

DRIANE CARDOSO FERREIRA

**INFLUÊNCIA DA DIMINUIÇÃO DA COBERTURA DA FLORESTA NATIVA NA
COMUNIDADE DE ODONATA (INSECTA) NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Artigo apresentado ao Programa de Pós-Graduação *Lato Sensu*, Curso de especialização em Gestão Ambiental e Manejo de Paisagem do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará, como requisito para obtenção do grau de especialista, sob orientação do Prof. Dr. Leandro e coorientação da Dr. Lenize Batista Calvão.

Orientador: Prof. Dr. Leandro Juen

Orientando: Driane Cardoso Ferreira

Belém-Pa

2017

INFLUÊNCIA DA DIMINUIÇÃO DA COBERTURA DA FLORESTA NATIVA NA COMUNIDADE DE ODONATA (INSECTA) NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Driane Cardoso Ferreira¹ & Leandro Juen²

Resumo: A conversão da floresta nativa para fins antrópicos (ex. pasto limpo) está afetando cada vez mais o habitat físico dos sistemas aquáticos da Amazônia. O objetivo do estudo foi avaliar a influência da perda da cobertura de vegetação natural sobre a estrutura da comunidade de Odonata (Anisoptera e Zygoptera), testando a hipótese de que haveria perda de diversidade de Zygoptera e um aumento na diversidade de Anisoptera em áreas com menor porcentagem de cobertura florestal nativa, devido os diferentes requerimentos ambientais das subordens. Para isso, coletamos em 50 riachos localizados no município de Paragominas-Pará. O TITAN identificou nove espécies associadas a cobertura de floresta nativa, sendo seis espécies associadas a ambientes mais florestados e três espécies associadas a ambientes com menor cobertura de vegetação. Nossos resultados sugerem que preservar a cobertura vegetal natural continua com a vegetação ripária é fundamental para a manutenção das características físicas dos riachos e para estrutura das assembleias de Odonata. Os adultos de Odonata são associados a qualidade do ambiente aquático e terrestre uma vez que responderam em diversidade em 500m de distância em torno dos riachos.

Palavras-chave: Anisoptera, Zygoptera, usos do solo, paisagem, limiares ambientais.

INFLUENCE OF THE DECREASE OF NATIVE FOREST COVERAGE IN THE ODONATA COMMUNITY (INSECTA) IN THE EASTERN AMAZON

Abstract: The ongoing conversion of native forest to anthropic purposes (eg. cattle raising) is increasingly affecting the physical habitat of Amazonian aquatic streams. The objective of the study was to assess the influence of the loss of natural vegetation cover on the community structure of Odonata (Anisoptera and Zygoptera), testing the hypothesis that there would be loss of Zygoptera diversity and an increase in diversity of Anisoptera in areas with lower percentage of native forest cover, due to the different environmental requirements of the suborders. For this, we collected in 50 streams located in the municipality of Paragominas-Pará. TITAN identified nine species associated with native forest cover, six species associated with more forested environments and three species associated to environments with lower vegetation cover. Our results suggest that preserving the natural vegetation cover with riparian vegetation is fundamental for the maintenance of the physical characteristics of the streams and for the structure of the Odonata assemblies. The adults of Odonata are associated with the quality of the aquatic and terrestrial environment since they responded in diversity in 500m of distance around the streams.

Keywords: Anisoptera, Zygoptera, land uses, landscape, environmental thresholds.

¹Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará. Email: driane_ferreira@hotmail.com.

²Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará. Laboratório e Ecologia e Conservação (LABECO). Email: leandrojuen@gmail.com, lenizecalvao@gmail.com

INTRODUÇÃO

A região amazônica é detentora de uma das maiores biodiversidades de espécies e de ecossistemas naturais, que estão muito ameaçados em virtude do intenso processo de transformação de floresta em outros usos do solo, como a pecuária, agricultura de ciclo curto (por exemplo, soja) e de ciclo longo (ex. *oil palm*), grilagem e extração de madeira (Fearnside, 2005; Gardner et al, 2013; Cunha et al, 2015). O resultado dessas ações é a fragmentação e a perda de habitats para as espécies, restando muitas vezes pequenas manchas de vegetação desconectadas e muito alterada. A intensidade dessa pressão antrópica é maior em determinadas áreas, principalmente próximo de estradas de grandes rios que facilitam o escoamento mecanizado de produtos da agricultura, do comércio de exploração de madeira (Leal et al, 2016; Paula et al, 2013). A conversão do uso da terra é uma grande preocupação nos trópicos, onde a expansão do desenvolvimento agrícola e de infraestrutura geralmente ocorre à custa de habitats naturais ricos em biodiversidades (Davidson et al, 2012; Ferreira et al, 2014). Mudanças no uso da terra no estado do Pará e em especial no município de Paragominas, que já foi considerado como um dos municípios que mais desmatou no Brasil, geralmente é caracterizado pelo desmatamento recente, cerca de 60 anos, com um aumento rápido na mecanização agrícola, altos níveis de fragmentação do rio, e desenvolvimento de infraestrutura mal planejada (Leal et al, 2016). Como resultados do processo de exploração nessa área já existem até mesmo registros de possíveis extinções locais de espécies (Gardner et al, 2013; Moura et al, 2014).

Nos sistemas terrestres um dos principais impactos é a redução e a fragmentação de área de vida das espécies, já para os sistemas aquáticos por serem sistemas muito complexos e altamente dependentes da paisagem circundante, as alterações ambientais tendem a causar um processo de mudança em suas condições físicas como remoção da cobertura vegetal nativa, mudança na morfologia dos sistemas lóticos (Davies-Colley, 1997), diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água, aumento da temperatura da água, perda de conectividade longitudinal (De Marco et al, 2013) e aumento da entrada de sedimento dentro do canal (Davies-Colley, 1997). Esses efeitos isolados ou em sinergia tendem a homogeneizar as características do hábitat físico dos ecossistemas aquáticos (Bleich et al, 2014), modificando os processos de entrada de energia e de processamento da matéria orgânica no sistema, afetando a biodiversidade aquática (Kietzka et al, 2015; Juen et al, 2016). A ausência de vegetação ripária e da cobertura do dossel afeta a sobrevivência não só de insetos aquáticos imaturos, mas também dos estágios adultos de outras ordens que usam esse ambiente, pois fornecem abrigo, recursos alimentares e sítios de reprodução, além de auxiliar na manutenção da estabilidade do fluxo d'água quando ocorrem mudanças nas condições atmosféricas (Bendjourdi et al, 2002; Oliveira-Júnior et al, 2017). A teoria de "*habitat template*" prediz que as características do hábitat físico são determinantes para a distribuição das espécies no tempo e no espaço (Southwood et al, 1977; Nestler et al, 2012). Avaliar os efeitos das atividades humanas no hábitat físico utilizando as métricas de escalas de paisagem nos possibilita identificar diferentes impactos antrópicos, mesmo que ocorram distantes das margens

dos riachos e que tendem a afetar de maneira diferente os ecossistemas aquáticos (Molina et al, 2017). Além disso, ao usar métricas que podem ser mensuradas em ampla escala em torno do objeto de estudo, pode aumentar a rapidez e dar maior agilidade na detecção dos impactos ambientais, e assim, tornar os esforços mais eficazes para conservação e restauração destes ambientes, como verificado por Ball-Damerow e colaboradores (2014) em que existem diferenças nas respostas de diversidade das subordens de Odonata em escala de paisagem local e regional.

