; Cunha e Juen, 2017). Os indivíduos de Odonata adulto foram amostrados utilizando uma rede de varredura manual (40 cm de diâmetro, 65 cm de profundidade, com alça de alumínio de 90 cm) (Monteiro-Júnior et al., 2016). Os espécimes de Heteroptera, Odonata (larva), Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera foram classificados em campo e então fixados em etanol a 85%. No laboratório, os espécimes foram identificados usando chaves de identificação (Domínguez et al., 2006; Hamada et al., 2019). Os espécimes de Odonata adultos foram armazenados em envelopes de papel para serem transportados para o laboratório para identificação usando chaves taxonômicas (Lencioni, 2005; 2006; Garrison et al., 2006; 2010). Os espécimes foram armazenados na Coleção Zoológica do Laboratório de Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil.

Para a avaliação da diversidade funcional, os atributos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram selecionados por meio de revisão bibliográfica buscando encontrar características que representassem o papel funcional de cada espécie no sistema. Foram considerados cinco

atributos funcionais (respiração, hábitos alimentares, locomoção/hábitat, tamanho e formato do corpo), divididos em 21 categorias com base na classificação adotada por Poff et al. (2006).

Para gerar os índices ecomorfológicos das larvas de Odonata, foram mensuradas as características morfológicas de 10 indivíduos de cada gênero. Para selecionar quais características morfológicas poderiam ser utilizadas na geração dos índices, nós consideramos a importância da função das estruturas, ou seja, sua função em relação ao hábito da espécie na comunidade (Carvalho e Nessimian, 1998; Corbet, 1999). Assim, calculamos sete índices ecomorfológicos (Fig. 6): área relativa do ocelo; altura relativa da cabeça; comprimento relativo da mandíbula; largura relativa da mandíbula; comprimento relativo da tibia; comprimento relativo do fêmur; índice de protrusão do pré-mentum (Mendes et al., 2020).



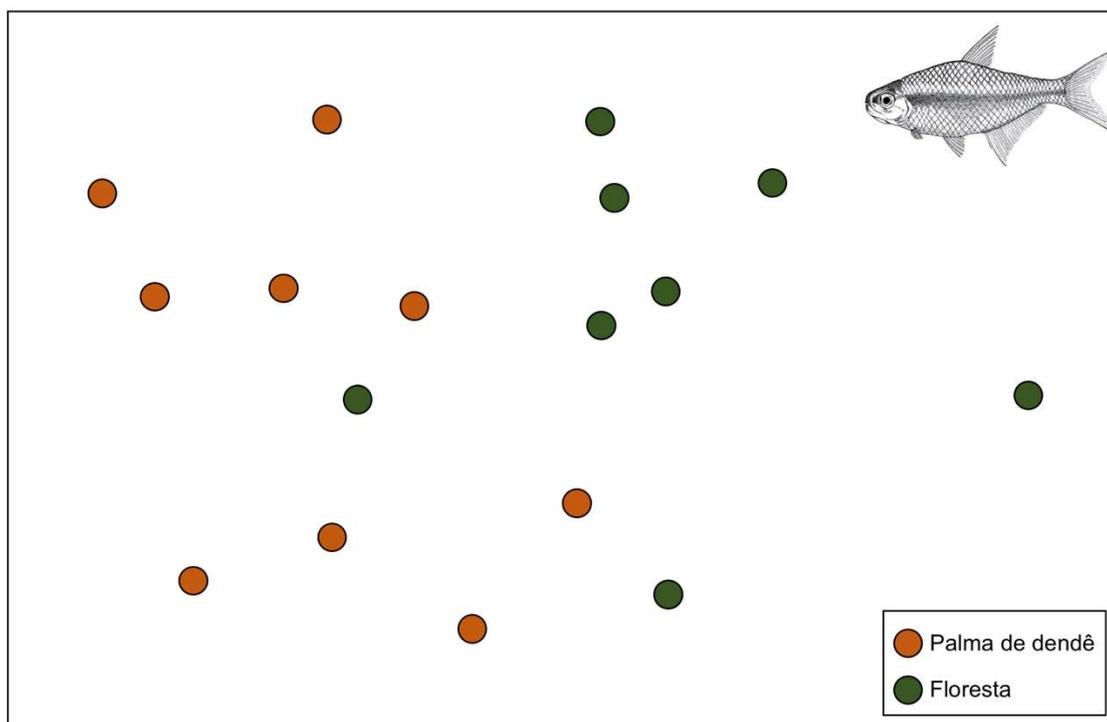
**Fig. 6.** Larva de Odonata destacando as estruturas morfológicas relacionadas, por exemplo, com alimentação (mandíbulas e labium: palpo labial e prementum), localização (olhos compostos) e locomoção (pernas e lamelas caudais). Modificado a partir de Mendes et al. (2020).

## A palma de dendê e a biodiversidade de riachos

### Peixes

Ferreira et al. (2018) coletaram um total de 7.245 peixes, sendo que 4.333 (56 espécies) em riachos de dendezeiros e 2.912 (42 espécies) em riachos que drenam fragmentos florestais. A riqueza, baseada no método de rarefação, e ponderada com base na amostra de menor tamanho, não diferiu entre floresta e palma ( $t = 2,62$ ,  $gl = 1$ ,  $p > 0,05$ ). A riqueza total observada foi de 63 espécies, distribuída em seis ordens e 24 famílias. A maior abundância foi observada na ordem dos Characiformes (21 espécies; 60,10% dos espécimes amostrados), seguido por Siluriformes (18; 16,08%) e Cichliformes (7; 14,45%). As espécies mais abundantes foram *Microcharacidium weitzmani* (37,2%), *Apistogramma* gr. *regani* (9,41%), *Potamoglanis hasemani* (8,30%) e *Hyphessobrycon heterorhabdus* (8,26%).

