**Insetos aquáticos bioindicadores de mudanças de uso da terra no estado do Pará, Brasil: evidências e perspectivas**

Leandro Schlemmer Brasil1, José Max Barbosa Oliveira-Junior2, Karina Dias-Silva3, Yulie Shimano4, Leandro Juen1

1 Universidade Federal do Pará, Campus de Belém, Pará, Brasil. Av. Perimetral, 2-224 - Guamá, Belém - PA, 66077-830; 2 Universidade Federal do Oeste do Pará, Rua Vera Paz, s/n (Unidade Tapajós), Bairro Salé, 68040-255, Santarém, Pará, Brasil; 3 Universidade Federal do Pará, Campus de Altamira, Pará, Brasil. Av. Cel. José Porfírio 2515, São Sebastião, Cep: 68372-040 Altamira-PA, 4 Instituto Nacional de Pesquisa de Pantanal, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Av. Fernando Corrêa da Costa, nº 2367 - Campus da UFMT- Atrás do Biotério Central. - Boa Esperança, Cuiabá - MT, 78060-900

LSB - <https://orcid.org/0000-0002-2725-9181>

JMBOJ - <https://orcid.org/0000-0002-0689-205X>

KDS - <https://orcid.org/0000-0001-5548-4995>

YS - <https://orcid.org/0000-0003-2931-4719>

LJ - <https://orcid.org/0000-0002-6188-4386>

**Mudanças de uso e cobertura da terra no Pará**

 Os processos de uso e alteração de cobertura da terra são tópicos considerados de extrema relevância na agenda global de pesquisa ambiental (Watrin et al., 2020), e a mudança contínua no uso da terra tem sido historicamente mais intensa nos trópicos, nos países em desenvolvimento (Gardner et al., 2013). Esses processos são responsáveis por alterações do balanço energético e influenciam o clima, alterando a reflectividade terrestre, a composição química da atmosfera e os ciclos biogeoquímicos (Watrin et al., 2020). Dentre os processos que causam maior impacto no meio ambiente está o desmatamento, estudos indicam que, entre 2000 e 2012, quase 35% das perdas globais de cobertura vegetal afetaram florestas tropicais, quase metade das quais na América do Sul (**Hansen et al., 2013).**

A taxa acumulada de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira entre 1988 e 2020 é de aproximadamente 41.341,325 km², sendo que o estado do Pará, responde por aproximadamente 38% do total (15.766,700 km²) e continua apresentando as maiores taxas de perda florestal entre os estados da Amazônia Legal Brasileira (INPE, 2021) (Figura 1). Nos últimos 20 anos, o desmatamento, tanto na Amazônia Legal como no estado do Pará foi mais alto entre os anos de 2001 e 2003, entre 2003-2012 houve uma considerável diminuição, no entanto, desde então a taxa de desmatamento vem crescendo a cada ano (Figura 1).

**Figura 1.** Taxas de desmatamento (em km²) anual da Amazônia Legal Brasileira e estado do Pará na série histórica do PRODES: Fonte: elaborado a partir de INPE (2021).

Dentre os estados da Amazônia Legal Brasileira, o Pará apresentou a maior perda florestal em 2020 (5.192 km2), com uma taxa crescente de 43% quando comparada a 2019 (INPE, 2021) (Figura 1). Essa taxa segue uma história de ocupação antrópica (últimos 50 anos) causada principalmente pela construção de estradas (Feanrside, 2008; Siqueira-Gay et al., 2020), projetos hidrelétricos (Athayde et al., 2019), mineração (Lobo et al., 2018) e expansão da agricultura (Brown et al., 2016), processos que desafiam a conservação florestal no estado (Siqueira-Gay et al., 2020).

É notório que o estado do Pará sofreu um intenso desmatamento nas últimas décadas, dando espaço a variáveis usos subsequentes da terra. Embora, atualmente, grande parte da área desmatada esteja sob uso agrícola (após perturbação principalmente com práticas de corte e queima) (Carreiras et al., 2014), o estado apresenta um gradiente de uso da terra (Moura et al., 2013). As áreas alteradas vão desde áreas de terra abandonada que frequentemente suportam florestas em diferentes estágios de regeneração, tais como florestas secundárias (que se desenvolveram após eliminação completa??) (Putz & Redford, 2010; Paula et al., 2021); áreas de reflorestamento tipicamente de eucalipto (*Eucalyptus* sp. L'Hér.), teca (*Tectona grandis* L.) ou paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* Huber ex Ducke) até áreas de pastagem de gado e agricultura mecanizada, tipicamente arroz e soja (*Oryza sativa* L.; *Glycine max* L.) (Gardneret al., 2013; Mouraet al., 2013; Oliveira-Junior et al., 2015). No entanto, ainda existem remanescentes preservados compostos por floresta primária, com fisionomia clímax original que nunca foi claramente derrubada (Gardner et al., 2013; Moura et al., 2013; Oliveira-Junior et al., 2015) (Figura 2; Figura 3).

**Figura 2.** Gradiente de uso da terra (de agricultura à floresta secundária - indicando ambientes alterados) e florestas primárias (indicando ambientes preservados) no estado do Pará, Brasil. Fonte: fluxograma adaptado de Oliveira-Junior *et al.* (2019), imagens disponíveis em: https://www.rasnetwork.org/.

A estrutura ecológica e o funcionamento dos igarapés dependem fortemente do uso/cobertura da terra circundante (Castro et al., 2018) (Figura 3A-F). O uso da terra está estreitamente relacionado com os padrões de ampla escala, mas padrões de níveis locais no uso da terra podem influenciar a hidromorfologia (Villeneuve et al., 2018), qualidade da água (Dahm et al., 2013) e habitats ribeirinhos (Turunen et al., 2018) e, consequentemente??, as assembleias bióticas (e.g., comunidades de invertebrados aquáticos) (Baptista et al., 2014).

**Figura 3.** Exemplos de diferentes usos da terra circundantes à igarapés do estado do Pará, Brasil; (A) solo exposto; (B) construção civil; (C) pastagem; e (D-F) floresta primária.

Existe uma extensa literatura demonstrando que mudanças no uso da terra estão associadas a alterações significativas na abundância de insetos aquáticos (Gimenez et al., 2015), abundância de proporção?? de taxa tolerantes (Walsh et al., 2001), na diversidade (Hepp et al., 2013), e na distribuição de grupos funcionais (Brasil et al., 2014). Em um estudo cienciométrico em nível global para identificar os principais preditores ambientais e grupos de insetos aquáticos eficientes para monitorar e gerenciar sistemas lóticos de água doce ( Brasil et al., 2020) foi analisado 355 artigos, 76,42% destes foram exclusivos da mudança do uso da terra, 16,26% foram exclusivos da zona ribeirinha e 7,32% incluíram tanto a mudança do uso da terra quanto a zona ribeirinha (Figura 4).

**Figura 4.** Porcentagem de artigos que usaram preditores de paisagem para avaliar comunidades de insetos aquáticos, mundialmente. Fonte: adaptado de Brasil *et al.* (2020).

Há também expressiva literatura sobre a relação entre mudanças de uso/cobertura da terra e os insetos aquáticos para o estado do Pará, abordando as ordens Ephemeroptera (Shimano & Juen, 2016), Plecoptera (Paiva et al., 2017), Trichoptera (Paiva et al., 2017), Heteroptera (Cunha & Juen, 2020; Cunha et al., 2020), Odonata (Oliveira-Junior et al., 2017), Coleoptera (Nogueira et al., 2016) e Diptera (Sonoda et al., 2018). De fato, as características do habitat dos igarapés são significativamente correlacionadas ao uso e cobertura da terra (Nessimian et al., 2008). As consequências ecológicas da mudança no uso da terra podem ser graves, especialmente em ecossistemas lóticos, que integram impactos ambientais em grandes escalas espaciais (Palmer et al., 2002).

**O uso das Ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Insecta) como bioindicadores no estado do Pará**

Insetos aquáticos são aqueles que pelo menos em um estágio do seu ciclo de vida habitam ambientes aquáticos. No caso dos estudos de bioindicadores de qualidade da água, eles são amostrados em córregos, rios, lagos e represas, entre outros ambiente, principalmente no estágio de larva ou ninfa e, podem ser analisados a nível de espécie, família (e.g., Chironomidae, Simulidae), ordem (e.g., Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera, Coleoptera) ou agrupamentos que incluem táxons que podem responder de forma similar a um determinado impacto, como é o caso de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera).