Nos sistemas aquáticos os insetos possuem uma grande importância, pois atuam em uma série de etapas dos serviços ecossistêmicos, em especial naqueles que envolve transferência de energia entre os elos de a teia alimentar. Dentre esses a ordem Odonata se destaca pela importância ecológica que desempenham nos sistemas aquáticos e terrestres (Corbet, 1999), organismos predadores, possui um ciclo de vida anfibiótico, os imaturos são aquáticos e os adultos são intimamente associados aos cursos d'água, apresentando ampla distribuição nos ecossistemas aquáticos (Miguel et al, 2017). Os indivíduos territoriais permanecem pousados na vegetação ripária ou nas estruturas vegetais próximos a lâmina d'água (Corbet, 1999; Sato e Riddiford, 2008), apresentam uma relação muito estreita com o ambiente em que vivem (Oliveira-Júnior et al 2017), respondendo rapidamente as alterações antrópicas ou naturais, podendo ser comumente utilizados em estudos de biomonitoramento (Butler e de Maynadier, 2008; Oertli, 2008; Oliveira-Júnior et al, 2015; Miguel et al, 2017). Dentro da ordem existe uma grande distinção entre os requerimentos ecofisiológicos das espécies (De Marco et al, 2015).

A subordem Anisoptera, tem sido associada a ambientes luminosos, sendo em geral a mais generalista de ambientes florestados, com alta capacidade de dispersão, além de suportar maiores mudanças no ambiente (Oppel, 2005; Willigalla & Fartmann, 2010; Oliveira-Júnior et al, 2015, 2017; Monteiro-Jr et al, 2015). Para Zygoptera tem se observado uma maior dependência das espécies com ambientes florestados, e estão relacionados a condições e requisitos específicos (como umidade, temperatura, locais para oviposição ou comportamento territorial) (Rodrigues et al, 2016). Além disso, as perdas de espécies de Zygoptera refletem as mudanças de distúrbios mesmo em habitats terrestres (Dolny et al, 2012). Odonata adultos são igualmente sensíveis e aplicáveis como grupos indicadores ecológicos para identificar essas mudanças nos habitats e particularmente nos ambientes florestais (Dolny et al, 2012; Oliveira-Júnior et al, 2015). No entanto se torna importante avaliar as respostas dessas subordens em diferentes usos dos solos e biomas.

Neste contexto o objetivo do nosso trabalho foi avaliar a influência da perda da cobertura de vegetação natural que ocorre próximo aos sistemas aquáticos (500 m) amazônicos sobre a estrutura da comunidade de Anisoptera e Zygoptera separadamente. A hipótese a ser testada é de que a redução da vegetação nativa afeta negativamente a riqueza, abundância e a proporção de Zygoptera em áreas alteradas devido à redução de microhabitats para as espécies dependentes das condições naturais do habitat físico dos riachos amazônicos. A diminuição da diversidade de Zygoptera em áreas alteradas leva a uma diferença na composição das espécies que estão em áreas com usos do solo e com maior

cobertura de floresta natural. Adicionalmente, devido a diferentes especificidades ambientais das subordens é esperado um aumento na diversidade de Anisoptera em áreas alteradas. Essas respostas antagônicas das libélulas estão associadas as suas diferentes restrições ecofisiológicas e de capacidade de vôo (De Marco et al, 2015), sendo que Zygoptera dependem de uma maior complexidade da estrutura do hábitat e Anisoptera apresentam seletividade por áreas com maior incidência solar.

METODOLOGIA

Área de estudo

O trabalho foi realizado em 50 igarapés localizados em Paragominas no nordeste do estado do Pará dentre as coordenadas ($2^{\circ} 25' - 4^{\circ} 09' S$ e $46^{\circ} 25' - 48^{\circ} 54' W$) (Watrin & Rocha, 1992) (Figura 1). O clima predominante da região é do tipo “A_f” seguindo a classificação de Köppen, ou seja, tropical chuvoso, com chuvas inferiores a 60 mm, temperatura média anual de 27,2 °C, umidade relativa do ar de 81% e precipitação pluviométrica em média de 2.000mm/ano (Diniz, 1986). A paisagem natural é formada por floresta tropical, com uma ocupação intensiva desde 1959, hoje com maior parte da cobertura solo formada por algum tipo de agricultura como soja (Gardner et al, 2013; Leal et al, 2016), e também pastagem (Oliveira-Junior et al, 2015; Brasil, 2017).

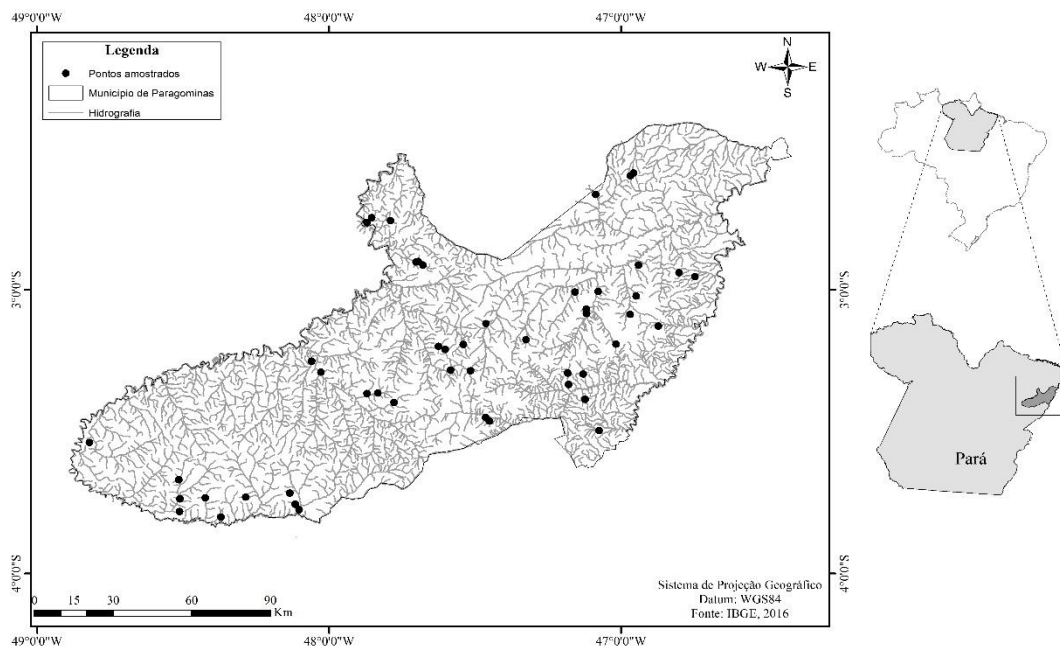


Figura 1. Rede de drenagem do município de Paragominas com os pontos amostrados na Amazônia Oriental, PA, Brasil.