A ordenação gerada pela técnica estatística de Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) evidenciou uma distinção entre a composição de espécies em riachos de plantações de palma de dendê e ambientes florestais, e foi comprovada pelo resultado da estatística PERMANOVA (pseudo-F = 2,82;  $p < 0,01$ ) (Fig. 7). Do total de espécies capturadas, 21 ocorreram apenas em riachos de plantações de dendê, com destaque para a exclusividade das famílias Poeciliidae (N = 4, ocorrendo em uma única amostra), Polycentridae (N = 1), Auchenipteridae (N = 2, duas amostras) e Doradidae (N = 49, três amostras). Nas áreas de floresta, foram observadas quatro espécies exclusivas, *Megalechis thoracata*, *Batrochoglanis raninus*, *Ammocriptocharax elegans* e *Denticetopsis epa*, com ênfase na exclusividade das famílias Callichthyidae e Pseudopimelodidae.



**Fig. 7.** Ordenação resultante da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseada na composição de espécies de peixes coletados em riachos de plantações de palma de dendê e de floresta na Bacia do rio Acará, Pará, Brasil. Os círculos laranjas representam os riachos na área de plantação de dendê e os círculos verde representam os riachos na área florestada (Ferreira et al., 2018).

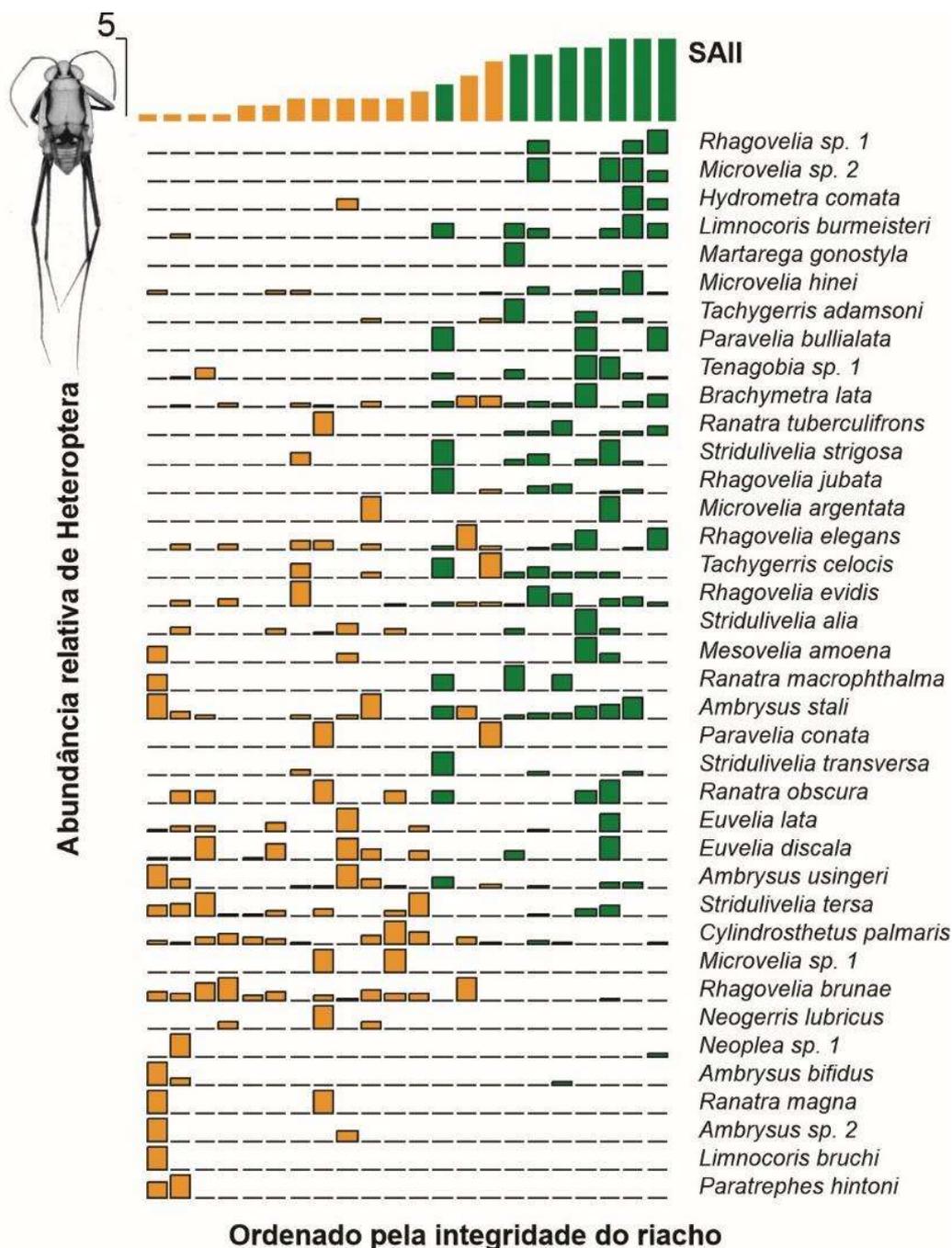
Quanto a avaliação da estrutura física do habitat juntamente com a composição das assembleias de peixes foi observado que das 242 variáveis ambientais amostradas seguindo o protocolo de Peck et al. (2006), dez foram consideradas importantes para acessar a condição estrutural do habitat e apenas quatro foram consideradas relevantes com potencial para distinguir riachos de plantio de palma de dendê e riachos florestados. Os resultados da Análise de Componentes Principais indicaram que riachos que drenam plantações de palma de dendê foram caracterizadas pela alta proporção de impacto humano não agrícola e alta porcentagem de substrato fino; já os riachos que drenam áreas florestadas foram caracterizados pela presença de pedaços de madeira de grande volume dentro e acima do canal do riacho e altos valores de oxidação e redução da água.