De acordo com nossas pesquisas, o primeiro estudo ecológico realizado com insetos aquáticos no Pará foi realizado entre os anos de 1990-1992 pelo pesquisador Marcos Callisto, aluno de doutorado na época, em um lago situado à margem direita do Rio Trombetas, município de Oriximiná. Esse projeto, coordenado pelo Dr. Francisco Esteves, tinha como objetivo avaliar como as comunidades aquáticas se comportariam após o lago receber rejeitos de mineração de bauxita. Essa pesquisa gerou inúmeros trabalhos com insetos aquáticos (Callisto, 1993; Callisto & Esteves, 1995; 1996; 1998; Callisto et al., 1998a.; 1998b; 1998c; 1998d; 1999). Foi nesse mesmo projeto que o primeiro trabalho realizado com bioindicadores no estado do Pará foi realizado (Callisto et al., 1998b). Os autores, amostrando nessa região durante xx anos, observaram que a distribuição de insetos aquáticos era substancialmente alterada em locais com rejeitos de bauxita incluindo a ausência dessa fauna em alguns dos anos amostrados, fato que sugeria a perda drástica da fauna devido a influência desses rejeitos.

Por muitos anos os estudos com macroinvertebrados como bioindicadores eram descritivos, como o citado acima, porém, ao longo do tempo, o avanço na taxonomia dos grupos e o desenvolvimento de novas análises estatísticas, estudos com as ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, começaram a surgir. Leal & Esteves (2000) foram os primeiros a utilizar a abordagem de bioindicadores para trabalhar com apenas uma espécie. Nesse trabalho eles estudaram o ciclo de vida e produção secundária de *Campsurus notatus* Needham & Murphey, 1942 (Ephemeroptera), ainda nos córregos com influência de rejeito de bauxita em Oriximiná. Os autores concluíram que *C. notatus* apresentou alta capacidade de adaptação nos córregos alterados quando comparado às outras espécies. A presença de rejeito de bauxita criou condições ecológicas favoráreis para a colonização dessa espécie (Leal & Esteves, 2000), assim, é possível utilizá-la como bioindicadora de alterações ambientais, tendo em vista sua alta biomassa em locais alterados/impactados.

 Mais de 15 anos depois, Shimano & Juen (2016) trabalharam com gêneros de Ephemeroptera em áreas de floresta primária e áreas com plantação de dendê (*Elaeis guineenses* Jacq.) no município de Tailândia, no intuito identificar grupos bioindicadores associados a um desses uso da terra. Quatro gêneros foram associados com pelo menos uma das variáveis ambientais testadas: *Campylocia*, *Miroculis*, *Ulmeritoides* e *Campsurus*, porém *Ulmeritoides* e *Miroculis* apresentaram associações com mais de uma variável, se mostrando assim, mais indicados para serem utilizados como bioindicadores. *Miroculis* foi associado a áreas de floresta e *Ulmeritoides* com plantação de palma de dendê (Tabela I, Figura 5D). Os autores salientam que esses dois gêneros seriam ótimos bioindicadores considerando a facilidade de identificação, que pode ser realizada em campo através da morfologia das brânquias (Shimano & Juen, 2016). No ano seguinte, Faria et al. (2017) estudaram os efeitos da presença de populações tradicionais sob a comunidade de EPT, nos municípios de Portel e Melgaço. Esses autores corroboraram os resultados deShimano & Juen (2016) quanto ao uso de *Ulmeritoides* como indicador de áreas alteradas, porém, verificaram que *Miroculis* também foi associado a áreas alteradas (Tabela I). Adicionalmente, Faria et al. (2017) observaram que *Brasilocaenis* (Ephemeroptera)foi associado a áreas alteradas (Figura 5B; Tabela I) e *Macronema* (Trichoptera) e *Campsurus* a áreas conservadas (Figura 5H e 5C; Tabela I). *Macronema* foi o primeiro grupo de Trichoptera a ser indicado como possível bioindicador no estado do Pará (Tabela I).

 Cardoso et al. (2018) trabalhando em áreas de exploração de madeira convencional e de impacto reduzido na região de Paragominas com a fauna de Ephemeroptera, verificou que *Hagenulopsis* *minuta* Spieth, 1943 foi associada a áreas controle e áreas de exploração de madeira de impacto reduzido enquanto *Campylocia* (Figura 5A) e *Farrodes* foram associados a área de madeireira convencional (Tabela I).

Brito et al. (2018) utilizaram uma abordagem diferente para analisar espécies indicadoras no município de Paragominas. Esses autores verificaram se havia congruência entre as respostas biológicas apresentadas por diferentes grupos de insetos aquáticos (EPT, Odonata, Trichoptera) com as respostas de toda comunidade de invertebrados aquáticos (Tabela I). Caso algum desses grupos apresentasse respostas semelhantes à comunidade total de invertebrados, ele poderia ser utilizado em futuros estudos para representar essa comunidade, tornando a avaliação ambiental mais rápida e com um custo financeiro menor. Os resultados desse trabalho mostraram que a abundância de Trichoptera, composição de gêneros e de grupos funcionais de EPT ou famílias de invertebrados podem ser utilizados como bioindicadores em substituição a toda a comunidade de invertebrados aquáticos. Montag et al. (2018) trabalhando com algumas comunidades aquáticas nos municípios de Portel e Melgaço descobriram também uma associação da riqueza de EPT com grandes dendritos lenhosos, que por sua vez, são encontradas apenas na área florestada em que estavam estudando (Tabela I).

Voltando à abordagem de espécies indicadoras, Brito et al. (2020), trabalhando em áreas com diferentes gradientes de cobertura vegetal no município de Paragominas verificaram se haveria espécies indicadoras de perda de floresta em escala local e regional (bacia hidrográfica). Dentre os macroinvertebrados indicadores, eles encontraram as seguintes associações de EPT:

a) em escala regional: *Campylocia*, *Miroculis* e *Zelusia* (Ephemeroptera), *Anacroneuria*, *Macrogynoplax* (Plecoptera) e *Oecetis*, *Phylloicus*, *Polyplectropus*, *Triplectides* (Trichoptera) foram considerados sensíveis por serem impactadas pelo desmatamento, enquanto *Cryptonympha* foi considerado tolerante e associado positivamente com o aumento de desmatamento (Tabela I); b) em escala local: *Zelusia*, *Campsurus*, *Miroculis*, *Campylocia*, *Caenis* (Ephemeroptera), *Anacroneuria*, *Macrogynoplax* (Plecoptera) e *Phylloicus*, *Polyplectropus*, *Oecetis*, *Macronema* (Trichoptera) foram considerados sensíveis, com respostas negativas à perda de floresta, e *Oxyethira* e *Cyrnellus* (Trichoptera) foram considerados tolerantes, com respostas positivas à perda de floresta (Tabela I).

Em 2020 foi realizado o primeiro e único estudo com biomarcadores de ecotoxicologia em insetos aquáticos do Estado do Pará (Mendes et al., 2020), onde ninfas de *C. anceps* coletadas em áreas de plantação de palma de dendê, em Tailândia, foram analisadas, no entanto, nenhuma alteração em sua atividade metabólica foi observada. Seria interessante utilizar essa abordagem em outros grupos de EPT considerando que Mendes et al. (2020) encontraram alterações em espécies de Odonata e Heteroptera coletadas nas mesmas áreas.

 A composição de EPT não foi afetada pelas variações ambientais observadas na Floresta Nacional de Carajás, no entanto, a composição de Grupos Funcionais Alimentares desse grupo foi afetado pelo Índice de Integridade de Hábitat (Nessimian et al., 2008) em escala local e pela porcentagem de cobertura vegetal, em escala regional (Andrade et al., 2020) (Tabela I). Recentemente Paiva et al. (2021) fizeram uma abordagem diferente sobre EPT, analisando a partição da diversidade (diversidade alfa e beta) em córregos com diferentes níveis de distúrbios ambientais no município de Paragominas. Eles verificaram que apenas a diversidade alfa diminui conforme há o aumento de impactos ambientais. Os autores reforçam a importância de se avaliar os diferentes componentes da diversidade para entender os efeitos dos impactos antrópicos na Amazônia.