Dados Biológicos

Foram amostrados 50 trechos de igarapés no período de estiagem de junho a agosto de 2011. O método utilizado foi de varredura em áreas fixas, na qual foram demarcados 150 m (trechos) em cada igarapé, subdivididos em 10 segmentos de quinze metros de comprimento. Para coleta dos indivíduos adultos foi utilizada uma rede entomológica (40 cm de diâmetro, 65 cm de profundidade e cabo de alumínio com 90 cm de comprimento), sendo o tempo médio de permanência em cada unidade amostral de uma hora (Oliveira Júnior et al, 2017; Miguel et al, 2017).

Para identificação taxonômica, utilizamos chaves especializadas (Borror, 1945; Belle, 1988, 1996; Garrison, 1990; Lencioni 2005, 2006; Garrison et al, 2006, 2010). Posteriormente a identificação, os exemplares foram inseridos na coleção do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará, Belém, PA, Brasil.

Classificação e mensuração do uso do solo

A cartografia empregada para classificação dos usos e cobertura do solo e da hidrografia nos pontos amostrados, utilizou as bases vetoriais e matriciais da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE) referente ao projeto TerraClass 2012. TerraClass é um projeto do governo Brasileiro com o objetivo de produzir mapas sistêmicos do uso e do desmatamento da Amazônia Legal (Almeida et al, 2016).

Foram utilizadas as classes definidas pelo TerraClass do município de Paragominas: Floresta, Vegetação secundária, Reflorestamento, Regeneração com pasto, Agricultura anual, Pasto limpo, Pasto sujo, Hidrografia, Mosaico de ocupações, Área não observada e Outros (categorias distintas estabelecidas pelo projeto). Os dados foram processados no sistema ArcGIS Desktop: Release 10.5. Em cada sítio de amostragem foi criado um *buffer* circular de 500m, dos quais foram quantificadas as principais formas de uso e ocupação do solo (Fig. 2). As classes que apareceram apenas uma vez nos pontos amostrados e tinham baixa porcentagem no *buffer* foram retiradas das análises.

Os igarapés amostrados estão inseridos em um gradiente de uso, contemplando áreas altamente modificadas até áreas totalmente íntegras. Inseridos em áreas mais degradadas havia presença de extração de madeira, criação de gado e/ou plantações de grãos, que leva a uma acentuada perda de cobertura vegetal do solo acompanhado de uma redução na cobertura ripária. Em alguns ambientes continham em seu entorno algum tipo de ação humana, mas que ainda mantinham as características físicas, como a estrutura da vegetação ripária. Os ambientes mais preservados mantiveram suas características físicas e estruturais quase que inalteradas e presença de mata ripária com pouquíssimos indícios humanos (Oliveira-Jr et al, 2015, 2017; Miguel et al, 2017; Chen et al, 2015).

Para as análises estatísticas do trabalho foi utilizada somente a porcentagem de floresta nativa como variável preditora, uma vez que a mesma apresenta alto valor de correlação com a soma dos usos do solo ($r = -0.869$).

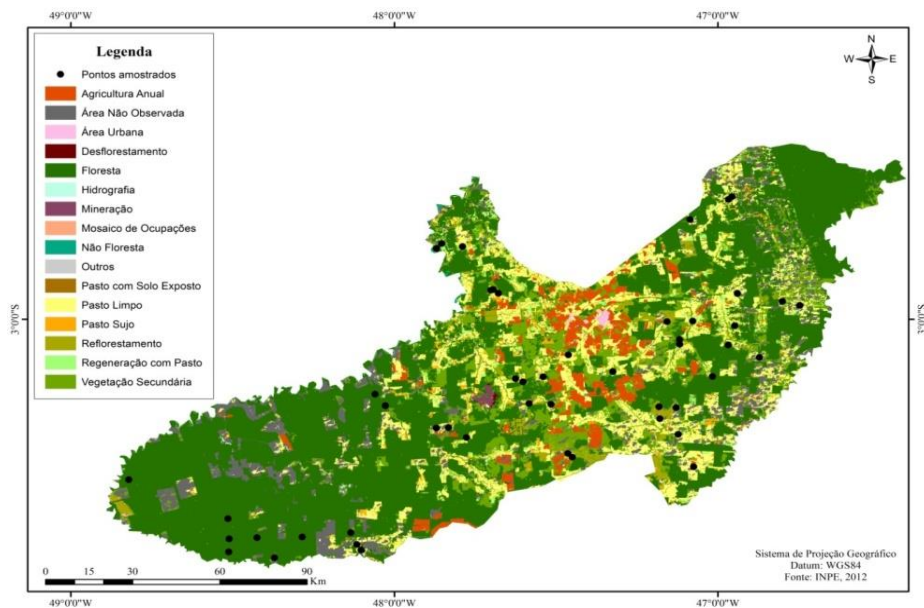


Figura 2. Diferentes usos e cobertura do solo, segundo o Terraclass, 2012, município de Paragominas-Pa.

Análises estatísticas

O valor de proporção das subordens foi obtido pela razão entre riqueza e abundância de Zygoptera pela riqueza e abundância de Odonata, esse procedimento foi realizado também para e Anisoptera. Para avaliar a influência da porcentagem de floresta sobre a riqueza e abundância de Anisoptera e Zygoptera (separadamente) inicialmente utilizamos o modelo linear generalizado (Poisson GLM) (Zuur et al, 2007), detectamos overdispersion (quando variância dos dados é maior que a média). Assim quando se faz a razão entre a residual deviance (gerada pelo modelo GLM) e o grau de liberdade segue-se alguns critérios. Se for maior >1 os dados possuem (overdispersion) se for <1 tem-se underdispersion. Isso pode ser corrigido utilizando a família quasipoisson em vez da família Poisson (mais criteriosa, exigindo média e variância igual). Corrigimos o erro padrão usando um modelo quasi-GLM (Zuur et al. 2007). Já para os dados de proporção de riqueza e abundância de Anisoptera e Zygoptera (separadamente) utilizamos o modelo linear generalizado (binomial GLM), detectamos *overdispersion*, e corrigimos o erro padrão usando um modelo quasi-GLM (Zuur et al. 2007).

Foi realizada uma análise de coordenadas principal (PCoA) (Legendre & Legendre, 1998) para avaliar a composição das subordens de Odonata entre as unidades amostrais. Os dados bióticos foram log transformados ($x + 1$). O índice de similaridade de *Bray-Curtis* foi utilizado para construir a matriz com base nos dados de abundância de espécies de Odonata. A explicação para o primeiro eixo da ordenação para Anisoptera foi de 38.630% e para Zygoptera foi de 25.218%. Para avaliar a relação entre a porcentagem de floresta nativa e a composição das subordens de Odonata (PCoA) foi feita uma análise de regressão linear simples (Zar, 2010). Em seguida foi plotado a porcentagem de floresta nativa em

cada unidade amostral, através dos bubbles, para avaliar o padrão de agrupamento das espécies em áreas com vegetação nativa.