### Heteroptera

Para Heteroptera, Cunha et al. (2015) capturou 2.781 espécimes de Heteroptera de 11 famílias, 24 gêneros e 55 espécies. O táxon predominante

foi o infraordem Gerromorpha (Heteroptera semiaquático), que foi representado por 2.303 espécimes pertencentes a quatro famílias (Gerridae, Hydrometridae, Mesoveliidae e Veliidae), 13 gêneros e 33 espécies. Um sexto (478) dos espécimes foram Heteroptera aquáticos, representando 22 espécies de sete famílias (Belostomatidae, Corixidae, Helotrephidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae e Pleidae) e 11 gêneros.

A composição de espécies também variou quanto o índice de integridade abiótica do riacho (em inglês *Streams Abiotic Integrity Index*, SAI), onde áreas de florestas apresentaram uma maior integridade e áreas de dende uma menor integridade (Cunha et al., 2015); o grau de substituição de espécies ao longo do gradiente de integridade foi notável (Fig. 8). Houve uma associação entre a integridade do hábitat e a ocorrência de espécies como *Limnocoris burmeisteri*, *Microvelia* sp. 2, *Rhagovelia* sp. 1 e *Tenagobia* sp. 1, estas espécies apresentaram maior probabilidade de estarem presentes e apresentaram maior abundância relativa nos riachos da floresta, que apresentaram maiores valores de integridade. O padrão inverso foi observado em espécies associadas a hábitats mais afetados pelo cultivo de dendezeiros (por exemplo, *Microvelia* sp.1, *Neogerris lubricus* e *Rhagovelia brunae*). Algumas espécies mais abundantes e generalizadas foram encontradas em ambos os tipos de hábitat, mas algumas delas, por exemplo, *Brachymetra lata*, foram mais comuns em riachos de floresta, enquanto outros, como *Cylindrothetus palmaris*, foram mais abundantes nos hábitats degradados.



**Fig. 8.** Ordenação direta da abundância relativa das espécies de Heteroptera coletadas na Bacia do rio Acará, Pará, Brasil, com base no gradiente do índice de integridade abiótica de riachos (SAII) (Cunha et al., 2015). As barras laranjas representam os riachos na área de plantação de palma de dendê e as barras verdes representam os riachos na área florestada.

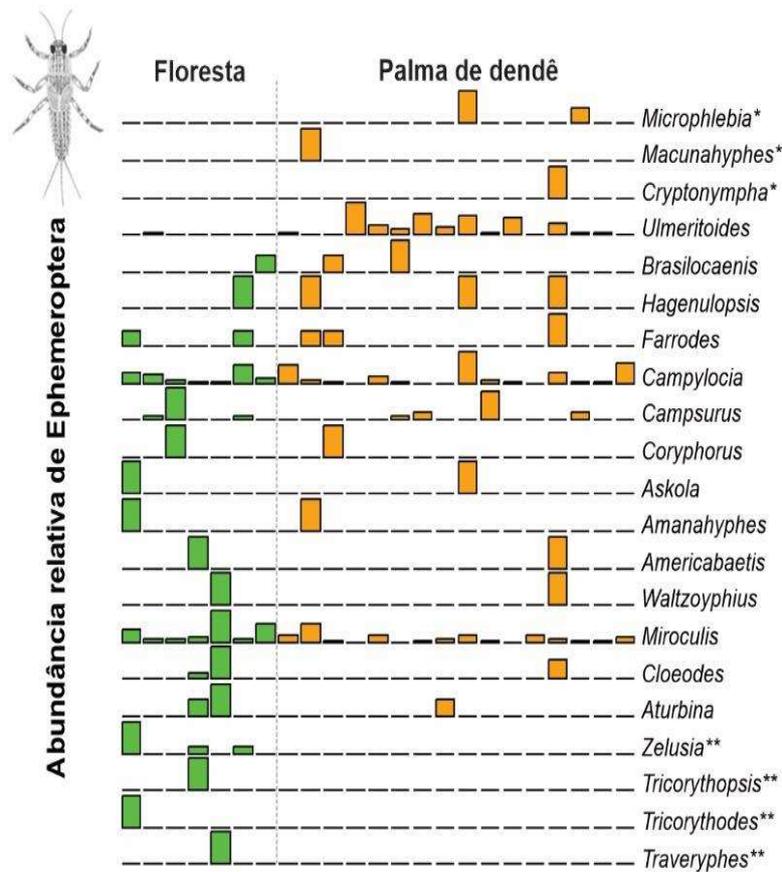
## Ephemeroptera

Shimano e Juen (2016) coligiram 1.232 espécimes de Ephemeroptera, representando 21 gêneros. Comparando áreas de floresta e plantação de palma de dendê, não houve diferença na média da abundância de Ephemeroptera ( $t = -1,12$ ;  $gl = 2$ ;  $p = 0,27$ ). No entanto, as estimativas de