**Tabela I.** Táxons e métricas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e sua indicação de acordo com estudos realizados no Estado do Pará.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| TÁXON/MÉTRICA | INDICAÇÃO | TRABALHO |
| *Anacroneuria* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Brasilocaenis* | Área alterada, presença de comunidades tradicionais | Faria et al., 2017 |
| *Caenis* | Área conservada – nível local | Brito et al. 2020 |
| *Campsurus* | Área conservada | Faria et al., 2017 |
| *Campsurus* | Área conservada – nível local | Brito et al. 2020 |
| *Campsurus notatus* | Áreas de mineração | Leal & Esteves, 2000 |
| *Campylocia*  | Área alterada pela exploração de madeira | Cardoso et al. 2018 |
| *Campylocia* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Cryptonympha* | Área com menor cobertura vegetal – nível regional | Brito et al. 2020 |
| *Cyrnellus* | Área com menor cobertura vegetal – nível local | Brito et al. 2020 |
| *Farrodes* | Área alterada pela exploração de madeira | Cardoso et al. 2018 |
| *Hagenulopsis* *minuta* | Área ControleÁrea de Exploração de Madeira de Impacto Reduzido | Cardoso et al. 2018 |
| *Macrogynoplax* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Macronema* | Área conservada | Faria et al., 2017 |
| *Macronema*  | Área conservada – nível local | Brito et al. 2020 |
| *Miroculis* | Área conservada | Shimano & Juen, 2016 |
| *Miroculis* | Área alterada, presença de comunidades tradicionais | Faria et al., 2017 |
| *Miroculis* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Oecetis* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Oxyethira* | Área com menor cobertura vegetal – nível local | Brito et al. 2020 |
| *Phylloicus* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Polyplectropus* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| *Triplectides* | Área conservada – nível regional | Brito et al. 2020 |
| *Ulmeritoides* | Área de plantação de palma de dendê | Shimano & Juen, 2016 |
| *Ulmeritoides* | Área alterada, presença de comunidades tradicionais | Faria et al., 2017 |
| *Zelusia* | Área conservada – nível regional e local | Brito et al. 2020 |
| Abundância de Trichoptera | São substitutos para estudo de invertebrados aquáticos | Brito et al. 2018 |
| Alta riqueza de EPT | Alta presença de grandes dendritos lenhosos – área conservada | Montag et al. 2018 |
| Composição de GFF de EPT | São substitutos para estudo de invertebrados aquáticos | Brito et al. 2018 |
| Composição gêneros de EPT | São substitutos para estudo de invertebrados aquáticos | Brito et al. 2018 |
| Composição de GFF de EPT | São alteradas de acordo com o HII e porcentagem de Cobertura Vegetal | Andrade et al. 2020 |
| Diversidade alfa de EPT | Diminui de acordo com o aumento de impactos ambientais | Paiva et al. 2021 |

**Figura 5.** Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) indicadores de qualidade da água no Estado do Pará, de acordo com a literatura: (A) *Campylocia* (B) *Caenis*; (C) *Campsurus*; (D) *Ulmeritoides*; (E) *Macrogynoplax*?? (F) *Anacroneuria?*? (G) *Phylloicus* (H) *Macronema*; (I) *Triplectides*. Autoria das fotos: Dr. Frederico F. Salles.

**O uso da Ordem Odonata (Insecta) como bioindicador no estado do Pará**

No estado do Pará, em especial, apesar de existirem algumas espécies depositadas na coleção entomológica do Museu Paraense Emílio Goeldi de expedições que datam desde 1940. O impedimento taxonômico existente sobre os insetos aquáticos no estado do Pará é grande, fato que dificulta estudos biológicos e ecológicos sobre essa fauna. As atividades de coleta, identificação e descrição de novas espécies no estado se tornam difícil pela sua extensa área geográfica, difícil acesso às áreas remotas e poucos taxonomistas presentes no estado. No entanto, a partir de 2000, o conhecimento taxonômico sobre Odonata começou a crescer no estado (Carvalho et al., 2009; Pinto & Carvalho, 2009).

Ao final da década de 2010 com o Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) Amazônia Oriental e em 2009 com a Rede Amazônia Sustentável (RAS), foi possível realizar coletas padronizadas de insetos aquáticos em dezenas de riachos no estado do Pará, permitindo um avanço considerável sobre a biodiversidade registrada até então para o estado. Com esse incremento foi possível avaliar a distribuição espacial das espécies e discutir os seus padrões biogeográficos.

Em 2012, o primeiro trabalho sobre padrões biogeográficos de Odonata na Amazônia foi publicado (Juen e De Marco 2012), utilizandoo arcabouço teórico criado por Wallace (1854). Esses autores verificaram que as espécies Zygoptera (Odonata), as quais estima-se que tenham menor poder de dispersão, tinham um padrão de distribuição espacial congruente com as regiões intefluviais dos grandes rios da Amazônia. Após o surgimento da Cordilheira dos Andes e inversão do sentido da Bacia Amazônica e a formação dos atuais grandes rios como vemos hoje, é provável que algumas espécies ancestrais de Zygoptera, com pouca capacidade de dispersão, ficaram isoladas nas regiões de interflúvio dos grandes rios. A partir daí existiram processos de especiação em cinco áreas de endemismo: Guiana (Entre os Rios Amazonas e Negro), Rondônia (entre os Rios Solimões e Tapajós), Tapajós (Entre os Rios Tapajós e Xingu), Belém (Entre os Rios Tocantins e Amazonas) e Xingu (Entre os Rios Xingu e Tocantins). Mais recentemente, Brasil et al. (2017; 2018) e Alves-Martins et al. (2019), também estudando os padrões biogeográficos de Odonata na Amazônia acrescentaram aos achados de Juen e De Marco (2012) que além das barreiras a dispersão criadas pelos grandes rios, as condições ambientais dos riachos e a distância espacial entre as regiões eram fatores estruturantes para os padrões de diversidade de Odonata na Amazônia.

Diante dessas questões transversais a qualquer estudo em biodiversidade, tais como conhecer as espécies e sua distribuição espacial, destacamos aqui os estudos de Odonata no Estado do Pará que se deparam com uma agressiva conversão da paisagem, onde ocorria a remoção total ou parcial da floresta nativa para a inserção de pastagens para criação de gado, agricultura, mineração, abertura de estradas e criação de cidades (Gardner et al., 2013). Mesmo existindo lacunas de conhecimentos básicos a velocidade de transformação da paisagem para fins antrópicos ocorria em maior rapidez do que a geração de conhecimentos pela ciência, assim, em virtude da urgência, começou-se a utilizar Odonata como um organismo alvo para monitorar impactos ambientais que já vinham se mostrando eficientes em outros lugares ou regiões até mesmo do Brasil, como por exemplo, (Ferreira-Peruquetti & De Marco, 2002) e utilizá-los como bioindicadores de qualidade ambiental de riachos paraenses.

Apenas em 2015 foi publicado o primeiro trabalho avaliando impactos ambientais em riachos expostos a um gradiente com múltiplos usos da terra, como agricultura, pecuária e extração de madeira utilizando Odonata como bioindicador, em Paragominas, no sudeste paraense (Oliveira-Junior et al., 2015). Neste estudo, eles listaram cinco espécies de Odonata indicadoras de riachos ambientalmente preservados: *Heteragrion aurantiacum* Selys, 1862; *Protoneura tenuis* Selys, 1860; *Mnesarete aenea* (Selys, 1853); *Argia infumata* Selys, 1865 e *Chalcopteryx rutilans* (Rambur, 1842) (Figura 6). Calvão et al. (2016), ainda no sudeste paraense, avaliaram os impactos da extração de madeira convencional e com técnicas de impacto reduzido utilizando Odonata. Esses autores constataram que a composição de espécies de Odonata era muito alterada em riachos impactados pelo corte tradicional de madeira, mas onde a extração ocorria utilizando técnicas com impactos reduzidos, a composição não diferia das áreas naturais (controle), esse fato também observado por Roque et al. (2015) em um estudo sobre insetos aquáticos saprofíticos, no estado do Amazonas. Monteiro-Júnior et al. (2016) também evidenciaram alterações na composição de espécies de Odonata, mas desta vez na região do arquipélago do Marajó, onde foram comparadas as comunidades de Odonata de riachos de dentro da Floresta Nacional de Caxiuanã e de áreas do seu entorno. Juen et al. (2016), utilizando a fauna de Odonata, Heteroptera e peixes demonstraram que os avanços das áreas de plantação de palma de dendê sobre a floresta amazônica alteravam algumas condições ambientais dos riachos e a riqueza de espécies da biota aquática.