Para detectar a resposta das espécies a porcentagem de cobertura de vegetação nativa foi feita uma análise de particionamento binária *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) (Baker e King, 2010). Uma função que permite a identificação de limiar (s) com base em pontos de mudança ao longo de gradientes ambientais para cada táxon. O TITAN quantifica mudanças nas distribuições de espécies ao longo de um gradiente ambiental ao longo do espaço ou tempo e avalia a sincronia entre os pontos de mudança das espécies como evidência para os limiares da comunidade. Os valores de IndVal são padronizados em *z scores*, em que as espécies de Odonata associadas ao Z- apresentam afinidade com as áreas com menor cobertura vegetal, já espécies Z+, apresentam afinidade com as áreas com maior cobertura vegetal.

Os valores de pureza indicam a proporção média da direção da resposta do táxon (+ ou -). O valor de confiabilidade representa os limites de incertezas dos pontos de mudança da assembleia, sendo calculado a partir das 250 iterações e $p \leq 0,05$. Para realizar a análise utilizamos apenas *taxa* com três ou mais registros dos indivíduos em unidades amostrais, taxa que ocorrem com pouca frequência não estimam os valores de Z corretamente (Baker & King, 2010). Todas as análises foram feitas usando o software R (R Core Team 2016) foram utilizados os pacotes TITAN2 (Backer et al, 2015) e pacote *vegan* (Oksanen et al. 2017).

RESULTADOS

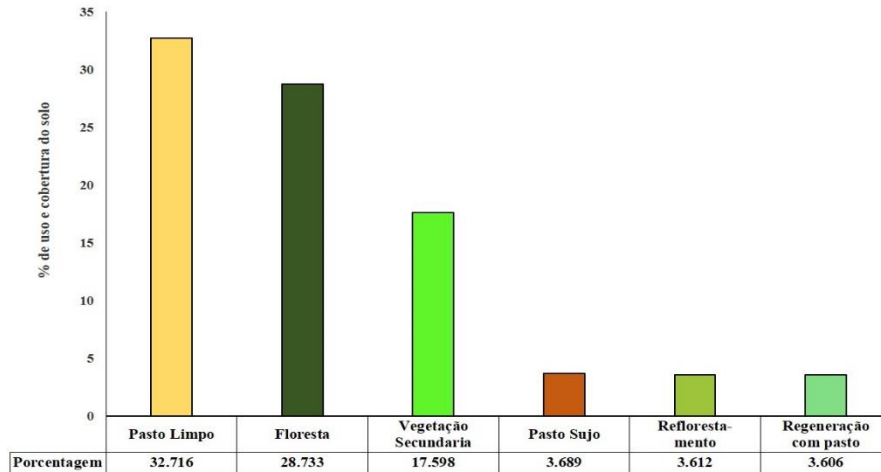
Descrição da Comunidade de Odonata

Foram coletados 1.769 espécimes de Odonata, distribuídos em nove famílias, 40 gêneros e 95 espécies. Zygoptera contribuiu com 961 indivíduos, contemplando cinco famílias (Calopterygidae, Coenagrionidae, Dicterididae, Heteragrionidae, Perilestidae e Polythoridae), 19 gêneros e 56 espécies. Anisoptera contribuiu com 802 indivíduos, distribuído em três famílias (Aeshnidae, Gomphidae e Libellulidae), 22 gêneros e 39 espécies.

Características do habitat físico dos igarapés nos diferentes usos do solo

A cobertura do solo que apresentou maior porcentagem nos pontos amostrados foi a presença de pasto limpo (32%; Desvio Padrão (DP)= 31.221), seguida por floresta nativa (29%; DP=39.356) e por vegetação secundária (18%; DP=17.494). Os outros tipos de usos: Pasto Sujo (DP= 8.193),

Reflorestamento (DP= 12.848) e Regeneração com Pasto (DP=13.678) tiveram cerca de 4% cada de cobertura de solo (Fig. 3).



Principais tipos de uso e cobertura do solo

Figura 3. Demonstração dos tipos de uso e ocupação do solo no município de Paragominas-PA, Brasil, 2012.

Diversidade das subordens de Odonata

A riqueza e proporção de Zygoptera apresentaram uma relação positiva com o aumento da porcentagem de cobertura da vegetação nativa na escala de 500 m dos riachos amazônicos. Esse resultado corrobora nossa hipótese de que essas métricas de diversidade de Zygoptera aumentariam com a presença de vegetação nativa. Porém, ao contrário do predito em nossa hipótese, essa relação positiva não foi encontrada para a abundância dessa subordem (TABELA 1). Por outro lado, a riqueza, abundância, proporção de riqueza e abundância de Anisoptera apresentaram relação negativa com o aumento da cobertura de floresta nativa (Chen, et al, 2017), também corroborando nossa hipótese. (TABELA 1).

TABELA 1- Parâmetros de estimativas da análise Poisson GLM para riqueza, abundância de Zygoptera e Anisoptera. Modelo quasibinomial GLM para dados de proporção de riqueza e abundância de Zygoptera e Anisoptera. Variável preditora: cobertura florestal nativa (%). D.F.= Degrees of Freedom; Dev.= Deviance; Res. D.F.= Residual Degrees of Freedom; Res. Dev.= Residual Deviance; F= F values.

	Variável resposta	Estimativa	D.F.	Dev.	Res.D.F.	Res.Dev.	F	P
Anisoptera	Riqueza	-0.009	1	19.481	44	71.217	12.091	<0.001
	Abundância	-0.017	1	186.270	44	513.650	14.656	<0.001
	Proporção de Riqueza	-0.016	1	41.488	46	97.472	21.615	<0.001
	Proporção de Abundância	-0.022	1	202.770	45	498.960	20.318	<0.001
Zygoptera	Riqueza	0.005	1	13.406	44	91.412	6.461	0.013
	Abundância	0.005	1	33.327	44	589.430	2.335	0.134
	Proporção de Riqueza	0.013	1	31.281	44	82.038	17.692	<0.001
	Proporção de Abundância	0.019	1	171.600	44	456.060	17.748	<0.001

Composição das espécies de Odonata

A composição das espécies de Zygoptera (PCo1) e Anisoptera são relacionadas com a porcentagem existente de floresta em torno de 500 m de cada riacho ($r^2= 0.706$; $P<0.001$; $r^2=0.351$; $P<0.001$). As unidades amostrais com menor cobertura florestal apresentaram um agrupamento para Anisoptera e Zygoptera quando comparados com as áreas com maior cobertura de vegetação nativa em torno de 500 m do riacho (Fig. 4A e B).

