



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA



**EFEITO DA MONOCULTURA DE DENDEZEIRO (*Elaeis guineensis* JACQ.)
NA INTEGRIDADE FÍSICA E NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE
IGARAPÉS DA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Márcio Cunha Ferreira

BELÉM - PA

2014



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA

EFEITO DA MONOCULTURA DE DENDEZEIRO (*Elaeis guineensis* JACQ.) NA
INTEGRIDADE FÍSICA E NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA
AMAZÔNIA ORIENTAL

Márcio Cunha Ferreira

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador: Dr. Luciano F. de Assis Montag
Instituto de Ciências Biológicas/UFPA

Co-orientador: Dr. Leandro Juen
Instituto de Ciências Biológicas/UFPA

BELÉM - PA

2014

MÁRCIO CUNHA FERREIRA

EFEITO DA MONOCULTURA DE DENDEZEIRO (*Elaeis guineensis* JACQ.) NA
INTEGRIDADE FÍSICA E NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA
AMAZÔNIA ORIENTAL

Banca examinadora:

Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag – Presidente

Instituto de Ciências Biológicas – UFPA

Dra. Mônica Ceneviva Bastos

Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas – UNESP

Dra. Cristiane de Paula Ferreira

Instituto de Geociências – UFPA

Dr. Marcos Pérsio Dantas Santos

Instituto de Ciências Biológicas – UFPA

Dr. Ronaldo Borges Barthem (Suplente)

Museu Paraense Emílio Goeldi – MPEG

Belém, Fevereiro de 2014

Índice

Lista de figuras	v
Lista de tabelas	vii
Agradecimentos.....	viii
Resumo	x
Abstract.....	xi
Apresentação	xii
Referências da apresentação	xvi
EFEITO DA MONOCULTURA DE DENDEZEIRO (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) NA INTEGRIDADE FÍSICA E NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS DA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	1
Introdução.....	1
Material e métodos.....	5
Área de estudo.....	5
Desenho experimental.....	6
Índice de integridade física (IIF).....	7
Coleta de material biológico.....	8
Grupos tróficos funcionais (GTF).....	9
Análise de dados.....	11
Resultados.....	14
Índice de integridade física (IIF).....	14
Composição taxonômica da ictiofauna.....	16
Grupos tróficos funcionais (GTF).....	25
Influência das variáveis abióticas sobre as assembleias de peixes e grupos tróficos funcionais.....	29
Discussão.....	37
Conclusões.....	42
Agradecimentos.....	43
Referências.....	43

Lista de figuras

- Figura 1 - Plantações de dendezeiro *Elaeis guineenses* JACQ. localizadas na área de estudo na região Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. A) e B) Plantações na área do complexo Agroindustrial da Empresa Agropalma, Tailândia Pará; C) Igarapé que drena fragmento florestal e D) Igarapé que drena plantação de dendezeiro..... xiii
- Figura 2 - Distribuição espacial dos trechos amostrais selecionados para o presente estudo na Amazônia Oriental região Nordeste do Estado do Pará, Brasil. Localização dos igarapés que drenam áreas de plantação de dendezeiro representadas por círculos preenchidos e trechos de igarapés que drenam fragmentos florestais representados por triângulo preenchido. 5
- Figura 3 - Comportamento das métricas selecionadas para compor o índice de integridade física mensurados em igarapés localizados em áreas de fragmentos de floresta e plantações de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil. A) Profundidade do talvegue; B) razão largura profundidade no trecho; C) abertura do dossel de árvores pequenas; D) madeira no leito classe de tamanho 3; E) abrigo para peixes formado por madeiras pequenas e F) presença de sedimentos finos no canal. 15
- Figura 4 - Ordenamento produzido pelo escalonamento multidimensional não métrico baseado na abundância e composição das espécies de peixes dos igarapés amostrados em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. 23
- Figura 5 - Distribuição de 48 espécies de peixes coletadas em igarapés de terra firme no Nordeste do Estado do Pará, Amazônia Oriental, Norte do Brasil, ao longo de um gradiente de alteração calculado com o resultado do índice de integridade física (IIF). 24
- Figura 6 - Ordenamento produzido pelo escalonamento multidimensional não métrico baseado na abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF) dos igarapés amostrados em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. 26
- Figura 7 - Abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF) nos igarapés amostrados em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. 27
- Figura 8 - Distribuição dos 14 grupos tróficos funcionais (GTF) coletados em igarapés de terra firme no Nordeste do Estado do Pará, Amazônia Oriental, Norte do Brasil, ao longo de um gradiente de alteração baseado em um índice de integridade física (IIF). 29
- Figura 9 - Pontos de mudança ou limites ecológicos das espécies z- e z+, indicadoras de locais com menor e maior integridade do hábitat físico respectivamente. As espécies são significantes, isto é, boas indicadoras em responder ao gradiente de alteração representado pelo índice de integridade física quando $p < 0,05$; pureza $> 0,95$; confiabilidade $> 0,95$. Os círculos preenchidos representam espécies com associação a igarapés mais alterados enquanto que os círculos vazados representam as espécies associadas a igarapés menos alterados..... 32
- Figura 10 - Correlação da riqueza de espécies de peixes e de grupos tróficos funcionais com o índice de integridade física (IIF) em igarapés de terra firma da Amazônia Oriental, Norte do Brasil. 34
- Figura 11 - Associação das variáveis abióticas selecionadas pelo índice de integridade física (IIF) com a riqueza dos grupos tróficos funcionais (GTF) através do ordenamento produzido

pela análise de coordenadas principais (PCoA) entre amostras de igarapés de plantações de dendezeiro e fragmentos florestais da Amazônia Oriental, Norte do Brasil. 36

Lista de tabelas

Tabela 1 - Uso do solo, coordenadas geográficas e ordem dos igarapés amostrados na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.....	6
Tabela 2 - Grupos funcionais determinados para as espécies coligidas em igarapés de fragmentos florestais e plantações de dendezeiros na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.....	9
Tabela 3 - Valores brutos das métricas selecionadas para a pontuação dos escores utilizados no cálculo do índice de integridade física (IIF) nos trechos de igarapés amostrados na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.....	14
Tabela 4 - Classificação dos igarapés de acordo com os resultados do Índice de Integridade Física (IIF) dos trechos amostrados em áreas de fragmentos florestais e plantações de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do estado do Pará, Brasil. Escores das métricas em cada ponto amostral, pontuação e categorização final de cada igarapé de acordo com a integridade do hábitat físico.....	16
Tabela 5 - Composição taxonômica das assembleias e classificação de acordo com a tática alimentar das espécies de peixes (GTF) coletadas em igarapés que drenam plantações de dendezeiro e fragmentos florestais na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.....	18
Tabela 6 - Correlação das métricas selecionadas pelo Índice de Integridade Física com a composição das assembleias de peixes dos pontos amostrais localizados na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.....	30
Tabela 7 - Pontos de mudança das assembleias e seu percentis associados de acordo com a resposta negativa (z-) e positiva (z+) à alteração no ambiente natural e seus percentis associados em igarapés amostrados na Amazônia Oriental, Norte do Brasil.....	31
Tabela 8 - Resultados do método TITAN destacando os pontos de mudança das espécies indicadoras de locais alterados e íntegros de acordo com o resultado do índice de integridade do hábitat físico, pureza e confiabilidade do método em igarapés da Amazônia Oriental, Norte do Brasil.....	31

Agradecimentos

Aos meus pais José Caetano e Rita Nazaré e minhas irmãs Juliana e Luciana pelo amor e apoio incondicional durante toda a minha vida.

A minha companheira e meu grande amor Simone Almeida.

Ao meu orientador Dr. Luciano (Miúdo) Montag por guiar meu caminho durante este trabalho e pelas contribuições fundamentais para a realização do mesmo.

Ao Dr. Leandro Juen pelo conhecimento estatístico e científico compartilhado e pela disposição em sempre ajudar.

À banca examinadora composta por: Dra. Mônica Ceneviva Bastos, Dra. Cristiane de Paula Ferreira, Dr. Marcos Dantas Pérsio e Dr. Ronaldo Barthem (suplente) desde já pela disponibilidade em avaliar o trabalho e contribuir com a pesquisa.

Aos amigos (as) do Laboratório de Ecologia e Conservação que ajudaram nas triagens dos peixes Thiago Barbosa, Cléo Lobato, Roberta Raiol, Danielly Hashiguti, Valéria Albuquerque, Bruno Eleres, Laís Lobato e Lucas Gonçalves. Aos que ajudaram nas coletas de campo, Tiago Begot, Lenize Calvão, Gilberto Nicácio, Cláudio Monteiro Júnior e Yulie Shimano. Em especial a Erlane Cunha, Fernando Geraldo, Naraiana Benone pela imensa ajuda nas coletas e nas análises estatísticas, ao amigo Bruno Prudente pela confecção dos mapas, pelas conversas sobre o trabalho e principalmente à Híngara Leão pelo auxílio durante todo o mestrado incluindo análises estatísticas.

A todos da Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ao Dr. Wolmar Wosiacki por ceder espaço para a realização das triagens. À Izaura pela ajuda e diversão. Aos taxonomistas que gentilmente identificaram os peixes: Dr. André Luiz Netto Ferreira, doutoranda Marina Mendonça, doutorando Luiz Peixoto, doutorando Guilherme Dutra e doutorando Ricardo Britzke.

À doutoranda Cecília Gontijo Leal por responder os nossos questionamentos.

A empresa Agropolma e a Conservação Internacional Brasil pelo apoio financeiro e logístico para a realização das coletas em campo.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Ao CNPq (Projeto Universal intitulado Tempo de resiliência das comunidades aquáticas após o corte seletivo de madeira na Amazônia Oriental.