**Figura 6:** Espécies indicadoras de Odonata. A) *Chalcopteryx rutilans*, B) *Protoneura tenuis*, C) *Chalcopteryx rutilans,* D) *Heteragrion aurantiacum,* E) *Argia infumata.* Autoria das fotos: A, C e E, Dr. Adolfo C. Rivera; B e D, Dr. Diogo S. Vilela.

Miguel et al. (2017) realizaram um estudo metodológico para estabelecer quais medidas de diversidade de Odonata eram mais sensíveis para detectar impactos ambientais, utilizando 50 riachos em um gradiente impactado por múltiplos usos da terra. Apesar de Odonata responder bem ao gradiente com diversas facetas, como por exemplo, a riqueza de espécies e abundância de indivíduos, as mudanças na composição de espécies foi a métrica mais sensível aos gradientes ambientais. Isso ocorre porque depois do impacto, como por exemplo, a remoção total ou parcial da vegetação ripária, gradativamente ocorre a substituição das espécies que dependem das condições florestais por espécies de Odonata de áreas abertas.Carvalho et al. (2019) estudaram essa relação de forma mais específica, e observaram que apesar de ser uma monocultura que mantem parcialmente o sombreamento, a plantação de palma causa alterações na composição de espécies de Odonata quando comparado com as áreas remanescentes de floresta nativa.

Todos os trabalhos citados acima foram realizados com Odonata no estágio adulto e demonstram que suas comunidades são alteradas em áreas antropizadas. Basicamente, espécies mais sensíveis a estes impactos são substituídas por espécies mais tolerantes. O mecanismo que explica isso relaciona-se às características de termorregulação das espécies (De Marco et al., 2015). Naturalmente existe uma maior proporção de indivíduos da subordem Zygoptera nos riachos naturalmente florestais, pois eles na sua maioria dependem das condições sombreadas da floresta para sobreviver, mas com o desmatamento e maior entrada de luz nesses ambientes, a proporção dos indivíduos da Subordem Anisoptera passa a ser maior, uma vez que esses táxons conseguem sobreviver em áreas ensolaradas (Oliveira-Junior & Juen, 2019).

Os trabalhos que utilizam larvas de Odonata para avaliar alterações ambientais ainda são incipientes no estado do Pará, no entanto, seus resultados indicam o potencial de uso desse estágio de vida para esses fins. Mendes et al. (2019; 2020) demonstraram que tanto as medidas de diversidade tradicionais, como riqueza de espécies ou diversidade beta, quanto as características morfológicas foram alteradas em riachos que drenam áreas de plantação de palma de dendê.

**O uso da Ordem Hemiptera (Insecta: Heteroptera) como bioindicador no estado do Pará**

Heteroptera apresenta integrantes com hábitos terrestres e aquáticos (McCafferty, 1981; Merritt & Cummins, 1984). Dentre os aquáticos, os representantes são popularmente conhecidos como percevejos e apresentam distribuição mundial, exceto na Antártida, mas apresentam maior diversidade nas zonas tropicais (Polhemus & Polhemus, 2008; Mazzucconi et al., 2009). As infraordens Gerromorpha, Nepomorpha e Leptodomorpha são as que constituem os insetos associados aos ecossistemas aquáticos (Schuh & Slater, 1995). Essas infraordens abrangem cerca de 4800 espécies, a maior riqueza é atribuída a Nepomorpha (2300 spp.), seguida de Gerromorpha (2100 spp.) e Leptodomorpha (380 spp.) (Polhemus & Polhemus, 2008).

Nepomorpha inclui as espécies aquáticas, Gerromorpha e Leptodopodomorpha as semiaquáticas (Schuh & Slater, 1995; Nieser & Melo, 1997). As espécies de Nepomorpha habitam uma grande variedade de igarapés, sua morfologia incomum?? e seus micro-habitats específicos despertam o interesse de cientistas e leigos. Entretanto, muitas espécies continuam não descritas e ainda se sabe pouco sobre sua distribuição (Nieser & Melo 1997; Giehl et al., 2018). As espécies de Gerromorpha e Leptopodomorpha vivem sobre a lâmina d’água, plantas aquáticas e margens dos cursos d’água, podendo ser encontradas nos mais variados ambientes (Nieser & Melo, 1997; Ditrich et al., 2008). A maioria das famílias de Heteroptera aquáticos e semiaquáticos é predadora, exceto Corixidae, que podem ser considerados “pastadores”, porque são alimentam-se não exclusivamente de organismos fixos ou sésseis como algas (ou onívoros de acordo com Polhemus e Polhemus (2008).

No Brasil, Moreira et al. (2011) registraram cerca de 15 famílias, 66 gêneros e 479 espécies de Gerromorpha e Nepomorpha. No Estado do Pará, representantes de três famílias, 21 gêneros e 89 espécies de Gerromorpha, e seis famílias, 16 gêneros e 63 espécies de Nepomorpha foram registrados (Moreira et al., 2011; Moreira, 2020a; 2020b; 2020c; 2020d; 2020e; Ribeiro et al., 2020). Novas espécies e novos registros de espécies para o Pará continuam sendo publicados com frequência (e.g., Rodrigues et al., 2014; Floriano & Moreira, 2015), o que evidencia a necessidade de estudos acerca dessas infraordens na região.

Estudos avaliando Heteroptera aquáticos e semiaquáticos como bioindicadores de alterações ambientais vem sendo desenvolvidos no estado do Pará, onde tem sido observado que a composição de Gerromorpha e Nepomorpha se modifica em monocultura de dendê. Os maiores valores de diversidade beta dessa assembleia foi observada em igarapés de floresta, que apresentou seis espécies de Gerromorpha (*Stridulivelia strigosa* autor e ano*, Rhagovelia evidis* autor e ano*, Tachygerris celocis* autor e ano*, Brachymetra lata* autor e ano*, Rhagovelia jubata* autor e ano*, Microvelia* sp.2) e quatro de Nepomorpha (*Tenagobia* spp, *Limnocoris burmeister* autor e ano*, Martarega gonostyla* autor e ano*, Ranatra tuberculifrons* autor e ano). Apenas uma espécie de Gerromorpha (*Rhagovelia brunae* autor e ano) foi indicadora de áreas de plantação de dendê (Cunha & Juen, 2017) (Figura 7). A riqueza de Heteroptera também respondeu negativamente a alteração ambiental, ou seja, locais com menores valores de integridade ambiental apresentaram as maiores riquezas (Cunha & Juen, 2015). Heteroptera, geralmente, tem respondido a alterações físicas do habitat, e não as variáveis limnológicas, evidenciando sua maior associação com a presença e estrutura de vegetação nos igarapés analisados (Cunha & Juen, 2015; Juen et al., 2016). Um índice multimétrico incluindo Heteroptera e outras ordens de insetos aquáticos e peixes (Chen et al., 2017) foi proposto para avaliar o efeito de impactos antropogênicos sobre igarapés em Paragominas e Santarém, nessa região o índice mostrou que houve perda de riqueza com o aumento do distúrbio antropogênico..

**Figura 7**: Espécies indicadoras de Heteroptera (Hemiptera). A) *Stridulivelia strigosa,* B) *Rhagovelia evidis,* C) *Tachygerris celocis,* D) *Brachymetra lata,* E) *Rhagovelia jubata,* F) *Limnocoris burmeister.* Autoria das fotos: A, B, D e E, Dra Juliana M. S. Rodrigues; C, Dra Carla Fernanda Burguez Floriano; E, Dr Higor Rodrigues.

 As variáveis profundidade do substrato, largura, profundidade e declividade do canal do igarapé, além da presença de vegetação em suas margens estão relacionadas com a metacomunidade de Gerromorpha (Cunha & Juen, 2021). Além de estudos evidenciando a relação de Gerromorpha com riqueza, diversidade de espécies e com espécies um estudo mostra que as variações ambientais afetam a coocorrência dos Gerromorpha em igarapés do Pará (Guterres et al. 2019). Todos estes resultados são atribuídos a especificidade de algumas espécies de Heteroptera, por locais sombreados, presença de substrato e estabilidade dos igarapés, o que reduz a competição e permite a coexistência de várias espécies.