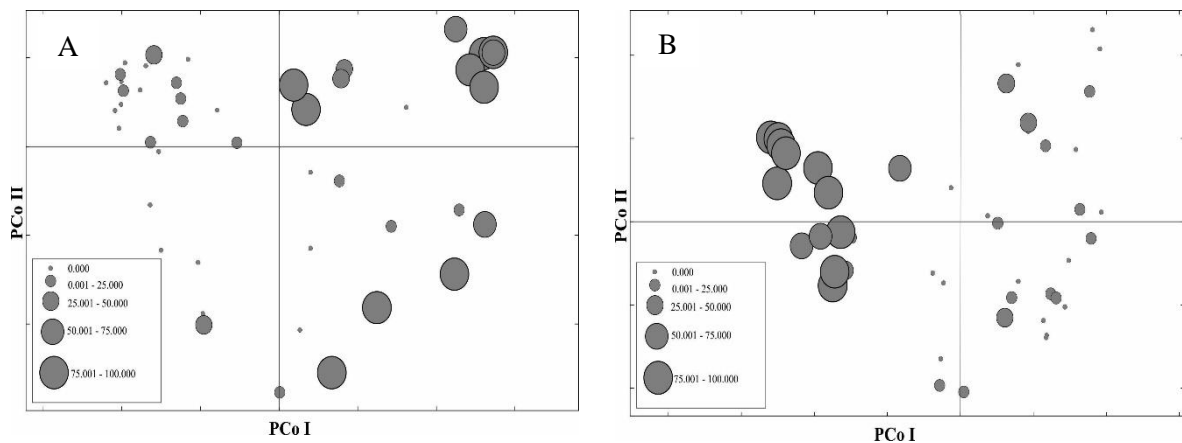


Figura 4. A e B. Os círculos maiores representam uma maior porcentagem de floresta, possibilitando visualizar um agrupamento dos grupos de Anisoptera (A) e de Zygoptera (B) entre as unidades amostrais.

Limiar das espécies de Anisoptera e Zygoptera em relação a porcentagem cobertura de floresta nativa em torno de 500 m dos riachos

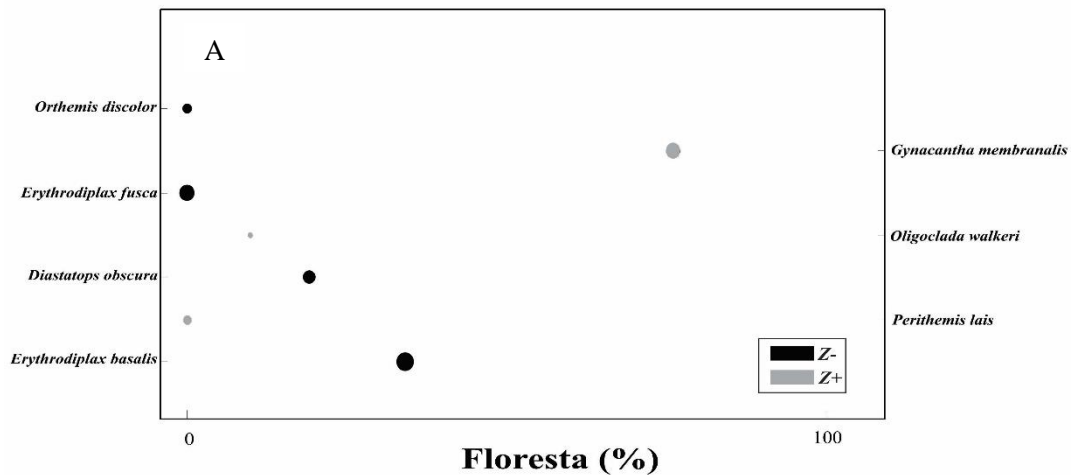
No grupo dos indicadores positivos (Z+) (espécies foram associadas à maior porcentagem de vegetação em torno de 500 m do riacho) o ponto de mudança para ocorrência dos Zygoptera foi de 47% e 76% para Anisoptera. Para ambientes preservados apresentaram seis espécies mais associadas, sendo cinco espécies de Zygoptera e uma espécie de Anisoptera, sendo elas *Argia smithiana*, *Argia infumata*, *Chalcopteryx rutilans*, *Mnesarete aenea*, *Perilestes kahli* e *Gynacantha membranalis*. Dentre os indicadores negativos (Z-) (associadas a menor porcentagem de vegetação nativa), o ponto de mudança foi de 40% para duas espécies de Anisoptera *Erythrodiplax basalis* e *Erythrodiplax fusca* e de 25% para uma espécie de Zygoptera *Mnesarete williamsoni* (Fig. 5A e B).

Foi identificado nove espécies associadas à cobertura de floresta nativa ($pval < 0.05$), sendo 6 espécies de Zygoptera e 3 espécies de Anisoptera. Desse total seis espécies foram indicadoras positivas (Z+) e três (Z-) foram indicadoras negativas da porcentagem de cobertura de vegetação em torno de 500 m dos riachos. Das nove espécies de Odonata que foram associadas à cobertura de vegetação nativa em torno dos riachos, 7 apresentaram valores de pureza $\geq 0,90$ e confiabilidade $\geq 0,9$ Já *Argia smithiana* e

Gynacantha membranalis apresentaram pureza alta (≥ 0.90), mas confiabilidade moderada ($\geq 0, 888$ e $\geq 0, 844$, respectivamente). Todas as espécies apresentaram $\text{IndVal} \geq 0,60$ (Tabela 2).

TABELA 2: Resultados específicos do *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) da composição da comunidade de Odonata em resposta a cobertura vegetal nativa no município de Paragominas-Pará. O ponto de mudança é mostrado para cada táxon (Obs). "Freq" a frequência média de ocorrência de taxa em 50 pontos. IndVal é o indicador não padronizado (escala de 0-100% com 100= indicador perfeito). P é a probabilidade de obter um IndVal igual ou maior baseado em 250 permutações aleatórias dos dados, e Z representa a pontuação do indicador TITAN padronizado. Os valores inferiores (5%) e superiores (95%) correspondem a quantiles de ponto de mudança de 500 repetições bootstrap. A pureza é a proporção das atribuições corretas como um indicador de limiar negativo (z-) ou positivo (z+) entre 500 repetições de *bootstrap* e a confiabilidade é a proporção de 500 repetições de *bootstrap* em que $p \leq 0,05$.

ID	+/-	Obs	freq	Max grp	IndVal	P	Z	5%	95%	Pureza	Confiabilidade
<i>A. infumata</i>	Z+	79.035	10	2	100	0.004	12.37	47.073	95.68	1	1
<i>A. smithiana</i>	Z+	100	6	2	60.87	0.004	7.21	1.235	100	0.966	0.888
<i>C. rutilans</i>	Z+	100	10	2	73.98	0.004	8.24	12.95	97.155	1	1
<i>G. membranalis</i>	Z+	76.03	3	2	60	0.004	8.92	15.965	100	0.95	0.844
<i>M. aenea</i>	Z+	46.945	13	2	64.81	0.004	6.4	9.02	51.425	1	1
<i>P. kahli</i>	Z+	100	6	2	90.28	0.008	6.29	0.545	100	0.998	0.928
<i>E. basalis</i>	Z-	50.58	30	1	77.18	0.004	4.77	0	50.58	0.998	0.988
<i>E. fusca</i>	Z-	0	20	1	79	0.004	4.09	0	40.745	1	0.966
<i>M. williamsoni</i>	Z-	25.27	17	1	60.71	0.008	4.29	14.558	44.9	1	0.996