Resumo

O objetivo da presente dissertação é avaliar o efeito do cultivo de dendezeiro *Elaeis guineenses* JACQ. na integridade física e nas assembleias de peixes de igarapés de terra firme da Amazônia Oriental. Os sítios de amostragem foram estabelecidos em trechos (150 m) de 23 igarapés da bacia do rio Acará-Mirim, Nordeste do Estado do Pará distribuídos em áreas de drenagem com floresta primária até áreas de plantio de dendezeiro. De acordo com os resultados do índice de integridade física (IIF), dos 23 igarapés amostrados, todos que drenam áreas de fragmentos florestais foram classificados como íntegros (IIF = 5,00 – 4,00), enquanto que os 15 igarapés que drenam plantações de dendezeiro foram classificados como alterados (IIF = 3,67 – 2,67). Foram coligidos 9.734 espécimes de peixes pertencentes a seis ordens, 24 famílias, distribuídos em 64 espécies. As espécies mais abundantes durante o estudo foram *Microcharacidium weitzmani*, *Apistogramma* gr. *regani*, *Trichomycterus hasemani*, *Hyphessobrycon heterorhabdus* e *Copella arnoldi*. A riqueza observada em igarapés que drenam plantações foi superior ($S = 61$) a encontrada em igarapés que drenam fragmentos florestais ($S = 42$). Os resultados da PERMANOVA evidenciam que existe diferença entre os ambientes amostrados (G.L. = 22; *pseudo-F* = 2,44; $P = 0,01$), no entanto, o ordenamento produzido pelo NMDS demonstra que essa diferença é sutil (stress=0,19), pois apenas três espécies são exclusivas de florestas e 22 exclusivas de áreas de palmeiras de dendezeiro. Resultado semelhante foi obtido utilizando-se a abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF) (stress=0,18). Os resultados do TITAN indicam que algumas espécies apresentam adaptações para persistir em determinadas situações ambientais, como por exemplo, *Aequidens tetramerus*, *Apistogramma agassizii* e *Microcharacidium weitzmani* que estão associadas a igarapés que drenam plantações de dendezeiro e são boas indicadoras de locais com menor integridade do hábitat físico ($P < 0,05$; pureza $> 0,95$; confiabilidade $> 0,95$), enquanto que as espécies *Hyphessobrycon heterorhabdus* e *Helogenes marmoratus* demonstraram ser indicadoras de hábitats mais íntegros ($P < 0,05$; pureza $> 0,95$; confiabilidade $> 0,95$). Não houve correlação entre a riqueza de espécies de peixes e o índice de integridade física, enquanto que os únicos grupos tróficos funcionais que apresentaram correlação com o índice de integridade física foram os escavadores e coletores navegadores. Esses grupos são compostos por peixes da família Cichlidae que apresentam comportamentos tolerantes e generalistas que podem ter explicado sua grande contribuição na assembleia de peixes mesmo em locais onde a sedimentação foi alta comparada aos locais com a configuração mais próxima do natural. Isso evidencia que mesmo a riqueza de espécies sendo maior em igarapés alterados há fortes indícios de perda de qualidade ambiental nos igarapés que drenam plantações gerada pelo cultivo de dendezeiro.

Palavras-chave: dendê; hábitat físico; índice de integridade física; ictiofauna; grupos tróficos funcionais.

Abstract

The aim of the present study is to evaluate the effect of palm oil farming *Elaeis guineensis* JACQ. in the integrity of physical habitat and in the assemblages of fishes in upland streams of Eastern Amazonia. The sampling sites were established in sections (150 m) of 23 streams in the Acará-Mirim basin, northeastern of Pará state. According to the results of the index of physical integrity, all streams (n=8) that drain forest areas were classified as preserved (IPI = 5.00 to 4.00), whereas the 15 streams that drain oil palm plantations have been classified as changed (IIF = 3.67 to 2.67). 9,734 specimens of fish belonging to six orders, 24 families, over 64 species were collected. The most abundant species during the study were *Microcharacidium weitzmani*, *Apistogramma* gr. *regani*, *Trichomycterus hasemani*, *Hyphessobrycon heterorhabdus* and *Copella arnoldi*. The richness observed in streams that drain plantations was higher (S = 61) than found in the streams in forest fragments (S = 42). The results of PERMANOVA show that exists differences between sites (GL = 22; *pseudo* - F = 2.44; *P* = 0.01), however the ordering produced by NMDS shows that this difference is subtle (stress = 0.19). A similar result was obtained using functional trophic groups abundance (stress = 0.18). The results of TITAN indicates that some species are adapted to persist in certain environmental conditions, such as *Aequidens tetramerus*, *Apistogramma agassizii* and *Microcharacidium weitzmani* are associated with streams that drain oil palm plantations and are good indicators of sites with lower physical habitat integrity (*P* < 0.05; purity > 0.95; reliability > 0.95), while the species *Hyphessobrycon heterorhabdus* and *Helogenes marmoratus* shown to be indicative of more intact habitats (*P* < 0.05; purity > 0.95; reliability > 0.95). There was no correlation between the species richness and the index of physical integrity, while the only functional trophic groups that correlated with the index were the diggers and collectors browsers. These groups are composed by Cichlid fishes that have tolerant and generalist behaviors that may have explained his great contribution in the fish assemblage even in places where sedimentation was high compared to places with the nearest natural setting. This shows that even species richness was higher in altered streams there are strong evidences of loss of environmental quality in streams draining plantations generated by the cultivation of oil palm.

Keywords: oil palm; physical habitat; index of physical integrity; ichthyofauna; functional trophic groups.

Apresentação

Na região amazônica, é cada vez maior a preocupação com os impactos causados por atividades antrópicas como desmatamento, exploração madeireira, queimadas, construção de hidrelétricas, poluição, pecuária e agricultura (McGrath & Diaz, 2006; Fearnside, 2009). Durante as últimas décadas, a região amazônica vem enfrentando forte ameaça da expansão agroindustrial de monoculturas, o que pode acelerar o processo de perda de florestas, extinção de espécies, erosão do solo, poluição das águas, assoreamento de rios e mudanças climáticas (McGrath & Diaz, 2006). Em virtude da substituição de um ambiente heterogêneo e muito complexo, por um bem mais simples e homogêneo, além de aumentar a exposição do solo às intempéries climáticas. Essa expansão tem sido impulsionada mundialmente pela forte demanda por óleos comestíveis e produtos baseados em óleos, além da crescente pressão global pela diminuição no consumo de combustíveis fósseis e aumento da utilização de fontes de energia como o biodiesel (Butler & Laurence, 2009).

Dentre essas monoculturas podemos citar as plantações de dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) (Figura 1A e 1B), que provocam a conversão de áreas florestais remanescentes em áreas de plantio através de desmatamento, reduzindo a heterogeneidade do hábitat, causando lixiviação e assoreamento de rios e riachos e poluindo o ecossistema através da aplicação de produtos químicos como agrotóxicos e fertilizantes (Dayang Norwana *et al.*, 2011).

O dendezeiro é originário de florestas naturais da África, sendo introduzido na Ásia durante o século XIX e teve o seu cultivo iniciado em larga escala na Malásia e Indonésia nas décadas de 1960 e 1980, respectivamente (Wakker, 2005). No Brasil, o dendezeiro foi introduzido por escravos africanos. De acordo com Müller *et al.* (1989), na região amazônica, mais precisamente no Pará, os primeiros plantios experimentais ocorreram em 1951. Apesar disso, na região Norte do Brasil, já existem grandes áreas com plantações de dendezeiros, onde o potencial biofísico para produção do óleo é enorme, sendo a temperatura, precipitação, o tipo de solo e o relevo, alguns fatores que contribuem para a expansão do cultivo, além de incentivos econômicos, transferência de pacotes tecnológicos mais avançados e investimentos em produção de biodiesel (Butler & Laurence, 2009).

Em relação à biodiversidade, diferentemente de florestas tropicais primárias, plantações de dendezeiro são biologicamente empobrecidas e contêm apenas 15% das espécies de vegetais e animais tipicamente encontrados em florestas (Fitzherbert *et al.*, 2008). Apresentam ainda vegetação com estrutura menos complexa do que florestas naturais, e possui características desfavoráveis à diversidade biológica como: árvores com estrutura etária uniforme, dossel baixo, microclima menos estável, mata esparsa e grande distúrbio humano, resultante das constantes atividades de manejo e coleta de frutos (Danielsen & Heegaard, 1995).