**Perspectivas futuras sobre o uso de insetos aquáticos como bioindicadores no estado do Pará**

Apesar de todas as dificuldades o conhecimento sobre os bioindicadores tem aumentado bastante nos últimos anos (Godoy et al., 2019; Molineri et al., 2020), isso também vem acontecendo no estado do Pará (Mendoza-Penagos et al., 2021), conforme apresentado e discutido acima. Principalmente em virtude da chegada de mais pesquisadores que trabalham com insetos aquáticos e da contratação de pesquisadores recém-formados que atuam na pesquisa e na formação de novos cientistas. Hoje temos pesquisadores com insetos aquáticos nas principais cidades do estado, que orientam nos programas de pós-graduação possibilitando a formação de novos pesquisadores, bem como, a realização de dissertações e teses utilizando os insetos aquáticos como organismos alvo. Em virtude do aumento dos estudos aquáticos na Amazônia, tem se visto um pequeno aumento no uso dos insetos aquáticos como ferramenta central para auxiliar nas políticas públicas para a conservação dos ecossistemas aquáticos amazônicos.

Mas conforme pôde ser observado nos mapas dos dados apresentados, existem muitas áreas e lacunas não preenchidas acerca do conhecimento da biodiversidade existente. Essas áreas, em sua maioria, estão localizadas em locais remotos e de difícil acesso. Portanto, o investimento em pesquisas que possam abranger diferentes tipos de ambientes pode aumentar o conhecimento dessas regiões e ajudar a diminuir as lacunas de informações e estimular novas técnicas de manejo e conservação da biodiversidade. Sabemos que atualmente os investimentos para a pesquisa no Brasil tem sofrido drásticos desmontes, por este motivo, é muito importante a realização de parcerias com os sindicados, prefeituras, estados e empresas privadas para fortalecer a ciência no Brasil e principalmente no bioma amazônico, por abrigar a maior biodiversidade do planeta. Nesse contexto, o Pará é um dos estados que apresenta grandes empreendimentos realizados e planejados para serem instalados nos próximos anos, por ser detentor de uma alta riqueza biótica e abiótica. Esses empreendimentos incluem: hidrelétricas, áreas para mineração, construção ou pavimentação de estradas, portos entre outros (Lu et al. 2013; Pereira et al., 2019). Mas infelizmente, apesar de amplamente comprovado que os insetos aquáticos são excelentes ferramentas de bioindicação e de algumas ordens (Ephemeroptera e Odonata) terem o status de conservação das espécies avaliados pelo ICMBio (ICMBio, 2018), a maioria dos empreendimentos ainda não monitora os impactos sobre os ambientes aquáticos ou, quando o fazem, é apenas sobre os vertebrados. Apesar de Odonata já ser usado pelo ICMBio no monitoramento das unidades de conservação na Amazônia (Brasil et al., 2020), infelizmente para os empreendimentos nem sempre isso acontece. Por isso, um dos desafios para os próximos anos é divulgar, cada vez mais, a eficiência dos insetos aquáticos como organismos bioindicadores e induzir as agências ambientais Federais, Estaduais e Municipais a utilizarem esses organismos para avaliar como as alterações ambientais afetam a qualidade da água.

Algumas abordagens tem aumentado muito nos últimos anos e contribuído bastante para que possamos entender melhor o que está acontecendo com os organismos bioindicadores. Isso é muito importante, porque eles podem criar resistência ou sensibilidade as alterações de habitats, cuja consequência é um aumento ou diminuição da sua abundância (Miguel et al., 2017). Além disso, precisamos aumentar nossa capacidade de prever o que acontece no funcionamento da comunidade com o desaparecimento de determinadas espécies (Pereira et al., 2018). Uma dessas abordagens é a diversidade funcional que busca mensurar as características morfológicas, biológicas, comportamentais e de história de vida das espécies, tornando possível associações entre os atributos funcionais e as condições ambientais (Tilman et al., 2001; Poff et al., 2006). A diversidade funcional é bastante promissora nos estudos ecológicos. Porém, o uso eficaz de tal ferramenta seria melhor aplicável globalmente, com a existência de um entendimento mais aprofundado dos mecanismos que levam à presença ou ausência dos indivíduos em um ecossistema (Usseglio-Polatera et al., 2000). Além disso, ainda não temos o conhecimento sobre a biologia básica de muitas espécies ou grandes bancos de dados de atributos funcionais, principalmente com os macroinvertebrados, limitando um pouco o uso dessa abordagem (Luiza-Andrade et al., 2017). Mas acreditamos que, nos próximos anos, caso haja o devido apoio e aporte financeiro dos órgãos públicos e privados, será possível promover os avanços necessários para aumentar de modo substancial as pesquisas relacionadas à compreensão do papel funcional das espécies.

A diversidade filogenética também é uma abordagem promissora que procura inserir ou avaliar as relações filogenéticas das espécies na diversidade da localidade amostrada. Essa abordagem é importante, uma vez que, sabemos que a perda de espécies dentro de uma linhagem evolutiva não é aleatória, uma vez que a relação filogenética pode influenciar como as espécies respondem aos impactos humanos. Por exemplo, espécies estreitamente relacionadas tendem a mostrar alta similaridade de características e comportamentos, consequentemente, responde de forma semelhante a ameaças (Felsenstein, 1985). Nesse contexto, os estudos sugerem que espécies com alto risco de extinção que compartilham as mesmas afinidades filogenéticas e características ecológicas podem ser mais propensas à extinção. Por outro lado, espécies não aparentadas podem responder de forma diferente às ameaças humanas (Brum et al. 2014; Loyola et al. 2014). Esses padrões podem ajudar definir linhagens que estão sendo mais ameaçadas que outras e auxiliar com mais robustez nas políticas de conservação das espécies. Porém infelizmente para insetos aquáticos as filogenias existentes são para poucas famílias e, quando muito, a nível de gênero (Rehn, 2003). É necessário aumentar os estudos filogenéticos para poder ampliar seu uso em futuras pesquisas. No momento, a ausência de grandes árvores filogenéticas limita os avanços nos estudos de ecologia e conservação de insetos aquáticos.

Outra abordagem que pode auxiliar no avanço dos estudos de bioindicadores é a ecotoxicologia. Na maioria das vezes, o efeito das alterações ambientais sobre os organismos começa em escalas de menores níveis de organização biológica (dano celular), de mais difícil detecção, alterando estrutural (assimetria flutuante, má formação morfológica) e funcionalmente (perda de funções ecossistêmicas, danos a teia trófica) (Depledge & Fossi, 1994). Avaliações em menores níveis de organizações biológica, como molecular e morfológico, tornam possível detectar efeitos adversos à saúde dos organismos mais precocemente (Matthews et al., 1982). Estes efeitos podem ser refletidos nas respostas biológicas, caso os níveis de exposição sejam superiores à capacidade de defesa antioxidante ou adaptação das espécies (Giesy et al., 1988; McCarthy & Shugart, 1990; Newman, 2002). Essas abordagens começam a se mostrar eficientes em estudos de biomonitoramento (Mendes et al., 2020). Assim, o efeito das alterações no hábitat pode gerar danos macromoleculares nas espécies que, por sua vez, podem refletir em mudanças dos parâmetros que usamos, como abundância e presença/ausência das espécies no ambiente (Mendes et al., 2020). Porém, infelizmente, avaliações de risco ecológicos para comunidades aquáticas, sob uma perspectiva ecotoxicológica, ainda são escassas (Adams et al., 2021), principalmente para insetos aquáticos na Amazônia (Mendes et al., 2020). Acreditamos que a aplicação dessa abordagem pode detectar bons indicadores ambientais e, através do biomonitoramento, evitar possíveis processos de extinção de espécies. Assim, diante do cenário atual, futuramente com maiores investimentos em pesquisas ecotoxicológicas será possível obter uma maior compreensão dos efeitos antropogênicos sobre os danos causados às espécies de insetos aquáticos.