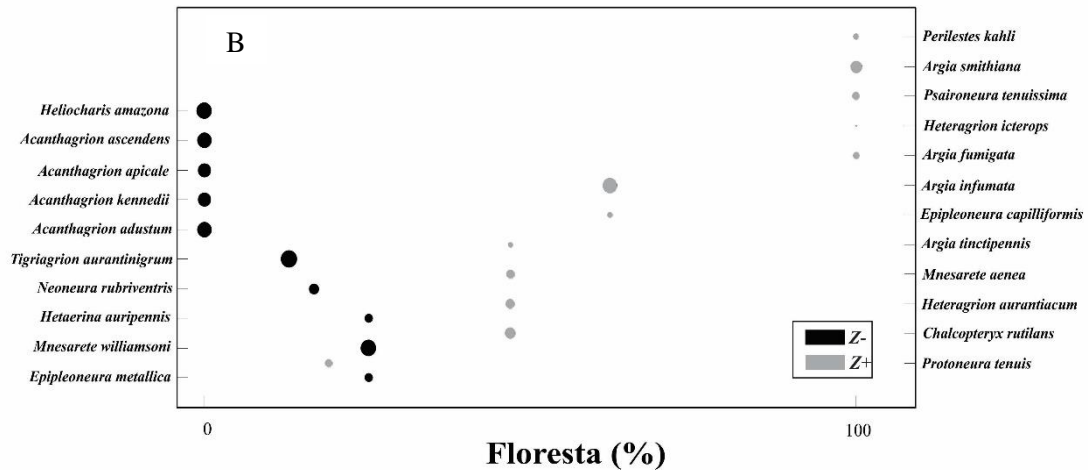


Figura 5. *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) respostas das espécies de Odonata em relação à porcentagem de floresta nativa em torno de 500 m dos riachos, representando o ponto de interrupção para indicadores negativos (Z-) abaixo de 40% de cobertura de floresta para Anisoptera (A) e 26% para Zygoptera (B). E o ponto de interrupção para indicadores positivos (Z+) de cobertura de floresta de 47% para Zygoptera e 76% para Anisoptera. O tamanho do círculo é proporcional ao tamanho da resposta de indicação das espécies a porcentagem de floresta nativa. Os círculos representados pelas cores cinza e preta indicam espécies associadas a ambientes mais preservados e alterados, respectivamente.

DISCUSSÃO

As subordens de Odonata respondem de forma antagônica a redução na cobertura florestal nativa em torno dos riachos amazônicos. Zygoptera demonstrou uma relação positiva com o aumento de cobertura florestal, enquanto que Anisoptera apresentou uma relação negativa. Essas variações nas respostas das espécies podem estar associadas as suas diferenças de restrições ecofisiológicas e de dispersão (De Marco et al. 2015), que devem ser levadas em consideração durante o planejamento de manejo dos ecossistemas naturais.

A mudança na estrutura física do ambiente acarreta em perda de habitat físico e de biodiversidade (Gardner 2009; Gardner et al, 2013; Cunha et al, 2015). Os sistemas aquáticos são muito complexos, todos seus tributários, sedimentos, matéria orgânica e luz solar são fortemente influenciados pelas propriedades da bacia hidrográfica e da zona ripária que determina suas propriedades físicas (Allan, 2004). Ambientes aquáticos próximos a atividades de pasto são facilmente alterados, levando a perda de vegetação (Carvalho et al 2013), mudanças no fluxo da água, aumento de matéria orgânica, o que pode também selecionar algumas espécies de Zygoptera (por exemplo, *Acanthagrion* sp.) (Assis et al., 2004) e elevar a diversidade de espécies generalistas de habitat florestado.

Manter a vegetação ripária em continuidade com cobertura florestal adjacente é importante para a conservação das comunidades biológicas de riachos de pequeno porte (Carvalho, et at. 2013; Juen et al, 2014), pois estes são muito dependentes do aporte lateral do material alóctone para sustentar sua biodiversidade. Segundo a teoria do “*habitat template*” a variabilidade temporal e espacial do hábitat físico influencia na evolução da combinação do comportamento, fisiologia e características de história de vida das espécies (Southwood, 1977, 1988; Poff & Ward, 1990). Desta forma espécies que são muito

sensíveis as alterações de habitat físico podem desaparecer localmente dos riachos alterados e ou grupos mais generalistas de áreas florestadas, ou que conseguem atravessar paisagens mesmo com alteração ambiental de origem antrópica (Keller et al, 2012) tendem a ser favorecidas por ambientes alterados (Layer. K, 2013; Monteiro-Júnior et al 2014; Juen et al 2014; Oliveira-Júnior et al 2015).

Algumas espécies de Anisoptera que na maioria são heliotérmicas podem ser favorecidos por ambientes com menor cobertura de vegetação ripária, (Monteiro-Jr, 2014; Carvalho et al 2013; Juen et al 2014). As espécies *E. basalis* e *E. fusca* foram associadas à ambiente alterado em nosso estudo, observadas também por Oliveira-Junior et al (2015; 2017) que avaliou características físicas locais dos riachos amazônicos. Sendo que a subordem Zygoptera, apresenta mais especificidade de habitat florestado (Juen & De Marco 2011, 2012), com capacidade dispersiva mais restrita, com alta dependência da estrutura do habitat (Corbet 1999; Heckman 2008; Heiser & Schmitt 2010), pois a vegetação em torno do riacho gera um ambiente térmico mais estável (De Marco et al, 2015). Além disso, Anisoptera tendem a responder a métricas regionais, já Zygoptera responde a características mais locais e por conta disto, seriam mais dependentes de ambientes florestados (Ball-Damerow et al, 2014). Como respostas de espécies mais relacionadas com ambientes preservados obtivemos as espécies *A. smithiana*, *A. infumata*, *C. rutilans*, *M. aenea* e *P. kahli*. A espécie *C. rutilans* é dependente da presença de troncos no riacho para reprodução (Resende e De Marco 2010). Ao avaliar o status dessas espécies nas avaliações da IUCN e na lista brasileira, as espécies como *C. rutilans* e *P. kahli* encontram-se na categoria como menos preocupante (LC) na IUCN, 2017.

Apesar de ser altamente eficientes como organismos bioindicadores (Miguel et al 2017), variabilidade de exigência das espécies existente dentro da ordem Odonata, pode ter respostas antagônicas que devem ser levadas em consideração no planejamento de manejo ambiental, pois as condições ambientais do habitat físico e as especificidades ecológicas das espécies determinam a distribuição da metacomunidade no espaço (Keller, 2013). A distância entre as machas de habitat e a permeabilidade da matriz influencia nas habilidades individuais de dispersão e a condição em torno do riacho afetando a persistência individual das espécies (Rodrigues et al, 2016). Uma vez que são insetos alados, poderia naturalmente ser beneficiado das suas características de alcançar locais mais adequados ou até mesmo distantes (Keller, et al 2013).

As repostas das espécies de Odonata as alterações antrópicas na paisagem ocorrem em pelo menos 500 m de distância dos corpos d'água. De acordo com a legislação brasileira (Lei 12.651 de 2012) a vegetação ripária deve ter uma largura mínima de 30m para todos os cursos d'água de menos de 10 metros de largura. Toda via esta lei não é suficiente para manter distante os impactos das ações antrópica, visto que em estudos anteriores os impactos ocorrem a menos de 10m da margem ciliar (Calvão, 2016). Reforçar a necessidade de recuperação dos ambientes aquáticos ou a não remoção da vegetação nativa em torno de 500m seria o ideal para manutenção de Odonata e possivelmente de outros *taxa* aquáticos que respondem de forma negativa aos usos do solo (Cunha, 2015, 2017; Faria et al, 2017; Paiva et al

2017; Casatti et al., 2006). Bem como a revisão crítica de algumas das leis responsáveis pela proteção dos ecossistemas aquáticos e terrestres (Rodrigues et al, 2016).