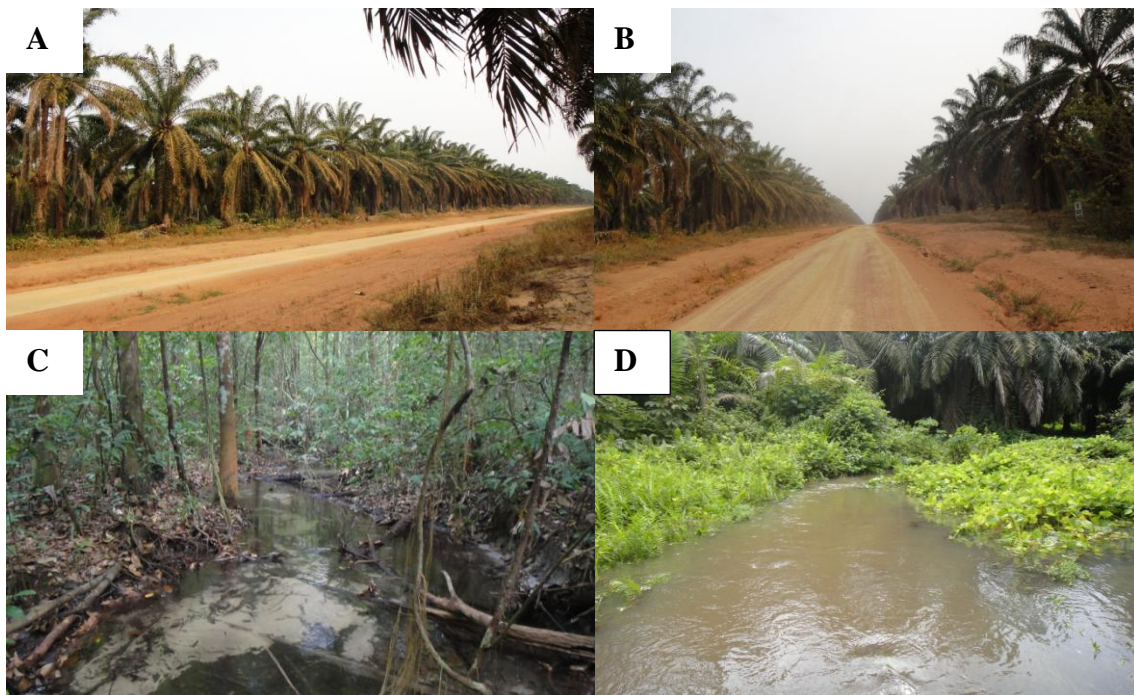


Figura 1 - Plantações de dendezeiro *Elaeis guineensis* JACQ. localizadas na área de estudo na região Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. A) e B) Plantações na área do complexo Agroindustrial da Empresa Agropalma, Tailândia Pará; C) Igarapé que drena fragmento florestal e D) Igarapé que drena plantação de dendezeiro.

As plantações não alteram apenas ecossistemas terrestres, mas também direta ou indiretamente os ambientes aquáticos, onde, a supressão da vegetação marginal natural para fins de monoculturas (Figura 1C e 1D), geralmente causam mudanças negativas na qualidade da água, erosão de barrancos e margens, assoreamento, mortandade de peixes, perda de complexidade e quantidade de habitats afetando diretamente a diversidade local (Karr & Schlosser, 1978; Dayang Norwana *et al.*, 2011). Esses fatores colaboram para a perda de qualidade ambiental e da heterogeneidade de microhabitats

influenciando a integridade física e biótica de rios (Karr & Dudley, 1981; Karr *et al.*, 1986; Dayang Norwana *et al.*, 2011).

A heterogeneidade de habitats influencia a distribuição espacial das assembleias de peixes em função de variações espaciais longitudinais, resultando em diferenças na composição de substrato e do volume de água dos igarapés, disponibilizando microhabitats, permitindo refúgio contra predação e distúrbios antrópicos (Argemeier & Karr, 1983; Sabino & Castro, 1990; Uieda *et al.*, 1997; Bührnheim, 2002).

Devido à intensificação dos impactos decorrentes de monoculturas aos sistemas aquáticos, torna-se necessário o planejamento de ações que visem à conservação de rios e riachos sujeitos a essas alterações. Dentre essas ações, destaca-se o monitoramento de ecossistemas aquáticos, seus aspectos estruturais e funcionais que servirão de base para elaboração de planos de proteção, manejo e conservação da biodiversidade aquática (Allan & Flecker, 1993). Algumas metodologias de monitoramento de ecossistemas aquáticos vêm sendo aplicadas, com destaque para os índices multimétricos, índices bióticos, modelos de predição de impacto e protocolos de avaliação rápida (Buss *et al.*, 2003; Baptista, 2008). Historicamente, os programas que visavam o monitoramento ambiental levavam em consideração apenas as características físico-químicas da água para indicar o nível de integridade dos sistemas através da qualidade da água (CONAMA, 1992; Araújo, 1998; Karr & Chu, 1999), apresentando resultados muitas vezes superficiais e pouco compreensíveis para a integridade biótica.

Com a necessidade de utilização de metodologias mais integradas, iniciaram-se pesquisas com o foco em comunidades biológicas que refletem as condições dos ecossistemas (Karr, 1981). Esses estudos são realizados através da aplicação de índices multimétricos usando os organismos aquáticos como assembleias de peixes, que são animais com extrema importância biológica em ecossistemas aquáticos (Araújo, 1998; Ferreira & Casatti, 2006), pois englobam indivíduos de diferentes níveis tróficos, sendo essenciais para o movimento de energia nas teias tróficas; habitam ambientes alterados e poluídos; são relativamente fáceis de capturar e quando contaminados por algum tipo de substâncias em decorrência de alguma alteração antrópica apresentam deformidades morfológicas de fácil percepção que servem como indicadores (Karr 1981; Gibson *et al.*, 1995; Simon & Lyons, 1995; Barbour *et al.*, 1999; Flotemersch *et al.*, 2006; Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008).

A partir da análise conjunta dos resultados do índice de integridade física e da estrutura e composição das assembleias de peixes é possível inferir sobre o nível de

integridade do local estudado e como as espécies respondem à alteração da integridade física do hábitat (Kaufmann *et al.*, 1999; Barbour *et al.*, 1999; Peck *et al.*, 2006).

Tendo em vista a existência de um mosaico de igarapés alterados e não alterados na Amazônia, com pouco conhecimento sobre o funcionamento desses ambientes, nota-se a necessidade em aplicar metodologias de avaliação de integridade física relacionadas à biota existente nesses ambientes. Sendo assim, a presente dissertação tem como objetivo avaliar o efeito da monocultura de dendezeiro sobre a integridade física e sobre as assembleias de peixes igarapés de terra firme na Amazônia Oriental, respondendo a seguinte pergunta central: Qual o efeito da alteração do uso do solo, para a plantação de dendezeiro, na estrutura física do hábitat e na assembleia de peixes de igarapés de terra firme da Amazônia Oriental?

Dessa forma a presente dissertação está estruturada em apenas um capítulo que será submetido para a Revista *Journal of Applied Ecology* e contará com a co-autoria dos pesquisadores Leandro Juen e Luciano Fogaça de Assis Montag.

Referências da apresentação

ALLAN, J.D. & FLECKER, A.S. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*; Jan 1993; 43, 1; Research Library pg. 32.

ARAÚJO, F. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira Biologia*, 58(4): 547-558.

ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes* 9(2):117-135.

BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLINGS J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. Disponível em: <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>.

BAPTISTA, D.F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasileira*, 12(3): 425-441.

BUHRNHEIM, C.M. 2002. Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* [online], vol.19, n.3, pp. 889-905.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F. & NESSIMIAN, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública* [online]. 2003, vol.19, n.2, pp. 465-473. ISSN 0102-311X.

BUTLER, R.A. & LAURENCE, W.F. 2009. Is the oil palm the next threat to the Amazon? *Mongabay.com Open Access Journal - Tropical Conservation Science* Vol.2(1):1-10.

CONAMA, 1992. Resolução CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res92/res0192.html>.

DANIELSEN, F. & HEEGAARD, M. 1995. Impact of logging and plantation development on species diversity: a case study from Sumatra. Pg. 73-92 in ø. Sandbukt (ed.) *Management of tropical forests: towards an integrated perspective*. Oslo: Centre for Development and the Environment, University of Oslo.

DAYANG NORWANA, A.A.B., KUNJAPPAN, R., CHIN, M., SCHONEVELD, G., POTTER, L. & ANDRIANI, R. 2011. The local impacts of oil palm expansion in Malaysia: An assessment based on a case study in Sabah State. Working Paper 78. CIFOR, Bogor, Indonesia.

FEARNSIDE, P.M. 2009. Degradação dos recursos naturais na Amazônia brasileira: Implicações para o uso de sistemas agroflorestais. pp. 161-170 In: R. Porro (ed.) *Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação*. World Agroforestry Centre (ICRAF) & EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém, Pará. 825 pp.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* Sep/Dec 2006 vol. 6, no. 3.

FLOTEMERSCH, J.E., STRIBLING, J.B. & PAUL, M.J. 2006. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

FITZHERBERT, E.B. STRUEBIG, M.J., MOREL, A., DANIELSEN, F., BRÜHL, C.A., DONALD, P.F. & PHALAN, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity. *Trends Ecol Evol* Vol23 No.10: 538-545.

GIBSON, G.R., BARBOUR, M.T., STIBLING, J.B., GERRITSEN, J. & KARR, J.R. 1995. Biological criteria: Technical Guidance for streams and rivers. Revised edition. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 162p.

JARAMILLO-VILLA, U. & CARAMASCHI, E. P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 442 – 462.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 11: 249 – 256.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21-27.

KARR, J. R. & CHU, E. W. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington D.C., 206p.

KARR, J. R., FAUSCH, K. D., ANGERMIER, P. L., YANT, P.R., SCHLOSSER, I. J. 1986. Assessing biological integrity in running waters, a method and its rationale. III. *Nat. Hist. Surv. Spec. Public. 5.*, Urbana, IL., USA, 28p.

KARR, J.R. & SCHLOSSER, I.J. 1978. Water resources and *the land-water interface*. *Science* 201:229-23.

KAUFMANN, P. R., LEVINE, P., ROBISON, E. G., SEELIGER, C. & PECK, D. V., 1999. *Quantifying physical habitat in wadeable streams*. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C.

McGRATH, D.G. & DIAZ, M.D.C.V. 2006. Soja na Amazônia: impactos ambientais e estratégias de mitigação. *Ciência e Ambiente*, Santa Maria, Rio Grande do Sul, v.32, Janeiro/Junho de 2006.

MÜLLER, A. A., VIÉGAS, I. J. M., FILHO, P. C., SOUZA, L. A. & SILVA, H. M. 1989. Dende: problemas e perspectivas na Amazônia. Belém, EMBRAPA-UEPAE de Belém. 19p.

PECK, D.V., HERLIHY, A.T., HILL, B.H., HUGHES, R.M., KAUFMANN, P.R., KLEMM, D.J., LAZORCHAK, J.M., McCORMICK, F.H., PETERSON, S.A., RINGOLD, P.L., MAGEE, T. & CAPPAERT, M. 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study:Field Operations Manual for Wadeable Streams*. EPA/620/R-06/003. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C.