Temos avançado e as perspectivas futuras são muito positivas, porém indubitavelmente um dos principais desafios é aumentar o conhecimento sobre a biologia e ecologia básica das espécies. Informações como o tipo de habitat, especificidade, capacidade de dispersão, tempo de desenvolvimento, quantidade de ciclos de vida e de reprodução são essenciais para aumentar nosso entendimento sobre a sensibilidade ou resiliência das espécies. Possibilitando desenvolver estratégias mais eficientes de monitoramento, de mitigação dos impactos ambientais e para a conservação das espécies, avaliando por exemplo, como as características funcionais podem filtrar as espécies no ambiente, ou até mesmo torná-las mais susceptíveis às alterações ambientais. Inserir os possíveis efeitos da história evolutiva, da morfologia, do comportamento e da coloração pode ser primordial para entendermos melhor o padrão de distribuição das espécies e de sua sensibilidade. Associado ou paralelamente a todos esses tópicos, precisamos tentar simplificar os protocolos de monitoramento (Oliveira-Júnior & Juen, 2019; Brasil et al., 2020) para tentar aumentar a participação das comunidades no monitoramento pela ciência cidadã (Bried et al., 2020). Nós acreditamos que o engajamento das populações locais no monitoramento da qualidade ambiental e da biodiversidade é o único caminho sólido para a um futuro mais sustentável, uma vez que até os serviços essenciais de saúde e segurança pública são inexistes ou ineficientes em muitas áreas remotas do Estado do Pará. Com isso, as decisões sobre meio ambiente são predominantemente conduzidas por essas populações compostas por indígenas, trabalhadores rurais, agricultores de subsistência e ribeirinhos.

**Referências**

Adams, E., Leeb, C., & Brühl, CA (2021). A exposição a pesticidas afeta a capacidade reprodutiva de sapos comuns (Bufo bufo) em uma paisagem vitícola. Ecotoxicology, 1-11.

Alves-Martins, F., Brasil, L. S., Juen, L., De Marco Jr, P., Stropp, J., & Hortal, J. (2019). Metacommunity patterns of Amazonian Odonata: the role of environmental gradients and major rivers. PeerJ, 7, e6472.

Athayde, S.; Duarte, C.G.; Gallardo, A.L.C.F.; Moretto, E.M.; Sangoi, L.; Dibo, A.P.A.; Siqueira-Gay, J. & Sanchez, L.E. (2019). Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. Energy Policy, 132: 265-271. Doi: 10.1016/j.enpol.2019.05.003

Baptista, V.A.; Antunes, M.B.; Martello, A.R.; Figueiredo, N.S.B.; Amaral, A.M.B.; Secretti, E. & Braun, B. (2014). Influence of environmental factors on the distribution of families of aquatic insects in rivers in southern Brazil. Ambiente & Sociedade, 17(3): 153-174. Doi: 10.1590/S1414-753X2014000300010

Brasil, L. S., Oliveira‐Júnior, J. M., Calvão, L. B., Carvalho, F. G., Monteiro‐Júnior, C. S., Dias‐Silva, K., & Juen, L. (2018). Spatial, biogeographic and environmental predictors of diversity in A mazonian Zygoptera. Insect conservation and diversity, 11(2), 174-184.

Brasil, L. S., Vieira, T. B., de Oliveira‐Junior, J. M. B., Dias‐Silva, K., & Juen, L. (2017). Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. Ecology and Evolution, 7(9), 3190-3200.

Brasil, L.S., Dantas, D.D.F., Polaz, C.N.M., Raseira, M.B. & Juen, L. (2020) Monitoramento participativo em igarapés de unidades de conservação da Amazônia brasileira utilizando Odonata. Hetaerina Bol Soc Odonatología Latinoam 2:8–13

Brasil, L.S.; Juen, L.; Batista, J.D.; Pavan, M.G. & Cabette, H.S.R. (2014). Longitudinal distribution of the functional feeding groups of aquatic insects in stream of the Brazilian Cerreado Savanna. Neotropical Entomology 43(5):421-428.

Brasil, L.S.; Luiza-Andrade, A.; Calvão, L.B.; Dias-Silva, K.; Faria, A.P.J.; Shimano, Y.; Oliveira-Junior, J.M.B.; Cardoso, M.N. & Juen, L. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. Environmental Monitoring and Assessment, 192(3): 194. Doi: 10.1007/s10661-020-8147-z

Bried, J., Ries, L., Smith, B., Patten, M., Abbott, J., Ball-Damerow, J. et al. (2020). Towards global volunteer monitoring of odonate abundance. BioScience, 70, 914–923.

Brito, J. G., Martins, R. T., Oliveira, V. C., Hamada, N., Nessimian, J. L., Hughes, R. M., Ferraz, S. F. B., De Paula, F. R. (2018). Biological indicators of diversity in tropical streams: Congruence in the similarity of invertebrate assemblages. Ecological Indicators, 85, 85–92. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.001

Brito, J. G., Roque, F. O., Martins, R. T., Nessimian, J. L., Oliveira, V. C., Hughes, R. M., De Paula, R. R., Ferraz, S. F. B., Hamada, N. (2020). Small forest losses degrade stream macroinvertebrate assemblages in the eastern Brazilian Amazon. Biological Conservation, 241, 108263.

Brown, D.S.; Brown, J.C. & Brown, C. (2016). Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon. Land Use Policy 54:331-338. Doi: 10.1016/j.landusepol.2016.02.003

Brum F.T., Debastiani V.J., Loyola R., Duarte L.D.S (2014). Clade-specific impacts of human land use on primates. Natureza & Conservação. 12 (2):144-149.

Callisto, M. (1993). Macrobenthic fauna of an Amazonian lake impacted by bauxite mining - Lago Batata. Chironomus Newsletter, 5, 15-15.

Callisto, M., Esteves, F. (1995). Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita - Lago Batata (Pará, Brasil). Oecologia Brasiliensis, 1, 335-348.

Callisto, M., Esteves, F. (1996) Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). Acta Limnológica Brasiliensis, 8, 137-147.

Callisto, M., Esteves, F. (1998). Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). Oecologia Brasiliensis, 5, 223-234.

Callisto, M., Esteves, F., Goncalves, J., Fonseca, J. (1998b). Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers (igarapés) in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. Amazoniana, 15, 1, 1-9.

Callisto, M., Esteves, F., Goncalves, J., Fonseca, J. (1999). Impact of bauxite tailings on the distribution of benthic macrofauna in a small river (ígarapé´) in Central Amazonia, Brazil. Journal of the Kansas Entomological Society, 71, 4, 447-455.

Callisto, M., Fonseca, J., Goncalves, J. (1998a) Benthic macroinvertebrates of four Amazonian streams influenced by bauxite mine (Brazil). Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, 26, 983-985.

Callisto, M., Fonseca, J., Goncalves, J. (1998c). Benthic macroinvertebrate community structure in an Amazonian lake impacted by bauxite tailing (Pará, Brazil). Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, 26, 2053-2055.

Callisto, M., Gonçalves, J. F. Jr., Fonseca, J. J. L., Esteves, F. A. (1998d) Impact of bauxite tailings on sediment granulometry and distribution of benthic macrofauna in an igarapé in Central Amazônia, Brazil. Journal of the Kansas Entomological Society, 71, 4, 443-451.

Calvão, L. B., Nogueira, D. S., de Assis Montag, L. F., Lopes, M. A., & Juen, L. (2016). Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? Forest Ecology and Management, 382, 143-150.

Cardoso, M. N., Calvão, L. B., Montag, L. F. A., Godoy, B. S., Juen, L. (2018). Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. Hydrobiologia. 823, 191–203. doi:10.1007/s10750-018-3705-x

Carreiras, J.M.B.; Jones, J.; Lucas, R.M. & Gabriel, C. (2014). Land Use and Land Cover Change Dynamics across the Brazilian Amazon: Insights from Extensive Time-Series Analysis of Remote Sensing Data. PLoS ONE 9(8): e104144. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104144

Carvalho, A. L., Pinto, Â. P., & Ferreira-Jr, N. (2009). Castoraeschna corbeti sp. nov. from Floresta Nacional de Carajés, Paré state, Brazil (Odonata: Aeshnidae). International Journal of Odonatology, 12(2), 337-346.

Carvalho, F. G., de Oliveira Roque, F., Barbosa, L., de Assis Montag, L. F., & Juen, L. (2018). Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. Animal Conservation, 21(6), 526-533.

Castro, D.M.P.; Dolédec, S. & Callisto, M. (2018). Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. Ecological Indicators 84, 573–582.

Chen, K., Hughes, R. M., Brito, J. G., Leal, C. G., Leitão, R. P., de Oliveira-Júnior, J. M., ... & Zuanon, J. (2017). A multi-assemblage, multi-metric biological condition index for eastern Amazonia streams. Ecological Indicators, 78, 48-61.