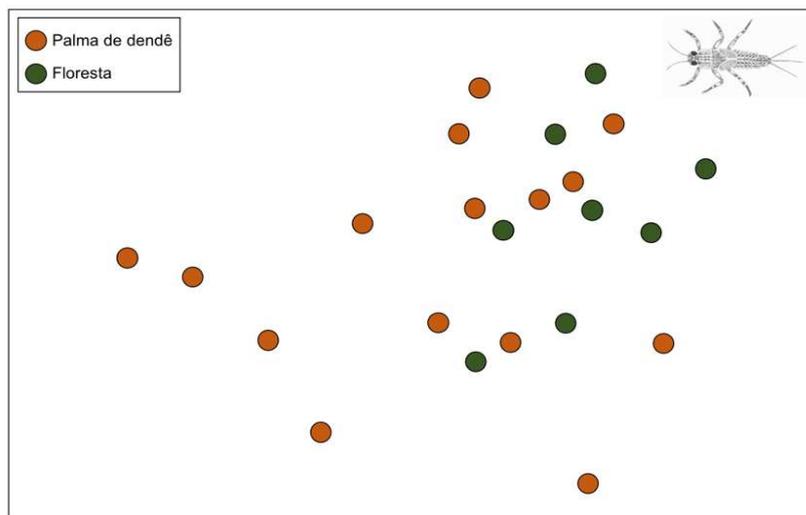
riqueza total de táxons nos dois ambientes indicam que os riachos da floresta possuem  $30 \pm 6,89$  (média de riqueza  $\pm 95\%$  de intervalo de confiança), cerca de dez gêneros a mais, em média, em comparação com os riachos localizados dentro das plantações de dendê ( $20 \pm 5,04$ ).

Com relação à composição taxonômica, três gêneros, *Zelus*, *Tricorythopsis* e *Tricorythodes*, foram únicos para os riachos da floresta (ou seja, eles foram encontrados apenas nesses habitats) e três outros, *Microphlebia*, *Macunahyphes* e *Cryptonympha*, foram únicos para riachos de plantação de palma de dendê (Fig. 9A). No entanto, quando os riachos foram classificados de acordo com a presença/ausência de gêneros, os locais de floresta e plantio de dendê não foram claramente diferenciados (Fig. 9B), um padrão confirmado pela Análise de Similaridade (ANOSIM) ( $r = 0,049$  e  $p = 0,252$ ), reforçando a conclusão de que não houve diferença na composição das assembleias de efemerópteros nos dois tipos de habitat.

A)



B)



**Fig. 9.** (A) Variação da abundância de gêneros de Ephemeroptera coletados em riachos na Bacia do rio Acará, Pará, Brasil, classificados pela presença e ausência de plantações de dendezeiros. (\*) gêneros encontrados somente em áreas com plantações de palma de dendê e (\*\*) gêneros presentes somente em áreas florestadas; (B) Ordenação (NMDS) dos locais de amostragem em plantações de palma dendê e áreas florestadas, com base na presença e ausência dos gêneros de Ephemeroptera (Shimano e Juen, 2016).

## Plecoptera e Trichoptera

Paiva et al. (2017) registraram um total de 802 indivíduos de Plecoptera e Trichoptera imaturos na bacia do rio Acará, representando 17 gêneros e nove famílias. A ordem Trichoptera representou 85,54% da abundância total, e Plecoptera representaram 14,46%. A abundância de Plecoptera e Trichoptera foi maior nos riachos florestados do que em riachos que drenam áreas de plantações de dendê ( $t = -2,806$ ;  $gl = 19$ ;  $p = 0,011$ ), com uma média de 32 indivíduos a mais coletados em riachos de floresta. A riqueza de gênero de Plecoptera e Trichoptera também foi maior nos riachos florestados. ( $t = -3,029$ ;  $gl = 19$ ;  $p = 0,007$ ). Os gêneros *Amazonatolica* e o *Polyplectropus* ocorreram apenas em riachos localizados em áreas de floresta. No entanto, a composição do gênero não diferiu entre os riachos de referência e de dendezeiros (PERMANOVA, pseudo-F = 1,891;  $p = 0,111$ ).

Para as três ordens de insetos bentônicos em conjunto Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, conhecidos pelas iniciais EPT, Luiza-Andrade et al. (2017), avaliaram a composição taxonômica e funcional das assembleias. Neste estudo foram coletados 2.100 espécimes de EPT, representando 40 gêneros e 16 famílias. O número médio de gêneros registrados por riacho foi maior ( $t = 3,286$ ,  $gl = 19$ ,  $p = 0,003$ ) em riachos de floresta ( $15.375 \pm 4.657$ ) em comparação com riachos de plantio de dendê ( $9,307 \pm 3,75$ ). A composição taxonômica diferiu entre os ambientes (PERMANOVA: pseudo-F = 2,426,  $gl = 19$ ;  $p = 0,035$ ), nove gêneros foram exclusivos da floresta (*Amazonatolica*, *Aturbina*, *Enderleina*, *Polyplectropus*, *Thraulodes*, *Traveryphes*, *Tricorythodes*, *Tricorythopsis* e *Zelus*), enquanto *Cryptonympha* ocorreu apenas em riachos de plantações de dendê.