SABINO, J. & CASTRO, R. M. C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Rev. Brasil. Biol.* 50:23-36.

SIMON, T.P. & LYONS, J. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. Chapter 16. pp.243–260 In: W.S. Davis & T.P. Simon. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Boca Raton, CRC Press. 415p.

UIEDA, V. S., BUZZATO, P. & KIKUCHI, R. M. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra no sudeste do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 69: 243–252.

WAKKER, E. 2005. Greasy palms. The social and ecological impacts of large-scale oil palm plantation development in Southeast Asia. Friends of the Earth January 2005. 54p. Disponível em: http://www.foe.co.uk/resource/reports/greasy_palms_impacts.pdf

1 **EFEITO DA MONOCULTURA DE DENDEZEIRO (*Elaeis guineensis* Jacq.) NA**
2 **INTEGRIDADE FÍSICA E NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE IGARAPÉS**
3 **DA AMAZÔNIA ORIENTAL**

4
5 Marcio Cunha Ferreira¹; Leandro Juen² & Luciano Fogaça de Assis Montag³

6
7 ¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Instituto de Ciências Biológicas,
8 Universidade Federal do Pará (marciocunhaferreira@gmail.com);

9
10 ²Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará
11 (leandrojuen@ufpa.br);

12
13 ³Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará
14 (montag@ufpa.br)

15
16 ¹autor para correspondência

17
18 **Introdução**

19 A alteração de paisagens na Amazônia é um processo que vem ocorrendo devido
20 à expansão de atividades agrícolas como a pecuária e agricultura (Fearnside 2005; Dias
21 *et al.* 2010; Deegan *et al.* 2011). O principal impacto é o desmatamento, que transforma
22 as florestas em um mosaico de habitats alterados com diferentes usos do solo incluindo
23 alguns remanescentes florestais (Da Silva *et al.* 2005). As atividades agrícolas,
24 industriais ou de subsistência, causam uma reconfiguração na paisagem natural,
25 refletida na fragmentação e perda de cobertura vegetal natural (Nepstad *et al.* 1999;
26 2001), e que afeta diretamente a biodiversidade (Fearnside 2005).

27 A monocultura de palmeiras de dendezeiro *Elaeis guineenses* Jacq. vem
28 crescendo imensamente na região amazônica, impulsionada mundialmente pela
29 demanda por produtos derivados de óleos, incentivos econômicos, características
30 edafoclimáticas favoráveis ao cultivo (Butler & Laurence 2009) e até mesmo a criação
31 em 2004, do Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB), que visava

32 implementar uma cadeia produtiva no Brasil tentando reduzir as importações de
33 biodiesel gerando emprego e renda para a agricultura familiar (Da Silva 2013).

34 Os métodos convencionais de cultivo do dendezeiro afetam tanto ambientes
35 terrestres como aquáticos. Em ecossistemas aquáticos, a situação é ainda mais
36 preocupante, pois estes sofrem vários impactos que incluem desmatamento e
37 lançamento de resíduos tóxicos através da aplicação de fertilizantes, inseticidas e
38 herbicidas (Fitzherbert *et al.* 2008; Nessimian *et al.* 2008) que são carreados para dentro
39 do leito e incrementam a descarga de nutrientes e resíduos no canal (Azrina *et al.* 2006;
40 Fargione *et al.* 2010).

41 A supressão ou modificação da vegetação ciliar provocada pelo monocultivo do
42 dendezeiro prejudica diretamente as comunidades de organismos aquáticos. Uma vez
43 que ele causa uma perda de complexidade estrutural de habitats naturais, erosão de
44 barrancos e margens, assoreamento, diminuição das fontes de energia, que pode resultar
45 em diminuição da qualidade ambiental e da integridade física de ecossistemas aquáticos
46 (Karr & Schlosser 1978; Karr 1981; Dayang Norwana *et al.* 2011; Senior *et al.* 2013).

47 Uma das formas de se avaliar o ambiente detectando alterações promovidas pelo
48 uso do solo é a utilização de índices multimétricos, que trabalham com a interação entre
49 fatores ecológicos, hidrológicos, geomorfológicos, físicos do habitat e as respostas de
50 comunidades biológicas (Karr 1981; Maddock 1999).

51 A avaliação da integridade do habitat físico é essencial em uma pesquisa
52 biológica, pois a fauna aquática apresenta exigências específicas, que não estão
53 associadas apenas a qualidade da água dos ambientes em estudo (Hannaford *et al.*
54 1997), mas também à heterogeneidade do habitat onde é formado um conjunto que
55 direciona o comportamento, fisiologia e características da história de vida que
56 constituem estratégias apropriadas para a persistência das espécies (Southwood 1977;

57 Poff & Ward 1990; Maddock 1999). A avaliação do meio físico permite também
58 entender a relação entre a qualidade do hábitat e as condições biológicas do ambiente,
59 fornecendo informações básicas que auxiliam na interpretação dos resultados biológicos
60 (Barbour 1999).

61 Essa avaliação vem sendo realizada utilizando-se a composição taxonômica a
62 nível de ordens, famílias, gêneros e espécies (Ferraro & Cole 1992; Chessman 1995;
63 Bowman & Bailey 1997; Karakassis & Hatziyanni 2000). Entretanto, em muitos casos
64 essa organização em grupos taxonômicos não produz respostas eficientes e satisfatórias
65 para a avaliação desejada, pois cada espécie é considerada apenas uma parte do sistema
66 sendo a sua função no ambiente desconsiderada. Dessa maneira, a organização das
67 assembleias em grupos tróficos funcionais (GTF) é uma proposta alternativa que
68 permite a comparação entre diferentes sistemas hidrográficos minimizando as
69 particularidades taxonômicas das assembleias (Brejão *et al.* 2013) tornando-se uma
70 ferramenta mais efetiva para a avaliação de impactos, já que possibilita medir a
71 funcionalidade e os serviços ecossistêmicos além de obter respostas biológicas que
72 possam ser associadas a integridade do ecossistema aquático em questão.

73 Nesse sentido, existe a possibilidade da utilização de informações mais refinadas
74 para o estudo dos impactos causados pelo monocultivo de dendezeiro. A análise
75 individual de espécies e a classificação dos peixes de acordo com as suas táticas de
76 alimentares (Brejão *et al.* 2013) Nesse contexto, o objetivo do presente estudo é avaliar
77 o efeito do monocultivo de dendezeiro na integridade física e na assembleia de peixes
78 de igarapés de terra firme da Amazônia Oriental através da utilização de um índice
79 multimétrico, comparando a riqueza e abundância de espécies de peixes e grupos
80 tróficos funcionais. Adicionalmente indicar quais variáveis abióticas influenciam a

81 distribuição e composição espacial das assembleias de peixes entre os locais
82 amostrados.

83 Nesta pesquisa se pressupõe que igarapés que sofrem os efeitos da plantação de
84 dendezeiro apresentarão a configuração do hábitat físico menos íntegro, mais
85 homogêneo, menor disponibilidade de micro hábitats, baixa qualidade ambiental,
86 riqueza de espécies e abundância de peixes inferiores em comparação com locais mais
87 próximos da situação natural baseado na hipótese de que o hábitat físico é que produz
88 um conjunto de variáveis que direcionam os atributos comportamentais e fisiológicos
89 que constituem estratégias apropriadas para a persistência das espécies (Southwood
90 1977; Poff & Ward 1990). Em relação aos grupos tróficos funcionais, se pressupõe que
91 grupos como atacadores de superfície, coletores de superfície diurnos, coletores de
92 deriva crepúsculo noturnos, coletores de invertebrados, coletores de deriva diurnos do
93 canal, coletores de deriva diurnos de remanso, predadores de espreita, predadores de
94 emboscada e espreita, predadores de fundo crepúsculo noturnos e raspadores, serão
95 beneficiados em ambientes íntegros e haverá aumento na riqueza e abundância desses
96 grupos tróficos, enquanto que a riqueza e abundância dos grupos coletores de substrato,
97 coletores navegadores e escavadores será maximizada em igarapés alterados.

98

99

100

101

102

103

104

105

106

107 **Material e métodos**

108 **Área de estudo**

109 Foram amostrados trechos de 23 igarapés de terra firme da bacia do rio Acará-
110 Mirim, Nordeste do Estado do Pará, Brasil (Figura 2), que nasce no sul do município de
111 Tomé-Açú, segue na direção norte-nordeste desaguando no Rio Acará (Bolfe &
112 Batistella 2011).