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(1), 111-119.

Cunha, E. J., & Juen, L. (2020). Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. Austral Ecology, 45(5), 586-595.

Cunha, E.J. & Juen, L. (2020). Environmental drivers of the metacommunity structure of insects on the surface of tropical streams of the Amazon. Austral Ecology, 45(5): 586-595. doi:10.1111/aec.12873

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(1): 111–119. https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1

Cunha, E.J.; Guterres, A.P.M.; Godoy, B.S. & Juen, L. (2020). Wing dimorphism in semiaquatic bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams altered by oil palm plantation in the Amazon. Ecological Indicators, 117, 106707. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106707

Dahm, V.; Hering, D.; Nemitz, D.; Graf, W.; Schmidt-Kloiber, A.; Leitner, P.; Melcher, A. & Feld, C.K. (2013). Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. Hydrobiologia 704: 389–415. Doi: 10.1007/s10750-012-1431-3

De Marco, P., Batista, J. D., & Cabette, H. S. R. (2015). Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. PLoS One, 10(4), e0123023.

Depledge, M.H. & Fossi, M.C., (1994). The role of biomarkers in environmental assessment (2) Invertebrates. Ecotoxicology 3, 161–172.

Ditrich, T.; Papáček, M.; Broum, T. (2008) Spatial distribution of semiaquatic bugs (Heteroptera: Gerromorpha) and their wing morphs in a small scale of the Pohořský Potok stream spring area (Novohradské Hory Mts.). Silva Gabreta, v. 14, n. 3, p. 173-178.

Faria, A. P. J., Ligeiro, R., Callisto, M., Juen, L. (2017). Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. Hydrobiologia, 802, 39–51.

Fearsnide, P.M. (2008). The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. Ecology and Society 13(1): 23.

Felsenstein, J., 1985. Phylogenies and the comparative method.Am. Nat. 125, 1–15.

Ferreira-Peruquetti, P., & De Marco Jr, P. (2002). Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. Revista brasileira de Zoologia, 19(2), 317-327.

Floriano, C. F. B.; Moreira, F. F. F. A new species of Rhagovelia Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) from Brazil. Zootaxa, v. 4018, n. 3, p. 437-443, 2015.

Gardner, T. A., Ferreira, J., Barlow, J., Lees, A. C., Parry, L., Vieira, I. C. G., ... & Zuanon, J. (2013). A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 368(1619), 20120166.

Giesy, J. P., Versteeg, D. J., & Graney, R. L. (1988). A review of selected clinical indicators of stress-induced changes in aquatic organisms. Toxic Contaminants and Ecosystem Health: A Great Lakes Focus, John Wiley & Sons, New York, 169-200.

Gimenez, B.C.G.; Lansac-Toha, F.A. & Higuti, J. (2015). Effect of land use on the composition, diversity and abundance of insects drifting in neotropical streams. Brazilian Journal of Biology 75(4):52-59.

Godoy, B.S., Faria, A.P.J., Juen, L., Sara, L. & Oliveira, L.G., 2019. Taxonomic sufficiency and effects of environmental and spatial drivers on aquatic insect community. Ecol. Ind. 107, 105624 https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105624.

Guterres, A. P., Cunha, E. J., Godoy, B. S., Silva, R. R., & Juen, L. (2020). Co‐occurrence patterns and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of Eastern Amazonia. Ecological Entomology, 45(1), 155-166.

Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R., Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Kommareddy, A; et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. Science, 342: 850-853. Doi: 10.1126/science.1244693

Hepp, L.U.; Restello, R.M.; Milesi, S.V.; Biasi, C. & Molozzi, J. (2013). Distribution of aquatic insects in urban headwaters streams. Acta Limnologica Brasiliensia 25(1):1-9.

ICMBio (2018) Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII – Invertebrados. 1. ed., Brasília, DF: ICMBio/MMA. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro\_vermelho\_2018\_vol7.pdf>. Acesso em 26 mar. 2021.

INPE (2021). Projeto PRODES: Monitoramento da floresta Amazônica Brasileira por satélite. Disponível em: www.obt.inpe.br/prodes (acessado em 29 de março de 2021).

Juen, L., & De Marco, P. (2012). Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. Biodiversity and Conservation, 21(13), 3507-3521.

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., ... & 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, 32(10), 2081-2094.

Juen, L., Cunha, E. J., Carvalho, F. G., Ferreira, M. C., Begot, T. O., Andrade, A. L., ... & 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, 32(10), 2081-2094.

Leal, J. J. F., Esteves, F. A. (2000). Life cycle and production of Campsurus notatus (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Para, Brazil). Hydrobiologia, 437, 91-99.

Lobo, F.D.L.; Souza-Filho, P.W.M.; Novo, E.M.L.M.; Carlos, F.M. & Barbosa, C.C.F. (2018). Mapping Mining Areas in the Brazilian Amazon Using MSI/Sentinel-2 Imagery (2017). Remote Sensing, 10, 1178. Doi: 10.3390/rs10081178

Loyola, R.D., Lemes, P., Brum, F.T., Provete, D.B., Duarte, L.D.S. (2014). Clade-specific consequences of climate change toamphibians in Atlantic Forest protected areas. Ecography 37,65–72.

Lu, D., Li, G., Moran, E., & Hetrick, S. (2013). Spatiotemporal analysis of land-use and land-cover change in the Brazilian Amazon. International journal of remote sensing, 34(16), 5953-5978.

Luiza-Andrade, A., Brasil, L. S., Torres, N. R., Brito, J., Silva, R. R., Maioli, L. U., Barbirato, M. F., Rolim, S. G., Juen, L. (2020) Effects of Local Environmental and Landscape Variables on the Taxonomic and Trophic Composition of Aquatic Insects in a Rare Forest Formation of the Brazilian Amazon. Neotrop. Entomol., 10.1007/s13744-020-00814-6

Luiza-Andrade, A., de Assis Montag, L.F. & Juen, L. (2017). Functional diversity in studies of aquatic macroinvertebrates community. Scientometrics, 111(3), 1643-1656. DOI 10.1007/s11192-017-2315-0

Machado, A. (2004). Studies on neotropical Protoneuridae. 15. Amazoneura gen. nov. with description of *A. juruaensis* sp. nov.(Odonata, Zygoptera). Revista Brasileira de Zoologia, 21(2), 333-336.

Machado, A. B. (2009). Tukanobasis gen. nov. with the description of T. corbeti sp. nov. from the Amazonian region of Brazil (Odonata: Coenagrionidae). International journal of Odonatology, 12(2), 331-336.

Machado, A. B. (2010). Four new species of Phoenicagrion von Ellenrieder, 2008 from Brazil (Odonata, Coenagrionidae). Zootaxa, 2517(1), 44-52.

Machado, A. B. M., & Costa, J. M. (1990). Newton Dias dos Santos. Odonatologica, 19(3), 297-308.

Machado, Â., Mesquita, H. G., & Machado, P. A. R. (1991). Contribuição ao conhecimento dos Odonatos da Estação Ecológica de Maracá-Roraima. Acta amazonica, 21, 159-173.

Matthews, R. A.; Buikema, A. L. & Cairns Jr., J. (1982). Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. Water Research, 16:129-139.

Mazzucconi, S. A. A new species of Martarega White, 1879 from South America (Hemiptera: Heteroptera: Notonectidae), with an identification key to all described species of the genus. Aquatic Insects, v. 33, n. 2, p. 113-126, 2009.

McCafferty, W.P. 1981. Aquatic entomology. Jones and Barlett, Sudbury.

McCarthy, J.F. & Shugart, L.R. (1990) Biological markers of environmental contamination. In: McCarthy, J.F.; Shugart, L.R. (Eds.), Biomarkers of Environmental Contamination. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA.

Mendes, T. P., Amado, L. L., Juen, L. (2020). Glutathione S-transferase activity in *Mnesarete aenea* (Odonata), *Campylocia anceps* (Ephemeroptera), and *Cylindrostethus palmaris* (Hemiptera) from forest and oil palm plantation areas in the Eastern Amazon. Ecological Indicators, 118, 106770.

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(1), 161-175.

Mendes, T. P., Benone, N. L., & Juen, L. (2019). To what extent can oil palm plantations in the Amazon support assemblages of Odonata larvae? Insect Conservation and Diversity, 12(5), 448-458.