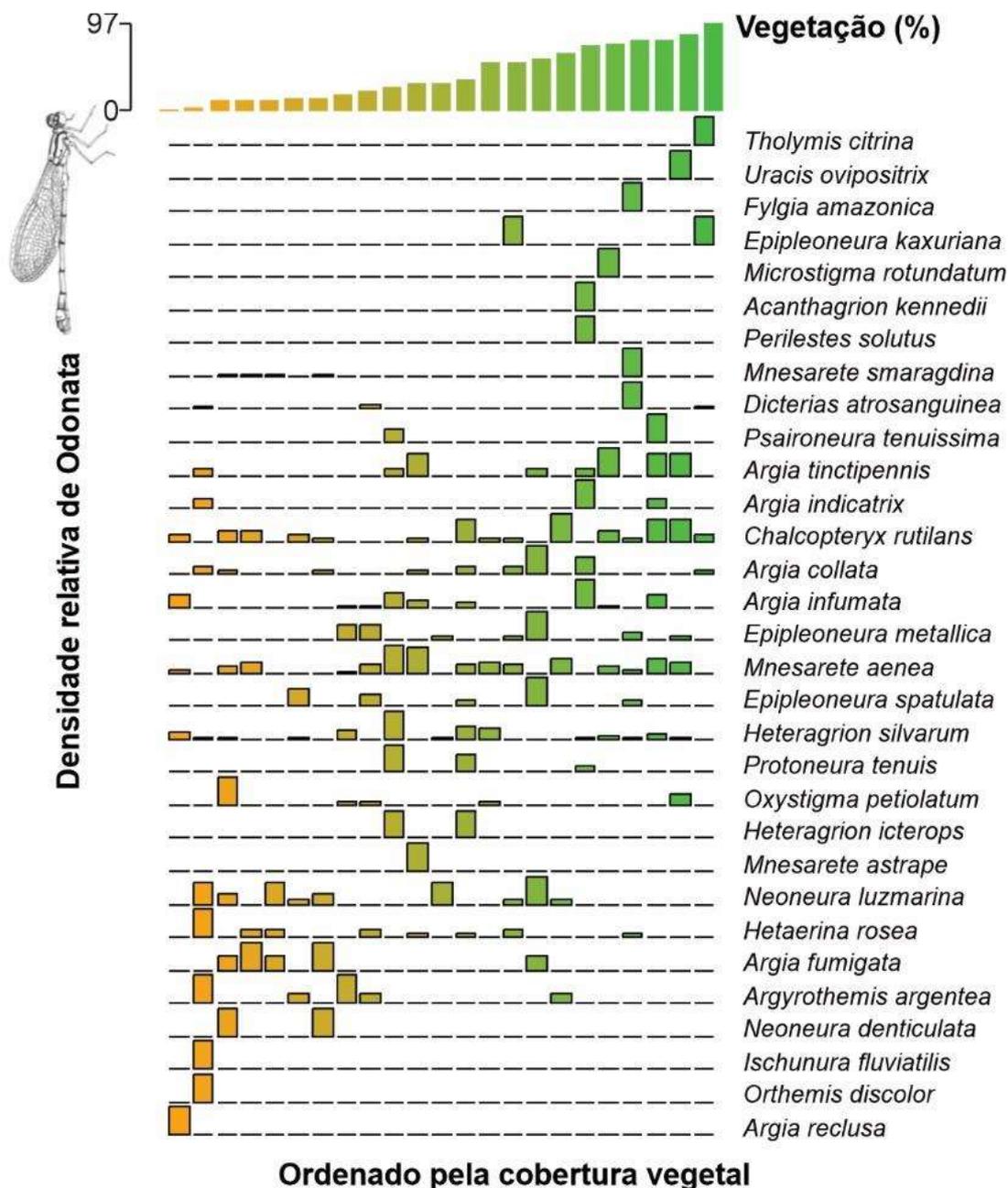
A composição funcional parecia inalterada, apesar da reduzida cobertura do dossel associada aos riachos que drenam as plantações de palma de dendê. Contudo a riqueza funcional foi maior na floresta ( $t = 2,155$ ,  $gl = 19$ ;  $p = 0,044$ ), indicando maior diversificação de habitats e maior variedade de recursos utilizado pelas espécies. Esses efeitos enfatizam a importância da vegetação ripária para a manutenção das assembleias e dos serviços ecossistêmicos.

## Odonata

Para Odonata adultos, Carvalho et al. (2018), coletaram 530 indivíduos, distribuídos entre as 34 espécies registradas na Bacia do rio Acará. A família mais abundante foi Coenagrionidae (N = 152), seguida por Calopterygidae (N = 150) e Megapodagrionidae (N = 102). Os gêneros mais representativos foram *Epiptoneura* (sete espécies e 42 indivíduos), *Argia* (10 espécies e 127 indivíduos) e *Mnesarete* (quatro espécies e 134 indivíduos). As espécies mais abundantes foram *Heteragrion silvarum*, com 88 indivíduos, *Mnesarete aenea* (78 indivíduos) e *Chalcopteryx rutilans* (46 indivíduos).

Ao avaliar a variação na composição de espécies entre os riachos, houve uma nítida separação em dois grupos, mostrando que a mudança na cobertura vegetal afetou a composição das espécies de Odonata. Indicando que existem espécies exclusivas de riachos florestados. Além disso, algumas espécies ocorreram em maior abundância dentro de riachos que possuíam uma quantidade menor de cobertura vegetal devido ao uso de plantações de palma de dendê.

De acordo com a ordenação de abundância relativa, as espécies *Tholymis citrina*, *Fylgia amazônica*, *Epiptoneura kaxuriana*, *Microstigma rotundatum*, *Acanthagrion kennedii*, *Perilestes solutus* e *Mnesarete smaragdina*, foram exclusivas para riachos com maior cobertura de vegetação nativa. Em contraste, as espécies *Neoneura denticulata*; *Ischnura fluviatilis*; *Orthemis discolor* e *Argia reclusa*; foram exclusivas de riachos com menor cobertura vegetal nativa (Fig. 10).



**Fig. 10.** Abundância relativa de espécies de Odonata classificadas por porcentagem de vegetação nativa em 50 m. As espécies *Tholymis citrina*, *Fylgia amazônica*, *Epipleoneura kaxuriana*, *Microstigma rotundatum*, *Acanthagrion kennedii* e *Perilestes solutos* foram especialistas em florestas. As espécies *Ischnura fluviatilis*, *Orthemis discolor* e *Argia reclusa* foram não especialistas em florestas na Bacia do rio Acará, Pará, Brasil (Carvalho et al., 2018). As barras laranjas representam os riachos na área de plantação de palma de dendê e as barras verdes representam os riachos na área florestada.