113

114

115

116

117

118

119

120

121

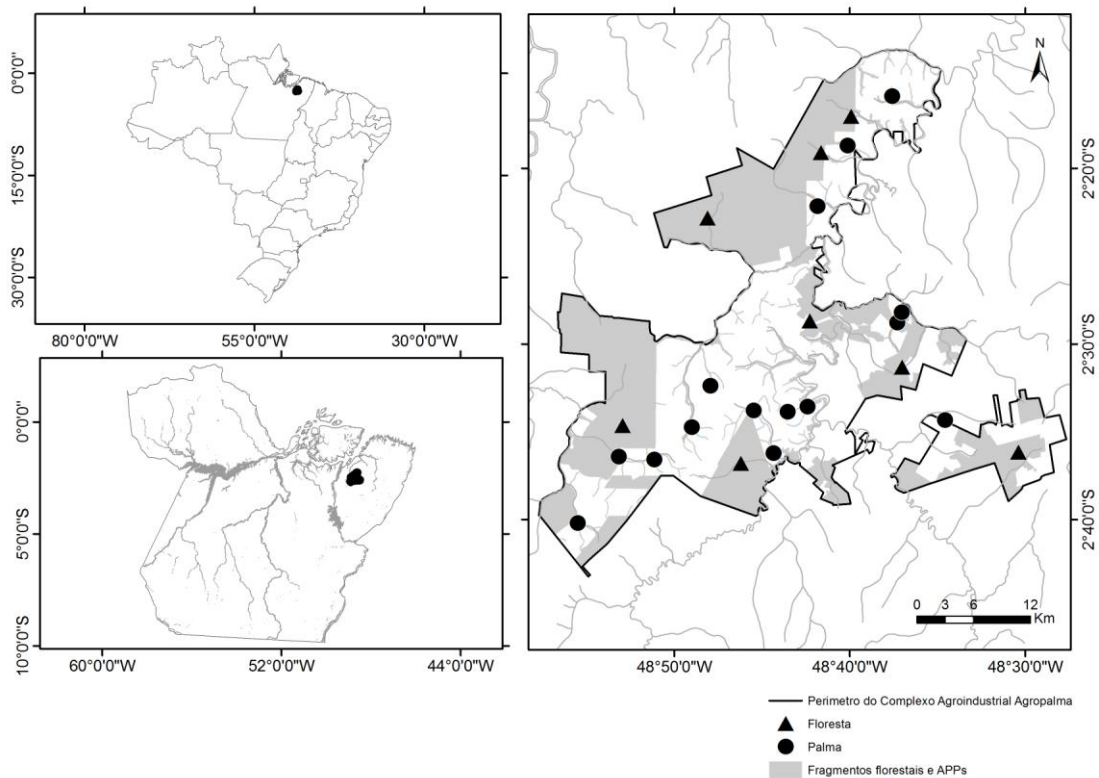
122

123

124

125

126



126

127 Figura 2 - Distribuição espacial dos trechos amostrais selecionados para o presente
128 estudo na Amazônia Oriental região Nordeste do Estado do Pará, Brasil. Localização
129 dos igarapés que drenam áreas de plantação de dendezeiro representadas por círculos
130 preenchidos e trechos de igarapés que drenam fragmentos florestais representados por
131 triângulo preenchido.

132 Segundo a classificação proposta por Köppen, o clima predominante na região é
133 do tipo “Ami”, caracterizado como tropical úmido apresentando o período chuvoso de
134 dezembro a maio e o período de estiagem de junho a novembro (Peel *et al.* 2007). A
135 precipitação pluviométrica anual média na região chega a 2.344 mm, alcançando médias
136 máximas de 427 mm em março e médias mínimas de 54 mm em setembro

137 (Albuquerque *et al.* 2012). No trimestre mais chuvoso (fevereiro, março e abril), as
 138 médias mensais ultrapassam 300 mm e, no trimestre menos chuvoso (agosto, setembro e
 139 outubro), as médias ficam em torno de 60 mm (Pacheco & Bastos 2008). A temperatura
 140 média anual situa-se em torno dos 26°C e a umidade média relativa do ar atinge 85% na
 141 região (Oliveira *et al.* 2002).

142 A vegetação original é composta por Floresta Ombrófila Densa de Terras
 143 Baixas, atualmente bastante alteradas, fragmentadas e algumas em processo de sucessão
 144 ecológica. Alguns remanescentes florestais são observados principalmente às margens
 145 de cursos d'água ao longo da bacia do rio Acará-Mirim (Bolfe & Batistella 2011).

146

147 **Desenho experimental**

148 Os sítios de amostragem foram estabelecidos em trechos de 150 m ao longo dos
 149 23 igarapés. Cada trecho amostral foi subdividido em dez segmentos equidistantes de
 150 15m, separados por onze transecções transversais. As transecções foram marcadas com
 151 a letra A e K, sendo A sempre a jusante e K a montante. Foram selecionados igarapés de
 152 primeira a terceira ordem de acordo com a classificação de Strahler (1957). Oito
 153 igarapés drenam fragmentos florestais e quinze drenam plantações de dendezeiro *Elaeis*
 154 *guineenses* (Tabela 1).

155

156 Tabela 1 – Uso do solo, coordenadas geográficas e ordem dos igarapés amostrados na
 157 Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.

Sítios de Amostragem	Uso do solo	Longitude	Latitude	Ordem (Strahler)
1	Floresta	-2,6136	-48,7703	3
2	Floresta	-2,5777	-48,8826	1
3	Floresta	-2,4787	-48,7049	3
4	Floresta	-2,3809	-48,8020	2
5	Floresta	-2,6032	-48,5068	1
6	Floresta	-2,5225	-48,6173	1
7	Floresta	-2,3187	-48,6942	3
8	Floresta	-2,2843	-48,6657	2

9	Dendezeiro	-2,3698	-48,6975	2
10	Dendezeiro	-2,3122	-48,6688	2
11	Dendezeiro	-2,5402	-48,7992	1
12	Dendezeiro	-2,6072	-48,8862	2
13	Dendezeiro	-2,6039	-48,7391	1
14	Dendezeiro	-2,5634	-48,7581	2
15	Dendezeiro	-2,2653	-48,6265	2
16	Dendezeiro	-2,5792	-48,8169	1
17	Dendezeiro	-2,5727	-48,5763	1
18	Dendezeiro	-2,4800	-48,6218	1
19	Dendezeiro	-2,5647	-48,7259	3
20	Dendezeiro	-2,6702	-48,9253	2
21	Dendezeiro	-2,4705	-48,6175	3
22	Dendezeiro	-2,6100	-48,8526	2
23	Dendezeiro	-2,5599	-48,7070	3

158

159 **Índice de Integridade Física (IIF)**

160 As informações para avaliação do hábitat físico foram mensuradas de acordo
161 com a metodologia proposta por Peck *et al.* (2006). Foram obtidas informações do
162 hábitat físico, e a partir desses dados, com base em Kaufmann *et al.* (1999), foram
163 calculadas 236 métricas candidatas ao índice de integridade física que incluem: 23 de
164 morfologia do canal, 35 de tamanho e composição do substrato, 16 sobre tipos de fluxo
165 e unidade do canal, quatro de declividade, uma de sinuosidade, 37 de cobertura da
166 vegetação ripária, 60 sobre presença de madeira dentro e fora do leito, 31 de abrigo para
167 peixes e 29 variáveis sobre perturbação antropogênica.

168 Para a identificação das métricas potenciais descritoras do hábitat físico, a
169 variabilidade das métricas foi verificada como descrito por Oliveira *et al.* (2008). As
170 que apresentaram alta variabilidade e amplitude de variação com distribuição de valores
171 muito pequenos ou muito grandes foram excluídas. A sensibilidade das métricas foi
172 testada através da metodologia proposta por (Barbour *et al.* 1999; Baptista *et al.* 2007) e
173 confirmadas com um teste *t* de *student* a um nível de significância de 0,05%, com as

174 premissas de homocedasticidade e normalidade testadas previamente (Zar 2009).
175 Quando pares de métricas apresentaram alta correlação (*Spearman* $r > 0,70$ ou $< -0,70$),
176 uma foi excluída da análise para evitar que duas métricas expressassem a mesma
177 informação (Barbour *et al.* 1999; Baptista *et al.* 2007; Oliveira *et al.* 2008).

178 A classificação e pontuação das classes de qualidade foram definidas através do
179 método discreto de padronização de métricas proposto por Barbour *et al.* (1999),
180 utilizando as distribuições dos valores das métricas selecionadas em comparação aos
181 valores das distribuições das métricas das áreas de referência. Para métricas que
182 decrescem seu valor com o impacto, valores distribuídos acima do percentil 25% das
183 áreas de referência foram pontuadas com a nota cinco, valores percentil 25% foram
184 pontuadas com a nota três e valores que não entraram na distribuição de frequência das
185 áreas de referência receberam nota um. Enquanto que métricas que aumentam o valor
186 com o aumento do impacto, valores distribuídos abaixo do percentil 75% foram
187 pontuados com a nota cinco, valores acima do percentil 75% receberam a nota três, e
188 valores não inclusos na distribuição de frequência das áreas de referência foi atribuída a
189 pontuação um (Karr 1981; Barbour *et al.* 1999).

190 A pontuação das classes de qualidade para formação do índice de integridade
191 física foi calculada através da soma dos escores individuais das métricas divididos pelo
192 número de métricas selecionadas, a amplitude de variação obtida foi subdividida no
193 número de categorias desejadas correspondentes a diferentes níveis de degradação (Roth
194 *et al.* 2000; Oliveira *et al.* 2008).

195 **Coleta de material biológico**

196 Os peixes foram capturados através de coleta ativa com redes de mão com 60 cm
197 de diâmetro e malha de três mm entre nós opostos, em um período de seis horas
198 dividido pelos coletores e por seção longitudinal. Os espécimes coletados foram mortos

199 com solução anestésica de Eugenol, fixados em formol (10%) por aproximadamente 48
200 horas e em seguida acondicionados em solução de álcool a 70%.

201 Em laboratório, o material foi triado e identificado com literatura especializada
202 (Géry 1977; Kullander 1986; Albert 2001; Nelson, 2006) e sempre que necessário com
203 auxílio de taxonomistas experientes. O material está em processo de tombamento na
204 Coleção Ictiológica do Museu Paraense Emílio Goeldi (MCT/MPEG), Belém, Pará,
205 Brasil.

206 **Grupos Tróficos Funcionais (GTF)**

207 Os grupos tróficos funcionais foram definidos de acordo com o estudo proposto
208 por Brejão *et al.* (2013) formando os grupos através da unificação de informações sobre
209 onde, como e quando as espécies de peixes se alimentam em riachos de áreas tropicais
210 (Sazima 1986; Sabino & Zuanon 1998; Casatti *et al.* 2001). A classificação utilizada no
211 presente estudo foi baseada em táticas alimentares pré-definidas no nível de família. Os
212 peixes foram classificados em 14 grupos tróficos funcionais (GTF), conforme
213 apresentado na Tabela 2.