CONCLUSÃO

As subordens de Odonata respondem de formas diferentes as condições físicas dos riachos em 500 m em torno do riacho, respondendo de forma esperada a nossa hipótese, Anisoptera apresentou um aumento em sua riqueza, abundância e proporção em ambientes com menor cobertura de floresta. Já para Zygoptera houve um aumento de sua riqueza, abundância e proporção de riqueza em ambientes com maior cobertura de floresta nativa, apenas proporção de abundância não foi significativa.

Desta forma, nossos resultados sugerem que utilizar diversas métricas que abrangem mais características da paisagem (e.g. continuidade da floresta nativa com a vegetação ripária), pode tornar os estudos mais eficientes para avaliar os efeitos da perda cobertura vegetal natural em diferentes usos do solo. Principalmente porque as espécies podem apresentar uma variação em suas respostas biológicas sendo algumas associadas a características mais locais e outras dependentes das características da paisagem. Ambas as respostas devem ser consideradas no manejo florestal, uma vez que a floresta é fundamental para manter o habitat físico dos riachos e estrutura das assembleias de Odonata. Haja vista, que há uma diminuição da biodiversidade de Zygoptera. Além disso, a gestão tem que ser mais participativa em buscar soluções, com fiscalização e legislação mais efetiva em com saídas conjuntas para uma interação entre homem e natureza. Visto que apenas aprovar leis não é suficiente para manter longe os efeitos da degradação ambiental.

AGRADECIMENTOS

Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia-Biodiversidade e Uso da Terra na Amazônia (CNPq 574008/2008-0), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Embrapa (SEG 02.08.06.005.00), Governo britânico: Darwin Initiative (17-023), TNC-The Nature Conservancy, e Natural Environment Research Council (NERC) (NE/F01614X/1 and NE/G000816/1). Ao Conselho Nacional de Pesquisa CNPq pela concessão da bolsa de produtividade do Dr. Leandro Juen (processo 307597/2016-4). A FADESP/HYDRO pela concessão de bolsa de estudo de D.C.F e L.B.C.

REFERÊNCIA

Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257–284. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>.

- Almeida, C.A.; Coutinho, A.C.; Esquerdo, J.C.D.M.; Adami, M.; Venturieri, A.; Diniz, C.G.; Dessay, N.; Durieux, L.; Gomes, A.R., (2016). High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data In: *Acta Amazonica*, Vol 46 (3): 291-302.
- Assis, J. C. F., Carvalho, A. L., Nessimian, J. L. (2004) Composição e preferência por microhabitat de imaturos de Odonata (Insecta) em um trecho de Baixada do Rio Ubatiba, Maricá-RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 48(2): 273-282.
- Backer, M. E., & King, R.S. (2010). A new method for detecting and interpreting biodiversity an ecological community thresholds. *Methods in Ecology an Evolution*, 1(1), 25-37. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>.
- Ball-Damerow, J. E., M'Gonigle, L. K., Resh, V. H., Local and regional factors influencing assemblages of dragonflies and damselflies (Odonata) in California and Nevada. (2014). *Jornal Insect Conservation*. 18:1027-1036. doi 10.1007/s10841-014-9709-6.
- Belle, J. (1988). A synopsis of the species of Phyllocycla Calvert with description of four new taxa and a key to the genera of the neotropical Gomphidae (Odonata, Gomphidae). *Tijdschrift voor Entomologie*, 131, 73-102.
- Belle, J., 1996. Higher classification of the South-American Gomphidae (Odonata). *Zool Meded.* 70, 298-324.
- Bendjourdi, H., Weng, P., Guérin, R., Pastre, J.F. Riparian wetland of middle reach of the seine river (France): historical development, investigation and present hydrologic functioning. A case study. *Journal of Hydrology*, 263: 131-135, 2002.
- Bleich, M.E., Mortati, A.F., André, T., Piedade, T.F. 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science* 7(4), 657-676.
- Borrer, D.J., 1945. A key to the New World genera of Libellulidae (Odonata). *Ann Entomol Soc Am.* 38, 168-194.
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., Oliveira-Junior, J.M.B., Dias-Silva, K., Juen, L. (2017). Elements of metacommunity structure in Amazonia Zygoptera among streams under different spatial scale environmental conditions. *Ecology and Evolution*, 1-11. doi: 10.1002/ece3.2849.
- Butler, R.G., & deMaynadier, P.G. (2008), The significance of littoral and shoreline habitat integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata), *Journal Insect Conservation*, 12, 23-36.
- Carvalho, F. G., Pinto, N. S., Oliveira-Júnior, J. M. B., & Juen, L. (2013). Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25, 10–18.
- Casatti, L., Langeani, F., Ferreira, C.P., (2006). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 38, 974-982.

- Corbet, P.S. (1999), *Dragonflies: Behavior and ecology of Odonata*, University of Edinburgh scotland, U.K.
- Cunha, E.J., Montag, L.F.A, Juen, 2015. Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteroptera (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators* 52, 422-429.
- Cunha, E. J. & Juen, L (2017). Impacts of oil palm plantations on changes in environmental heterogeneity and heteropteran (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *Jornal Insect conservation* 21:111-119. doi 10.1007/s10841-017-9959-1.
- Davidson E. A., de Araújo A. C., Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, Coe MT, DeFries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza CM, Wofsy SC (2012) *The Amazon basin in transition*. *Nature* 481:321–328.
- Davies-Colley RJ 1997. Stream channels are narrower in pasture than in forest. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 599–608.
- De Marco, P.J., Latini, A.O., Resende, D.C. (2005): Thermoregulatory constraints on behavior: patterns in a Neotropical dragonfly assemblage. *Neotropical Entomology* 34:155–162.
- De Marco Jr., P., Batista, J.D., Cabette, H.S.R., (2015). Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PLoS One* 10 <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>.
- Diniz, T.D.A. (1986). Caracterização climática da Amazônia Oriental. In: Pesquisa sobre utilização e conservação de solo na Amazônia Oriental. Belém: *Embrapa Cpatu*, 291p.
- Dolný, A., Harabis. F., Bárta, D., Lhota, S. & Drozd, P. (2012) Aquatic insects indicate terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Tropical Zoology*, 25, 141-157.
- ESRI 2017. *ArcGIS Desktop: Release 10.5*. Redlands, CA: *Environmental Systems Research Institute*.
- Faria, A. P. J., Ligiero, R., Callisto, M., Juen, L. (2017). Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern amazonia. *Hydrobiologia*. doi: 10.1007/s10750-017-3238-8
- Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e consequências. *Megadiversidade* 1(4):113-123.
- Ferreira J, Aragão L EOC, Barlow J, Barreto P, Berenguer E, Bustamante M, Gardner TA, Lees AC, Lima A, Louzada J, Pardini R, Parry P, Peres CA, Pompeu PS, Tabarelli M, Zuanon J (2014) Brazil's environmental leadership at risk. *Science* 346:706–707.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human- modified world. *Ecology letters*, 12(6), 561-582.