Em relação as larvas de Odonata, através da construção de índices ecomorfológicos (IE's), Mendes et al. (2020) avaliaram a diversidade morfológica (DM) de 330 larvas de Odonata em áreas de palma de dendê e floresta. Estes IE's demonstraram menor coeficiente de variação (min. – máx.)

nas áreas de palma (14,675 – 77,747) do que em áreas de floresta (26,907 – 108,911). Foi avaliado que a variabilidade da DM em áreas de floresta foi mais heterogênea quando comparada com as de palma de dendê com diferença de DM ( $t= 5,776$ ,  $gl= 27$ ,  $p< 0,001$ ), entre os tratamentos (média  $\pm$  SD) de palma de dendê ( $0,828 \pm 0,187$ ) e floresta ( $1,304 \pm 0,256$ ) como uma média de aproximadamente 25% a mais de DM nas áreas de floresta. Estes resultados demonstraram que, utilizando medidas morfológicas desse grupo, é possível gerar índices que expressam a dinâmica das larvas de Odonata de acordo com o ambiente aquático. Foi possível observar que, métricas clássicas de mensuração da biodiversidade demonstraram diferenças entre os tratamentos, no entanto foram menores que as diferenças encontradas a partir dos IE's que foram mais sensíveis na detecção de impacto. Assim, a perda da diversidade morfológica pode prejudicar toda a rede ecológica (Valiente-Banuet et al., 2015). Portanto, torna-se necessária a compreensão do comportamento, morfologia e desempenho das espécies no ecossistema para ajudar a melhorar as práticas de conservação.

## **CONCLUSÕES**

Neste capítulo foram apresentados os principais resultados de pesquisas que evidenciam que a monocultura de palma de dendê afeta a distribuição das espécies de peixes e insetos aquáticos e semiaquáticos no Centro Endemismo Belém, Pará, Brasil.

Por outro lado, a expansão do dendê na Amazônia ainda é recente, assim como os estudos avaliando como o ambiente e a biodiversidade respondem aos possíveis impactos decorrentes desta expansão. Com isso, a continuidade desses estudos é fundamental na avaliação do impacto derivado desta atividade agrícola que seguirá ocupando cada vez mais espaço na paisagem amazônica.

Somente uma produção de conhecimentos em larga escala espacial e contemplando uma sequência temporal, possibilitará que os rumos da expansão da palma de dendê na Amazônia sejam diferentes do processo ocorrido no sudeste asiático. Para isso, é fundamental fomentar parcerias entre o setor privado e as Universidades e Institutos de Pesquisa. De forma que os

monitoramentos sejam feitos de forma continuada, e os projetos de pesquisa auxiliem no desenvolvimento do conhecimento e forneçam informações que aprimorem a produção agrícola, seguindo as bases do desenvolvimento sustentável.

Nesse sentido, vale ressaltar a parceria firmada entre a Universidade Federal do Pará, Conservação Internacional do Brasil e o Grupo Agropalma para realização de estudos em áreas de plantação de palma de dendê na Amazônia Oriental. Estas pesquisas iniciaram em 2012 e desde então tem mostrado resultados importantes, como os apresentados neste capítulo. Mesmo com os impactos identificados, é importante salientar que o modelo de produção adotado, respeitando uma vegetação ripária mínima e a manutenção de fragmentos florestais próximos às áreas de plantio, foi capaz de minimizar os impactos a biodiversidade aquática.

Por fim, associar o conhecimento científico aos métodos de produção agrícola é determinante na utilização sustentável dos recursos naturais. Com isso, garante condições favoráveis para o desenvolvimento social, econômico e ambiental na região amazônica, assegurando o acesso a esses recursos às futuras gerações.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas – ANA., 2015. Sistema de Informações Hidrológicas: Amazônia'. Disponível em: [www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrológicas/redehidro.aspx](http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrológicas/redehidro.aspx).

Albert, J.S., 2001. Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei). Museum of Zoology. University of Michigan No. 190.

Albuquerque, M.F., Souza, E.B., Oliveira M.C.F., Souza-Júnior, J.A., 2012. Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). Rev. Bras. Clim. 6, 151–168.

Allan, J.D. 2004., Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annu. Rev. Ecol. Syst. 35, 257–284.

Allan, J.D., Yuan. L.L., Black, P., Stockton, T., Davies, P.E., Magierowski, R.H., Read, S.M., 2012. Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. Freshwater Biol. 57, 58–73.

Almeida, A.S., Vieira, I.C.G., 2013. Sumário Executivo: Cenários para a Amazônia – Área de Endemismo Belém. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.

Almeida, S.M., Silva, L.C., Cardoso, M.R., Cerqueira P.V., Juen, L., Santos, M.P., 2016. The effects of oil palm plantations on the functional diversity of Amazonian birds. *J. Trop. Ecol.* 32, 510–25.

Azhar, B., Lindenmayer, D.B., Wood, J., Fischer, J., Zakaria, M., 2014. Ecological impacts of oil palm agriculture on forest mammals in plantation estates and smallholdings. *Biodivers. Conserv.* 23, 1175–1191.

Becker, B., 2010. Recuperação de áreas desflorestadas da Amazônia: será pertinente o cultivo da palma de óleo (Dendê)? *Revista Franco-Brasileira de Geografia.* 10.

Botelho, S.M., Viégas, I.J.M., Chu, E.Y., 1998. Doses de N, P e K na nutrição e no crescimento de mudas de dendzeiro. *EMBRAPA Amazônia Oriental (Boletim de pesquisa 193)*, Belém.

Brook, B.W., Sodhi, N.S., Ng, P.K.L., 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424, 420–423.

Brown, E., Jacobson, M.F., 2005. *Cruel Oil: How palm oil harms health, rainforest and wildlife*. Center for Science in the Public Interest (CSPI), Washington.