214

215 Tabela 2 – Grupos funcionais determinados para as espécies coligadas em igarapés de
216 fragmentos florestais e plantações de dendezeiros na Amazônia Oriental, Nordeste do
217 Estado do Pará, Brasil.

Grupo Trófico Funcional (GTF)	Descrição
Atacadores de superfície	Espécies que se alimentam próximas à superfície da água e das margens atacando principalmente invertebrados que caem da vegetação ripária (<i>cf.</i> Sazima 1986). Grupo composto por espécies como <i>Carnegiella strigata</i> e <i>Gnathocharax steindachneri</i> que vivem próximas às margens entre gravetos e raízes coletando alimentos na superfície da água através de rápidos ataques impulsionados por nadadeiras peitorais hipertrofiadas (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de invertebrados noturnos	Peixes com hábitos nectobentônicos que capturam presas próximas ao substrato (<i>cf.</i> Sabino & Zuanon 1998; Zuanon <i>et al.</i> 2006). Grupo formado por espécies da ordem Gymnotiformes que utilizam eletrolocalização na busca por invertebrados e pequenos peixes que habitam o substrato e as margens (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de	Peixes com o hábito de vida associado ao fundo, que escavam e sondam o substrato

substrato	utilizando o focinho e os barbilhões para detectar presas (cf. Sazima 1986). Os peixes da família Callichthyidae formam o grupo. Apresentam hábitos noturnos e se movem próximos ao fundo movimentando os barbilhões entre as partículas de sedimento em busca de presas, que quando localizadas são capturadas através da imersão do focinho do peixe no substrato para a captura (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de superfície diurnos	Espécies que habitam a camada superior da coluna d'água próxima à superfície, em remansos, onde coletam alimentos na superfície ou pequenas porções de perífiton durante o dia (cf. Sabino & Zuanon 1998). Grupo formado por espécies da família Lebiasinidae, Poecilidae e Rivulidae, observadas bem próximas a remansos marginais onde se abrigam em bancos de folhas, gravetos, macrófitas e raízes (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de deriva crepúsculo noturnos	Espécies que capturam presas que encontram-se à deriva na superfície do igarapé durante os períodos crepuscular e noturno (Casatti <i>et al.</i> 2001). Indivíduos das famílias Cetopsidae e Auchenipteridae formam o grupo, que forrageiam sempre sozinhos, nadando ativamente no canal principal, margens e próximos a superfície capturando itens alimentares flutuantes na corrente (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de deriva diurnos do canal	Espécies que coletam itens alimentares à deriva na parte média da coluna d'água, na superfície e no canal principal durante o dia (cf. Sazima 1986; Casatti <i>et al.</i> 2001). Grupo composto por espécimes da família Characidae que nadam ativamente na coluna d'água investindo em partículas suspensas e à deriva na superfície (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores de deriva diurnos de remanso	Espécies que ocupam predominantemente remansos, se alimentando de itens suspensos na coluna d'água ou associados ao substrato (cf. Sazima 1986; Casatti <i>et al.</i> 2001). Peixes de pequeno tamanho pertencentes à família Crenuchidae e <i>incertae sedis</i> Characidae formam o grupo (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Coletores navegadores	Espécies nectobentônicas que coletam porções alimentares aderidas ao substrato e carreadas pela corrente sobre o fundo (cf. Sabino & Zuanon 1998). Grupo formado por espécies geralmente encontradas próximas as margens ou abrigadas em estruturas presentes no canal como troncos de árvores submersos, onde coletam itens alimentares arrastados pela corrente, além de também se alimentarem de porções de perífiton (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Escavadores	Espécies que vasculham o substrato a procura de alimento (cf. Sazima, 1986). Grupo formado por algumas espécies da família Cichlidae, que escavam o substrato com o aparato bucal, selecionam as partículas comestíveis na cavidade oral e eliminam a porção restante pela abertura opercular (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Parasitas	Espécies que se alimentam de sangue de outros peixes (cf. Keenleyside 1979; Burgess 1989; Zuanon & Sazima 2005). Grupo formado por espécies da subfamília Vandelliinae como <i>Paracanthopoma parva</i> que perfuram a pele do hospedeiro para se alimentar (Zuanon & Sazima 2005).
Predadores de espreita	Espécies sedentárias que espreitam e realizam movimentos curtos até se aproximarem das presas e capturá-las (cf. Sazima, 1986; Zuanon <i>et al.</i> 2006a,b). O grupo é formado por espécies como <i>Mastiglanis asopos</i> e <i>Ammocriptocharax elegans</i> , que permanecem imóveis, geralmente camufladas e se aproximam furtivamente das presas antes de capturá-las (Zuanon <i>et al.</i> 2006; Brejão <i>et al.</i> 2013).
Predadores de espreita e emboscada	Espécies que espreitam e capturam presas através de perseguição (Sazima 1986; Sabino & Zuanon 1998). Grupo constituído por espécies como <i>Hoplias malabaricus</i> , <i>Erythrinus erythrinus</i> e <i>Crenicichla</i> sp. que se escondem atrás de raízes e pedaços de madeira para emboscar suas presas se aproximando repentinamente das presas ocultos pela vegetação promovendo rápidos ataques (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Predadores de	Espécies com hábitos de vida associados ao fundo que buscam pequenas presas no

fundo crepusculo noturnos	substrato (cf. Sazima 1986). O grupo é formado por espécies da ordem Siluriformes que forrageiam próximos ao fundo do igarapé em busca de presas utilizando seus barbilhões nos períodos crepuscular e noturno (Brejão <i>et al.</i> 2013).
Raspadores	Espécies associadas ao fundo que raspam algas aderidas ao substrato e troncos de madeira (cf. Keenleyside 1979). Grupo constituído exclusivamente por espécies da família Loricariidae que apresentam hábitos noturnos (Brejão <i>et al.</i> 2013).

218

219 **Análise de dados**

220 Para testar a hipótese de que o uso do solo determina a abundância e riqueza das
 221 espécies e de grupos tróficos funcionais entre os ambientes amostrados, cada igarapé foi
 222 considerado como uma amostra, totalizando 23 unidades amostrais.

223 Para verificar diferenças significativas entre a distribuição e composição de
 224 espécies foram aplicadas análises de variância permutacional multivariada dois fatores
 225 PERMANOVA (Anderson *et al.* 2008) com os dados de abundância das espécies e de
 226 grupos tróficos funcionais sendo previamente tratados através de transformação
 227 logarítmica $\text{Log}(x + 1)$. Após a análise de PERMANOVA, os dados foram ordenados
 228 através de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), utilizando a medida
 229 de dissimilaridade de Bray-Curtis (Legendre & Legendre 1998) com o intuito de avaliar
 230 visualmente a distinção entre os grupos formados.

231 Para testar se a riqueza de espécies é afetada pela alteração do uso do solo
 232 promovida pelo plantio de dendezeiro foram realizados testes *t* de *Student* com nível de
 233 significância de 5%, com os pressupostos de homocedasticidade das variâncias e
 234 normalidade sendo avaliados previamente (Zar 2009).

235 Adicionalmente, foi elaborado um gráfico de ordenação direta, com o eixo X
 236 representando os valores do índice de integridade física (IIF) e o eixo Y a abundância
 237 relativa de cada espécie, para se observar como a estrutura da assembleia de peixes se
 238 comporta ao longo do gradiente de alteração (Landeiro *et al.* 2010). Espécies com
 239 abundância menor que quatro foram excluídas nessa ordenação. O mesmo procedimento

240 foi adotado utilizando os valores do índice de integridade física (IIF) representando o
241 eixo X e a abundância relativa dos grupos tróficos funcionais representando o eixo Y,
242 com o intuito de se observar como a organização dos grupos tróficos funcionais se
243 comporta ao longo do gradiente de integridade física.

244 O teste de seleção de modelos BioEnv foi utilizado com o objetivo de determinar
245 quais métricas selecionadas pelo índice de integridade física (IIF) estão mais
246 correlacionadas com a estrutura e composição das assembleias de peixes.

247 Para identificar as respostas das espécies ao gradiente de alteração foi utilizado o
248 método TITAN (*Threshold Indicator Taxa Analysis*). Este é um método desenvolvido
249 recentemente (Baker & King 2010) que permite a identificação de limites ecológicos ou
250 pontos de mudanças ao longo de um gradiente de alteração ambiental para cada táxon,
251 detectando alterações na distribuição das espécies (Cardoso *et al.* 2013). O TITAN
252 utiliza os valores do *IndVal* (*Value Indicator*) para identificar esses pontos de mudança.
253 Portanto, uma espécie é considerada significativamente associada à baixa ou alta
254 perturbação quando: $IndVal < 0,05$; pureza $> 0,95$ e confiabilidade $> 0,95$. São
255 identificados dois limites para as assembleias, associados à baixa e alta perturbação.
256 Com isso, as espécies foram agrupadas de acordo com a resposta às variáveis
257 ambientais, em espécies z- (associadas com menores valores do IIF, menor integridade
258 do ambiente, maior alteração e menor preservação do hábitat físico) e z+ (associadas
259 com maiores valores do IIF, maior integridade ambiental, menor alteração e maior
260 preservação do hábitat físico) ao longo do gradiente de alteração. Espécies que
261 ocorreram em menos de quatro pontos de amostragem foram excluídas para remover
262 *outliers* que representassem possível viés (Baker & King 2010).

263 Para avaliar a influência do índice de integridade física na riqueza de espécies de
264 peixes e na riqueza de espécies que compõem os 14 grupos tróficos funcionais foram
265 criados modelos de regressão linear simples para cada grupo em questão.