Mendoza-Penagos, C.C., Calvão, L.B. & Juen, L. (2021). A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata (Insecta) in Amazonian streams. Ecological Indicators 124: 1-12. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107388

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall, Hunt Publ. Co, Dubuque.

Miguel, T. B., Oliveira-Junior, J. M. B., Ligeiro, R., & Juen, L. (2017). Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. Ecological Indicators, 81, 555-566.

Miguel, T. B., Oliveira-Junior, J. M. B., Ligeiro, R., & Juen, L. (2017). Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. Ecological Indicators, 81, 555-566.

Molineri, C., Tejerina, E.G., Torrejón, S.E., Pero, E.J.I. & Hankel, G.E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. Ecol. Ind. 108, 105703 https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703.

Montag, L. F. A., Leão, H., Benone, N. L., Monteiro-Júnior, C. S., Faria, A. P. J., Nicacio, G., Ferreira, C. P., Garcia, D. H. A., Santos, C. R. M., Pompeu, P. S., Winemiller, K. O., Juen, L. (2018). Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. Hydrobiologia, 10.1007/s10750-018-3738-1

Monteiro Jr., C. S., 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.

Moreira, F. F. F. Veliidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. PNUD, 2020. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/1596>. Acesso em: 28 Ago. 2020

Moreira, F.F.F., Barbosa, J.F., Ribeiro, J.R.I. & Alecrim, V.P. 2011. Checklist and distribution of semiaquatic and aquatic Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) occurring in Brazil. Zootaxa 2958:1-74.

Moura, N.G.M.; Lees, A.C.L.; Andretti, C.; Davis, B.; Solar, R.; Aleixo, A.; Barlow, J.; Ferreira, J. & Gardner, T. (2013). Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. Biological Conservation 167: 339-348.

Nessimian, J.L.; Venticinque, E.; Zuanon, J.; De Marco, P.; Gordo, M.; Fidelis, L.; Batista, J.D. & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. Hydrobiologia, 614, 117–131.

Newman, M. C. & Unger, M. A., (2002). Fundamentals of ecotoxicology. CRC press.

Nieser, N. & Melo, A.L. (1997) Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Universidade Federal de Minas Gerais. Minas Gerais, Belo Horizonte.

Oliveira-Junior J.M.B. & Juen, L. (2019). The Zygoptera/Anisoptera ratio (Insecta: Odonata): a new tool for habitat alterations assessment in Amazonian streams. Neotrop Entomol 48:1–9. https ://doi.org/10.1007/s1374 4-019-00672 -x

Oliveira-Junior, J. M. B., & Juen, L. (2019). The Zygoptera/Anisoptera ratio (Insecta: Odonata): a new tool for habitat alterations assessment in Amazonian streams. Neotropical entomology, 48(4), 552-560.

Oliveira‐Junior, J. M. B., Shimano, Y., Gardner, T. A., Hughes, R. M., de Marco Júnior, P., & Juen, L. (2015). Neotropical dragonflies (I nsecta: O donata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern A mazon. Austral Ecology, 40(6), 733-744.

Paiva, C. K. S., Faria, A. P. J., Calvão, L. B., Juen, L. (2021) The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. Hydrobiologia, 10.1007/s10750-021-04515-y

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. Environmental Monitoring and Assessment, 189: 393. https://doi.org/10.1007/s10661-

017-6116-y

Paula, F.R., Leal, C.G., Leitão, R.P. et al. The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. Hydrobiologia (2021). https://doi.org/10.1007/s10750-020-04507-4

Pereira, D.F., Oliveira-Junior, J.M.B. & Juen, L. (2019). Environmental changes promote larger species of Odonata (Insecta) in Amazonian streams. Ecol. Ind. 98, 179–192. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.020.

Pereira, E. J. D. A. L., Ferreira, P. J. S., de Santana Ribeiro, L. C., Carvalho, T. S., & de Barros Pereira, H. B. (2019). Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. Environmental Science & Policy, 100, 8-12.

Pinto, A. P., & Carvalho, A. L. (2009). On a small collection of dragonflies from Barcarena municipality, Pará state, Brazil, with the rediscovery of Acanthallagma luteum Williamson & Williamson. Bulletin of American Odonatology, 11(1), 11-16.

 Pinto, Â. P., Monné, M. L., Paulson, D. R., Takiya, D. M., Calor, A. R., Duarte, M., ... & Nihei, S. S. (2016). Living among dragons: A festschrift in honor of Dr. Angelo BM Machado on occasion of his 80th birthday (Title page). Zootaxa, 4078(1), 1-2."

Poff, N.L., Olden, J.D., Vieira, N.K., 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. Journal of the North American Benthological Society 25(4): 730-755.

Polhemus, J. T.; Polhemus, D. A. Global diversity of true bugs (Heteroptera: Insecta) in freshwater. Hydrobiologia, v. 595, p. 379-391, 2008.

Putz, F.E. & Redford, H.K. (2010). Tropical forest definitions, degradation, phase shifts, and further transitions. Biotropica 42: 10-20.

Rehn, A. C. (2003). Phylogenetic analysis of higher‐level relationships of Odonata. Systematic Entomology, 28(2), 181-240.

Ribeiro, J. R. I.; Rodrigues, H. D. D.; Barbosa, J. F.; Stefanello, F. Nepidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. PNUD. 2020. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/2273>. Acesso em: 28 Ago. 2020

Rodrigues, H. D. D.; Moreira, F. F. F.; Nieser, N.; Chen, P. P.; Melo, A. L.; Dias-Silva, K.; Giehl, N. F. S. The genus *Paravelia* Breddin, 1898 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) in Brazil, with descriptions of eight new species. Zootaxa, v. 3784, n. 1, p. 1-47, 2014.

Schuh, R. T.; Slater, J. A. True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera). Classification and natural history. Ithaca/NY: Cornell University Press, 336 p, 1995.

Shimano, Y. & Juen, L. (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology, 52: 35-45. Doi: 10.1051/limn/2016004

Shimano, Y., Juen, L. (2016). How oil palm cultivation is affecting mayfly assemblages in Amazon streams. Ann de Limnol, 52, 35–45

Siqueira-Gay, J.; Yanai, A.M.; Lessmann, J.; Pessôa, A.C.M.; Borja, D.; Canova, M. & Borges, R.C. (2020). Pathways to positive scenarios for the Amazon forest in Pará state, Brazil. Biota Neotropica, 20(s1): Doi: 10.1590/1676-0611-bn-2019-0905

Sonoda, K.C.; Monteles, J.S.; Ferreira, A. & Gerhard, P. (2018). Chironomidae from Eastern Amazon: Understanding the differences of land-use on functional feeding groups. Journal of Limnology, 77(s1): 196-202. DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1799

Tilman, D.; Reich, P.B.; Knops, J.; Wedin, D.; Mielke, T. & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. Science, 294: 843-845. https://doi.org/10.1126/science.1060391

Turunen, J.; Louhi, L.; Mykrä, H.; Aroviita, J.; Putkonen, E.; Huusko, A. & Muotka, T. (2018). Combined effects of local habitat, anthropogenic stress, and dispersal on stream ecosystems: a mesocosm experiment. Ecol. Appl. 28(6): 1606-1615. Doi: 10.1002/eap.1762

Usseglio-Polatera, P.; Bournaud,M.; Richoux, P. & Tachet, H. (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationship and definition of groups with similar traits. Freshwater Biology, 43: 175–205. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x>

Villeneuve, B.; Piffady, J.; Valette, L.; Souchon, Y. & Usseglio-Polatera, P. (2018). Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. Sci. Total Environ. 612, 660–671.

Wallace, A. R. (1854). On the monkeys of the Amazon. Annals and Magazine of Natural History, 14(84), 451-454.

Walsh, C.J.; Sharpe, A.K.; Breen, P.F.; Sonneman, J.A. (2001). Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia: benthic macroinvertebrate communities. Freshwater Biology, 46: 535-551.

Watrin, O.S.; Silva, T.M.; Porro, R.; Oliveira Jr., M.M. & Belluzzo, A.P. (2020). Land use and land cover dynamics in a sustainable development project in the Transamazon highway region, Pará state, Brazil. Sociedade & Natureza 32: 88-100. Doi: 10.14393/SN-v32-2020-45146