Buttler, R., 2011. In Brazil, Palm Oil plantations could help preserve Amazon. *Yale Environment* 360, New Haven.

Callisto, M., Alves, C.B.M., Lopes, J.M., Castro, M.A., 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidroelétricos. Cemig, Belo Horizonte, Brazil.

Carvalho, A.L., Nessimian, J.L., 1998. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Hábitats e Hábitos das larvas. In: Nessimian, J.L., Carvalho, A.L. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, 1998. 5, 3–28.

Carvalho, F.G., Roque, F.O., Barbosa, L., Montag L.F.A., Juen L., 2018. Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim. Conserv.* 21, 526–533.

Castello, L., McGrath, D.G., Hess, L.L., Coe, M.T., Lefebvre, P.A., Petry, P., Macedo, M.N., Renó, V.F., Arantes, C.C., 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conserv. Lett.* 6, 217–229.

Conduru, J.M., 1957. Notas sumárias sobre a cultura do dendê na Amazônia. Instituto Agrônômico do Norte, Belém.

Corbet, P.S., 1999. *Dragonflies: behavior and ecology of Odonata*. Ithaca: Comstock Publ. Assoc. 829 p.

Cordoba, D., Juen, L., Selfa, T., Peredo, A.M., Montag, L.F.A., Sombra, D., Santos, M.P.D., 2019. Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. *Forest Policy and Economics*. 109, 102007

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. *Anim. Biol.* 65, 321–335.

Cunha, E.J., Juen, L., 2017. Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *J. Insect Conserv.* 21,111–119.

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.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M., Nieto, V., 2006. *Ephemeroptera of South America*, Pensoft, Moscow.

EMBRAPA: Área Nacional de Pesquisa de Solos., 2009. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. EMBRAPA-SPI, Rio de Janeiro.

FAPESPA, 2017. *Boletim Agropecuário do Pará 2017*. Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisa do Pará. Belém, Pará.

Fausch, K.D., Baxter, C.V., Murakami, M., 2010. Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest–stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater. Biol.* 55, 120–134.

Fearnside, P.M., 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. *Conserv. Biol.* 19, 680–688.

Ferreira, M.C., Begot, T.O., Prudente, B.S., Juen, L., Montag, L.F.A., 2018. Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. *Environ. Biol. Fish.* 101, 547–562.

Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO., 2015. *Statistic Division*. Disponível em: <http://faostat3.fao.org/home/E>.

Furlan-Júnior, J., 2006. *Biodiesel: Porque tem que ser dendê*. 1ª Ed. EMBRAPA, Belém.

Furlan-Júnior, J., Müller, A.A., 2004. *A agricultura familiar e a dendeicultura na Amazônia*. EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém.

Garrison, R.W., von Ellenrieder, N., Louton, J.A., 2006. *Dragonfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Anisoptera*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Garrison, R.W., von Ellenrieder, N., Louton, J.A., 2010. Damselfly genera of the New World: an illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Giam, X., Hadiaty, R.K., Tan, H.H., Parenti, L.R., Wowor, D., Sauri, S., Chong, K.Y., Yeo, D.C., Wilcove, D.S., 2015. Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. *Conserv. Biol.* 29, 1357–1367.

Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B., 2019. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora INPA 720.

Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S., Jones, E.B.D., 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Ecology*. 95, 14843–14847.

Hoorn, C., Wesselingh, F., 2010. Amazonia, Landscape and Species evolution: A look into the past'. Wiley-Blackwell, Chichester.

Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 19, 1–15.

Jaramillo-Villa, U., Caramaschi, E.P., 2008. Índice de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropicais e subtropicais. *Oecologia Bras.* 12, 442–462.

Juen, L., Cunha, E.J., Carvalho, F.G., Ferreira, M.C., Begot, T.O., 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 Res. Applic.* 32, 2081–2094.

Junk, W.J., 1993. Wetlands of tropical South America. In: Whigham, D., Dykyjova, H. (Ed.). *Wetlands of the world: inventory, ecology, and management'*. Kluwer Academic Publishers, London. pp 679–739.

Junk, W.J., Soares, M.G.M, Bayley, P.B., 2007. Freshwater fishes of the Amazon River basin: their biodiversity, fisheries, and habitats. *Aquatic Ecosyst. Health Manage.* 10, 153–173.

Lathrap, D.W., 2017. The “hunting” economies of the tropical forest zone of South America: An attempt at historical perspective. In: *Man the hunter* (pp. 23-29). Routledge.

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, 1–17.

Lencioni, F.A.A., 2005. Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: I - the non-Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil.

Lencioni, F.A.A., 2006. Damselflies of Brazil, an illustrated identification guide: II - Coenagrionidae families. All Print Editora, São Paulo, Brazil

Luiza-Andrade, A., Brasil, L.S., Benone, N.L., Shimano, Y., Farias, A.P.J., Montag, L.F.A., Dolédec, S., Juen, L., 2017. Influence of Oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecol. Ind.* 82, 478–483.

Luskin, M.S., Potts, M.D., 2011. Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle. *Basic. Appl. Ecol.* 12, 540–551.

Mantyka-Pringle, C.S., Martin, T.G., Moffatt, D.B., Linke, S., Rhodes, J.R., 2014. Understanding and predicting the combined effects of climate change and land use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *J. Appl. Ecol.* 51, 572–581.

Melack, J.M., Hess, L.L., 2010. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk, W.J., Piedade, M.T.F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (Eds) *Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management*. Springer-Verlag, Berlin. pp 43–60.