266 Para determinar quais métricas selecionadas pelo índice de integridade física
267 apresentam maior influência sobre a riqueza e composição dos grupos tróficos
268 funcionais, as amostras de plantações de dendezeiro e fragmentos florestais foram
269 ordenadas através de uma análise de coordenadas principais (PCoA) utilizando os dados
270 de riqueza das espécies que constituem os grupos tróficos funcionais (Anderson &
271 Willis 2010). Os valores de riqueza das espécies foram previamente tratados com
272 transformação logarítmica $\text{Log}(x + 1)$.

273 Todas as análises foram feitas no programa R (R Development Core Team,
274 2003).

275

276

277

278

279

280

281

282

283

284

285

286

287

288 **Resultados**

289 **Índice de Integridade Física (IIF)**

290 Das 236 métricas mensuradas no estudo, seis foram validadas para compor o
291 índice de integridade física (Tabela 3). As métricas selecionadas refletem informações
292 sobre a morfologia do canal, vegetação ripária, quantidade de madeira dentro do canal,
293 abrigo para peixes e presença de sedimentos finos no canal (Figura 3).

294 Tabela 3 - Valores brutos das métricas selecionadas para a pontuação dos escores
295 utilizados no cálculo do índice de integridade física (IIF) nos trechos de igarapés
296 amostrados na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.

Métricas Selecionadas	Código	Resposta observada		Escore		
		Floresta	Dendezeiro	1	3	5
Desvio padrão da profundidade do talvegue (cm)	PT	-	+	>14	12 a 14	<12
Razão largura profundidade no trecho	RZLP	+	-	<8	8 a 10	>10
Média abertura do dossel de árvores pequenas	DAP	-	+	>68	59 a 68	<59
Número de madeira no leito classe de tamanho três	MDL3	+	-	<0,6	0,6 a 1,4	>1,4
Média de abrigo madeira pequena	AMDP	-	+	>48	46 a 48	<46
Porcentagem de sedimentos finos	FINO	-	+	>12	10 a 12	<10

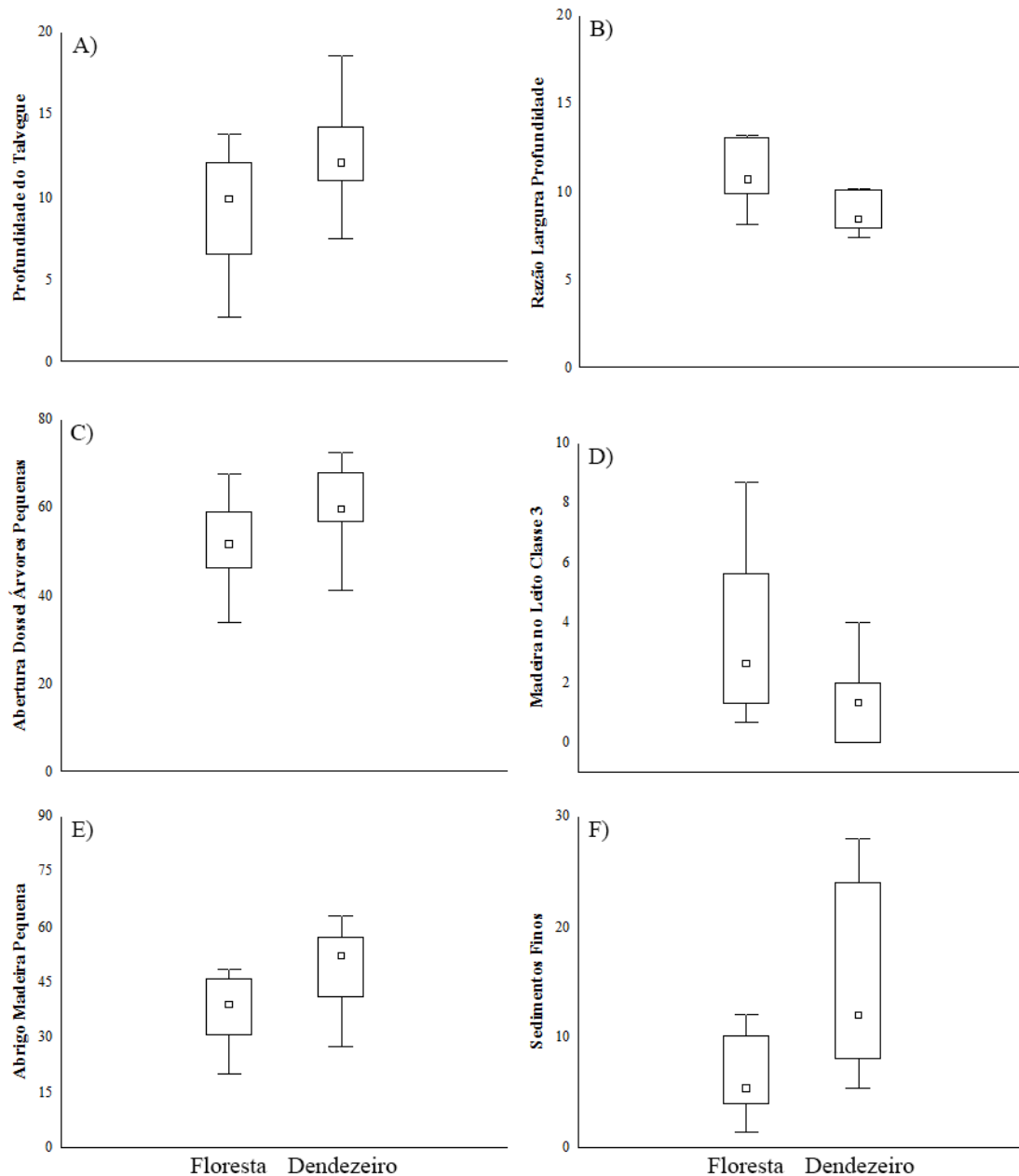
297

298 As métricas selecionadas estão ligadas ao uso do solo e a alteração da paisagem,
299 sendo relacionadas com a morfologia do canal, estruturas da vegetação ripária,
300 quantidade de madeira dentro do leito, abrigo para peixes e presença de sedimentos
301 finos no leito, pois apresentaram sensibilidade em diferenciar, de acordo com a
302 configuração do hábitat físico, igarapés que drenam plantações de dendezeiro e
303 fragmentos florestais.

304 De acordo com os resultados do Índice de Integridade Física, dos 23 igarapés
305 amostrados, todos que drenam áreas de fragmentos florestais foram classificados como
306 íntegros, devido aos altos valores do IIF (4,00 – 5,00), enquanto que os 15 igarapés que
307 drenam plantações de dendezeiro foram classificados como alterados (2,67 – 3,67)
308 (Tabela 4).

309

310



311

312 Figura 3 - Comportamento das métricas selecionadas para compor o índice de
 313 integridade física mensurados em igarapés localizados em áreas de fragmentos de
 314 floresta e plantações de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará,
 315 Brasil. A) Profundidade do talvegue; B) razão largura profundidade no trecho; C)
 316 abertura do dossel de árvores pequenas; D) madeira no leito classe de tamanho 3; E)
 317 abrigo para peixes formado por madeiras pequenas e F) presença de sedimentos finos no
 318 canal.

319

320

321

322

323

324 Tabela 4 - Classificação dos igarapés de acordo com os resultados do Índice de
 325 Integridade Física (IIF) dos trechos amostrados em áreas de fragmentos florestais e
 326 plantações de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do estado do Pará, Brasil.
 327 Escores das métricas em cada ponto amostral, pontuação e categorização final de cada
 328 igarapé de acordo com a integridade do hábitat físico.

Ponto	Uso do solo	Escores das Métricas Seleccionadas						IIF	Estado
		PT	RZLP	DAP	MDL3	AMDP	FINO		
1	Floresta	5	5	5	5	5	5	5,00	I
2	Floresta	5	5	5	5	3	5	4,67	I
3	Floresta	3	5	5	5	5	3	4,33	I
4	Floresta	5	3	3	5	5	5	4,33	I
5	Floresta	5	5	5	1	5	5	4,33	I
6	Floresta	5	1	3	5	5	5	4,00	I
7	Floresta	3	5	5	1	5	5	4,00	I
8	Floresta	5	5	5	5	1	3	4,00	I
9	Palma	5	5	5	1	5	1	3,67	A
10	Palma	1	3	5	5	5	3	3,67	A
11	Palma	5	1	5	5	1	5	3,67	A
12	Palma	3	3	5	5	1	5	3,67	A
13	Palma	1	3	3	5	5	1	3,00	A
14	Palma	1	5	5	1	5	1	3,00	A
15	Palma	5	5	3	1	1	3	3,00	A
16	Palma	5	1	1	5	1	5	3,00	A
17	Palma	1	1	5	5	1	5	3,00	A
18	Palma	5	1	1	5	1	5	3,00	A
19	Palma	1	1	1	5	5	5	3,00	A
20	Palma	3	3	3	1	5	1	2,67	A
21	Palma	5	1	3	5	1	1	2,67	A
22	Palma	3	5	3	1	3	1	2,67	A
23	Palma	5	3	5	1	1	1	2,67	A

329 PT= profundidade do talvegue; RZLP= razão largura profundidade no trecho; DAP= abertura do
 330 dossel de árvores pequenas; MDL3= presença de madeira no leito classe de tamanho 3; AMDP=
 331 abrigo para peixes madeira pequena; FINO (%)= porcentagem de sedimento fino presente; I =
 332 íntegros; A = alterado.

333

334 **Composição Taxonômica da Ictiofauna**

335 Foram coligidos 9.734 espécimes de peixes pertencentes a seis ordens, 24
 336 famílias, distribuídos em 64 espécies (Tabela 5). As espécies mais abundantes durante o
 337 estudo foram *Microcharacidium weitzmani* Buckup, 1993 (38,71%), *Apistogramma* gr.
 338 *regani* Kullander, 1980 (9,95%), *Trichomycterus hasemani* (Eigenmann, 1914) (9,58%),

339 *Hyphessobrycon heterorhabdus* (Ulrey, 1894) (8,0%) e *Copella arnoldi* (Regan, 1912)
340 (6,35%).