- Gardner, T.A., Ferreira, J., Barlow, J., Lees, A.C., Parry, L., et al. (2013). A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368, 1-11.
- Garrison, R.W., 1990. A synopsis of the genus *Hetaerina* with descriptions of four new species (Odonata: Calopterigidae). *Trans Am Entomol Soc.* 116, 175-259.
- 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*, 368 p.
- 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*, 490 p.
- Heckman, C. 2008. Encyclopedia of South American aquatic insects: *Odonata – Zygoptera*. *Springer Science, Olympia, WA*, 692p.
- Heiser, M. & Schmitt, T. 2010. Do different dispersal capacities influence the biogeography of the western Palearctic dragonflies (Odonata)? *Biological Journal of the Linnean Society*, 99: 177-195.
- Juen, L. & P. De Marco Jr., 2011. Odonate biodiversity in terra firme forest streamlets in Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and Diversity*, 4: 1-10.
- Juen, L. & P. De Marco Jr., 2012. Dragonfly endemism in the Brazilian Amazon: competing hypotheses for biogeographical patterns. *Biodiversity and Conservation*, 21: 3507-3521.
- Juen, L., Oliveira-junior, J. M. B., & Shimano, Y. (2014). Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazônica*, 44, 175–184.
- 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 Research and Applications*. doi:10.1002/rra.3050.
- Keller, D., & Holderregger, R. (2013). Damselflies use different movement strategies for short- and long distance dispersal. *Insect Conservation and diversity* 6, 590-597. doi: 10.1111/icad.12016.
- Keller, D., Strien, M. J. V., Holderegger, R. (2012). Do landscape barriers affect functional connectivity of populations of an endangered damselfly?. *Freshwater Biology*. 57, 1373-1384.
- Kietzka, G. J., Pryke, J.S., Samways, M. J., (2015) Landscape ecological networks are successful in supporting a diverse dragonfly assemblage. *Insect Conserv and Diversity*, 8: 229-237. doi:10.1111/icad.12099.
- Layer K., Hildrew A. G., Woodward G. Grazing and detritivory in 20 stream food webs across a broad pH gradient (2013). *Oecologia*, 171: 459–471. doi: 10.1007/s00442-012-2421-x PMID: 22996363.
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J.,

- Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* 31, 1725- 1041 1745.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical ecology: developments in environmental modelling 20. Amsterdam: *Elsevier Science B.V.*
- Lencioni, F.A.A., 2005. The damselflies of Brazil: an illustrated guide-the non Coenagrionidae families. *All Print Editora*, São Paulo, 332 p.
- Lencioni, F.A.A., 2006. The damselflies of Brazil: an illustrated guide - Coenagrionidae. *All Print Editora*, São Paulo, 419 p.
- Matthew E. Baker, Ryan S. King and David Kahle (2015). TITAN2: Threshold Indicator Taxa Analysis. *R package version 2.1*. <https://CRAN.R-project.org/package=TITAN2>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>.
- Molina, M. C., Roa-fuentes, C. A., Zeni, J. O., Casatti, L., (2017). The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. *Limnologia*, 65: 14-21.doi: 10.1016/j.limno.2017.06.001.
- Monteiro-Júnior, C.S., Juen, L., Hamada, N., 2014. Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landscape Urban Plan.* 127, 28-40.
- Monteiro-Júnior, C.S., Juen, L., Hamada, N., 2015. Analysis of urban impacts o aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol. Indic.* 48, 303–311.
- Nestler, J. M., Pompeu, P. S., Goodwin, R. A. Smith, D. L., Silva, L. G. M., Baigún C. R. M., Oldani, N. O., (2012). The river machine: A template for fish movement and habitat, fluvial geomorphology, fluid dynamics and biogeochemical cycling. *River Research and Applications*, 28: 490-503. doi: 10.1002/rra.1567.
- Oertli, B. (2008). The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. *Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research* (ed. by A. CordobaAguilar), *Oxford University Press*, Oxford, pp. 79-95.
- Oksanen, F. J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Peter R., Minchin, R. B. O'Hara, G. L., Simpson, Solymos, S. P., Henry H. M., Szoecs, S. E., and Wagner, H. (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira-Junior, J.M.B., De Marco, P. Jr., Dias-Silva, K., Leitão, R. P., Leal, C. G., Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Hughes, R. M., Juen, L., (2017). Effects off human disturbance and riparian conditions on Odonata (Insecta) assemblages in eastern Amazon basin streams. *Limnologia*,

doi: <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.limno.2017.04.007>.

- Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T. A., Hughes, R. M., de Marco Junior, P., & Juen, L. (2015). Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecology*, 40(6), 733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>.
- Oppel S. 2005. Habitat associations of an Odonata community in a lower montane rainforest in Papua New Guinea. *International Journal of Odonatology* 8(2):243–257.
- 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. doi 10.1007/s10661-017-6116-y.
- Paula, F. R., Gerhard, P., Wenger, S. J., Ferreira, A., Vettorazzi, C. A., Ferraz, S. F. B. (2013). Influence of forest cover on in-stream large wood in an agricultural landscape of southeastern Brazil: a multi-scale analysis. *Landscape Ecol* 28: 13-27. doi 10.1007/s10980-012-9809-1.
- Poff, N. L. & Ward, J. V. (1990). The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14, 629-646.
- R Development Core Team, 2014. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resende, D., & De Marco, P.J. (2010) First description of reproductive behavior of the Amazonian damselfly *Chalcopteryx rutilans* (Rambur) (Odonata, Polythoridae), *Revista Brasileira de Entomologia*, 54, 436-440.
- Rodrigues, M. E., de Oliveira Roque, F., Quintero, J. M. O., de Castro Pena, J. C., de Souza, D. C., Junior, P. D. M. (2016). Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation*, 194, 113-120.
- Sato, M., & Riddiford, N. (2008) A preliminary study of the Odonata of S'Albufera Natural Park, Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal Insect Conservation*, 12, 539-548.
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the template for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46, 337-365.
- Southwood, T. R. E. (1988). Tactics, Strategies, and Templates. *Oikos* 52, 99-109.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 08 August 2017.
- Willigalla C. & Fartmann t. 2010: Libellen-Diversität und -Zönosen in mitteleuropäischen Städten – ein Überblick. *Naturschutz Landschaftspl.* 42: 341–350.
- Watrin, O.S. & Rocha, A.M.A. (1992). Levantamento da Vegetação Natural e do Uso da Terra no Município de Paragominas (PA) Utilizando Imagens TM/Landsat. Belém, EMBRAPA/CPATU, (EMBRAPA/CPATU, Boletim de Pesquisa, 124), 40p.

Zar, J. H. (2010). Biostatistical analysis. Upper Saddle River: *Pearson Prentice-Hall*.

Zuur, A. F., Leno, E. N., Smith, G. M., Analysing Ecological Data (2007). *Statistics for Biology and Health*. 672p.