Mendes-Oliveira, A.C., Peres, C.A., Maués, P.C.R.A., Oliveira, G.L., Mineiro, I.G.B., de Maria, S.L.S., Lima, R.C.S., 2017. Oil palm monoculture induces drastic erosion of an Amazonian forest mammal fauna. *PLoS ONE*. 12, e0187650.

Mendes, T.P., Amado, L.L., Ribeiro, R.A.B., Juen, L., 2020. Morphological diversity of Odonata larvae (Insecta) and abiotic variables in oil palm plantation areas in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*. 847, 161–175.

Mendes, T.P., Benone, T.P., Juen L., 2019. To what extent can oil palm plantations in the Amazon support assemblages of Odonata larvae? *Insect Conserv. Divers.* 12, 448–458.

Meyer, J.L., Strayer, D.L., Wallace, J.B., Eggert, S.L., Helfman, G.S., Leonard, N.E., 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *JAWRA*. 43, 86–103.

Montag, L.F.A., Leão, H., Benone, N.L., Monteiro-Júnior, C.S., Faria, A.P., Nicacio, G., Ferreira, C.P., Garcia, D.H., Santos, C.R., Pompeu, P.S., Winemiller, K.O., 2019. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*. 826, 263–77.

Monteiro-Junior, C., Esposito, M. C., Juen, L. 2016. Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. *Journal of insect conservation*, 20(4), 643-652.

Müller, A.A., Alves, R.M., 1997. *A dendeicultura na Amazônia brasileira*. EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém.

Müller, A.A., Furlan-Junior, J., Celestino-Filho, P., 2006. *EMBRAPA Amazônia Oriental e o agronegócio do dendê no Pará*. EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém.

Naiman, R.J., Décamps, H., McClain, M.E., 2005. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier Academic Press, Burlington.

Oliveira, L.L., Fontinhas, R.L., Lima, A.M.M., Lima, R.J.S., 2002. Mapas dos parâmetros climatológicos do Estado do Pará: umidade, temperatura e insolação, médias anuais. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia. Sociedade Brasileira de Meteorologia, Fortaleza. Disponível em: <http://www.cbmet.com/cbm-files/22-762cad766c70d3a4452c4afd29decb7b.doc>.

Paiva, C.K.S., Faria, A.P.J., Calvão, L.B., Juen, L., 2017. Effect of oil palm on the Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages in streams of eastern Amazon. Environ. Monit. Assess. 189, 393.

Palmer, M.A., Richardson, D.C., 2009. Provisioning Services: A Focus on Fresh Water. In: Levin, S.A., Carpenter, S.R., Godfray, H.C.J., Kinzig, A.P., Loreau, M., Losos, J.B., Walker, B., Wilcove, D.S. (Eds). The Princeton Guide to Ecology. Princeton University, Princeton. Pp. 625–634.

Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J., Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T., Cappaert, M., 2006. Environmental monitoring and assessment program-surface water western pilot study: Field operations manual for wadeable streams. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington.

Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrol. Earth Syst. Sci. 11, 1633–1644.

Pena, S.A., Mendes-Oliveira, A.C., 2019. Effect of oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) plantations on individual-level diet variation of *Hylaeamys megacephalus* (G. Fisher 1814) (Rodentia, Cricetidae) in eastern Amazon Forest. Biota Neotropica, 19, e20180597.

Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. J. N. Am. Benthol. Soc. 16:391-409.

Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K.M., Finn, D.S., Simmons, M.P., Kondratieff, B.C., 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. J. N. Am Benthol. Soc. 25, 730–755.

Prudente, B.S., 2017. Influência da exploração madeireira na estrutura e diversidade das assembleias de peixes de riacho da Amazônia Oriental. Tese (doutorado) em Zoologia. Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi.

Prudente, B.S., Pompeu, P.S., Juen, L., Montag, L.F.A., 2017. Effects of reduced-impact logging on physical habitat and fish assemblages in streams of Eastern Amazonia. Freshwater Biol. 62, 303–316.

Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Mar. Freshwater Res.* 54, 1–16.

Ramalho-Filho, A., Motta, P.E.F., Freitas, P.L., Teixeira, W.G., 2010. Zoneamento agroecológico, produção e manejo para a cultura da palma de óleo na Amazônia. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro.

Reis-Neto, S., 2010. Acompanhamento da Safra Brasileira: Palma Safra 2010. Segundo Levantamento. CONAB, Brasília.

Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris, C.J., 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Rio Grande do Sul. EDIPUCRS.

Sheil, D., Casson, A., Meijaard, E., van Noordwijk, M., Gaskell, J., Sunderland-Groves, J., Wertz, K., Kanninen, M., 2009. The impacts and opportunities of oil palm in Southeast Asia: What do we know and what do we need to know? Occasional Paper 51. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor.

Shimano, Y., Juen, L., 2016. How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. *Int. J. Lim.* 52, 35–45.

Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W., Ng, P.K.L., 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends Ecol. Evol.* 19, 654–660.

Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *J. Anim. Ecol.* 46, 337–365.

Souza, A.L.T., Fonseca, D.G., Libório, R.A., Tanaka, M.O., 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecol. Manag.* 298, 12–18.

Strahler, A.N. 1957., Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union.* 38, 913–920.

Teels, B.M., Rewa, A.A., Myers, J., 2006. Aquatic condition response to riparian buffer establishment. *Wildlife Soc. B.* 34, 927–935.

Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., Oberdorff, T., 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 48, 91–108.

Turner, E.C., Foster, W.A., 2009. The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *J. Trop. Ecol.* 25, 23–30.

Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcántara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti M, ... & Medel, R., 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Funct. Ecol.* 29, 299–307.

Van Der Sleen, P., Albert, J.S., 2018. Field Guide to the Fishes of the Amazon, Orinoco, and Guianas. Princeton University Press.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. River continuum concept. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 37, 130–137.