341 Em igarapés que drenam plantações de dendezeiro, as espécies mais abundantes
342 foram *Microcharacidium weitzmani* (44,46%), *Apistogramma* gr. *regani* (9,20%),
343 *Trichomycterus hasemani* (11,33%), *Copella arnoldi* (4,60%), *Hyphessobrycon*
344 *heterorhabdus* (3,29%) e *Anablepsoides* gr. *urophthalmus* (Günther, 1866) (2,81%). Em
345 igarapés que drenam fragmentos florestais *Microcharacidium weitzmani* (25,26%),
346 *Hyphessobrycon heterorhabdus* (19,01%), *Apistogramma* gr. *regani* (11,70%), *Copella*
347 *arnoldi* (10,12%), *Trichomycterus hasemani* (5,49%) e *Helogenes marmoratus* Günther,
348 1863 (4,15%) foram às espécies que mais contribuíram em número de indivíduos.

349

350 Tabela 5 - Composição taxonômica das assembleias e classificação de acordo com a tática alimentar das espécies de peixes (GTF) coletadas em
 351 igarapés que drenam plantações de dendezeiro e fragmentos florestais na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.

Ordem/Família/Espécie/Autoridade	N Dendezeiro	N Floresta	N Total	GTF
Characiformes	4036	1777	5813	
Characidae	530	665	1195	
<i>Bryconops</i> cf. <i>caudomaculatus</i> ¹ (Günther, 1864)	1		1	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
<i>Gnathocharax steindachneri</i> ¹ Fowler, 1913	4		4	atacadores de superfície ^{4,11}
<i>Hemigrammus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	75	25	100	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner, 1882)	31	7	38	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i> (Ulrey, 1894)	225	554	779	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 1 ¹	14		14	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
<i>Iguanodectes rachovii</i> Regan, 1912	166	79	245	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
<i>Moenkhausia collettii</i> ¹ (Steindachner, 1882)	4		4	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
<i>Moenkhausia comma</i> ¹ Eigenmann, 1908	10		10	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
Crenuchidae	3050	746	3796	
<i>Ammocriptocharax elegans</i> Weitzman & Kanazawa, 1976	1	3	4	predadores de espreita ^{4,9,10,11}
<i>Crenuchus spilurus</i> Günther, 1863	14	6	20	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
<i>Melanocharacidium</i> sp. 1	2	1	3	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
<i>Microcharacidium weitzmani</i> Buckup, 1993	3033	736	3769	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
Erythrinidae	10	15	25	
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	5	11	16	predadores de espreita e emboscada ^{6,11}
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	4	9	predadores de espreita e emboscada ^{6,11}
Gasteropelecidae	73	3	76	
<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864)	73	3	76	atacadores de superfície ^{4,11}
Lebiasinidae	373	348	721	
<i>Copella arnoldi</i> (Regan, 1912)	314	295	609	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
<i>Nannostomus eques</i> ¹ Steindachner, 1876	2		2	coletores de superfície diurnos ^{6,11}

<i>Nannostomus nitidus</i> ¹ Weitzman, 1978	3		3	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
<i>Nannostomus trifasciatus</i> Steindachner, 1876	38	19	57	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
<i>Pyrrhulina</i> sp. 1	16	34	50	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
Cyprinodontiformes	269	133	402	
Poeciliidae	4		4	
<i>Fluviphylax</i> cf. <i>palikur</i> ¹ Costa & Le Bail, 1999	4		4	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
Rivulidae	265	133	398	
<i>Anablepsoides</i> gr. <i>urophthalmus</i> (Günther, 1866)	192	76	268	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
<i>Laimosemion</i> cf. <i>strigatus</i> (Regan, 1912)	73	57	130	coletores de superfície diurnos ^{6,11}
Gymnotiformes	373	198	571	
Gymnotidae	28	14	42	
<i>Gymnotus</i> gr. <i>carapo</i> Linnaeus, 1758	1	3	4	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Gymnotus</i> gr. <i>coropinae</i> Hoedeman, 1962	27	11	38	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
Hypopomidae	161	135	296	
<i>Brachyhypopomus</i> aff. <i>bullocki</i> Sullivan & Hopkins, 2009	19	14	33	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Brachyhypopomus</i> <i>beebei</i> (Schultz, 1944)	15	86	101	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Brachyhypopomus</i> <i>brevirostris</i> (Steindachner, 1868)	42	9	51	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Hypopygus</i> <i>lepturus</i> Hoedeman, 1962	55	22	77	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Microsternarchus</i> aff. <i>bilineatus</i> ¹ Fernández-Yépez, 1968	22		22	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Steatogenys</i> <i>elegans</i> (Steindachner, 1880)	8	4	12	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
Rhamphichthyidae	48	175	223	
<i>Gymnorhamphichthys</i> <i>petiti</i> Géry & Vu, 1964	175	48	223	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
Sternopygidae	9	1	10	
<i>Eigenmannia</i> aff. <i>trilineata</i> ¹ López & castello, 1966	8		8	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
<i>Sternopygus</i> <i>macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	1	2	coletores de invertebrados noturnos ^{6,9,11}
Perciformes	916	391	1307	
Cichlidae	915	391	1306	
<i>Aequidens</i> <i>tetramerus</i> (Heckel, 1840)	53	2	55	coletores navegadores ^{6,11}

<i>Apistogramma agassizii</i> (Steindachner, 1875)	139	14	153	escavadores ^{4,11}
<i>Apistogramma</i> gr. <i>regani</i> Kullander, 1980	628	341	969	escavadores ^{4,11}
<i>Crenicara</i> cf. <i>punctulatum</i> ¹ (Günther, 1863)	2		2	escavadores ^{4,11}
<i>Crenicichla</i> sp.1	1	1	2	predadores de espreita e emboscada ^{6,11}
<i>Crenicichla</i> sp.2 ¹	3		3	predadores de espreita e emboscada ^{6,11}
<i>Geophagus</i> sp.1 ¹	2		2	escavadores ^{4,11}
<i>Hypselecara</i> cf. <i>temporalis</i> ¹ (Günther, 1862)	2		2	coletores de deriva diurnos de canal ^{4,7,11}
<i>Nannacara taenia</i> Regan, 1912	85	33	118	escavadores ^{4,11}
Polycentridae	1		1	
<i>Monocirrhus polyacanthus</i> ¹ Heckel, 1840	1		1	coletores de deriva diurnos de remanso ^{6,11}
Siluriformes	1214	412	1626	
Aspredinidae	35	4	39	
<i>Bunocephalus caracoideus</i> (Cope, 1874)	35	4	39	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Auchenipteridae	2		2	
<i>Tetranematichthys barthemi</i> ¹ Peixoto & Wosiacki, 2010	2		2	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Callichthyidae		4	4	
<i>Megalechis thoracata</i> ² (Valenciennes, 1840)		4	4	coletores de substrato ^{4,11}
Cetopsidae	111	125	236	
<i>Denticetopsis epa</i> ² Vari, Ferraris & de Pinna, 2005		4	4	coletores deriva crepúsculo noturnos ^{7,11}
<i>Helogenes marmoratus</i> Günther, 1863	111	121	232	coletores deriva crepúsculo noturnos ^{7,11}
Doradidae	49		49	
<i>Physopyxis ananas</i> ¹ Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005	49		49	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Heptapteridae	102	86	188	
<i>Gladioglanis conquistador</i> Lundberg, Bornbusch & Mago-Leccia, 1991	84	85	169	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
<i>Mastiglanis asopos</i> ¹ Bockmann, 1994	9		9	predadores de espreita ^{4,9,10,11}
<i>Phreatobius cisternarum</i> ¹ Goeldi, 1905	1		1	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
<i>Rhamdia</i> sp.1	8	1	9	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Loricariidae	37	4	41	

<i>Farlowella amazona</i> (Günther, 1864)	15	4	19	raspadores ^{3,11}
Loricariidae gen.1 ¹	1		1	raspadores ^{3,11}
<i>Otocinclus mura</i> ¹ Schaefer, 1997	18		18	raspadores ^{3,11}
<i>Rineloricaria hasemani</i> ¹ Isbrücker & Nijssen, 1979	3		3	raspadores ^{3,11}
Pseudopimelodidae		1	1	
<i>Batrochoglanis raninus</i> ² (Eigenmann, 1912)		1	1	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Trichomycteridae	878	188	1066	
<i>Ituglanis amazonicus</i> (Steindachner, 1882)	52	20	72	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
<i>Paracanthopoma parva</i> Giltay, 1935	53	8	61	parasita ^{3,5,8,11}
<i>Trichomycterus hasemani</i> (Eigenmann, 1914)	773	160	933	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Synbranchiformes	13	2	15	
Synbranchidae	13	2	15	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	13	2	15	predadores de fundo crepúsculo noturnos ^{4,11}
Total	6821	2913	9734	
	Dendezeiro	Floresta	Total	
Riqueza de espécies	61	42	64	

¹Espécies exclusivas de igarapés que drenam plantações de dendezeiro; ²Espécies exclusivas de igarapés que drenam fragmentos florestais; Referências utilizadas para determinação dos grupos funcionais ³Keenleyside, 1979; ⁴Sazima, 1986; ⁵Burgess, 1989; ⁶Sabino & Zuanon, 1998; ⁷Casatti *et al.*, 2001; ⁸Zuanon & Sazima, 2005; ⁹Zuanon *et al.*, 2006 a; ¹⁰Zuanon *et al.*, 2006 b; ¹¹Brejão *et al.*, 2013.

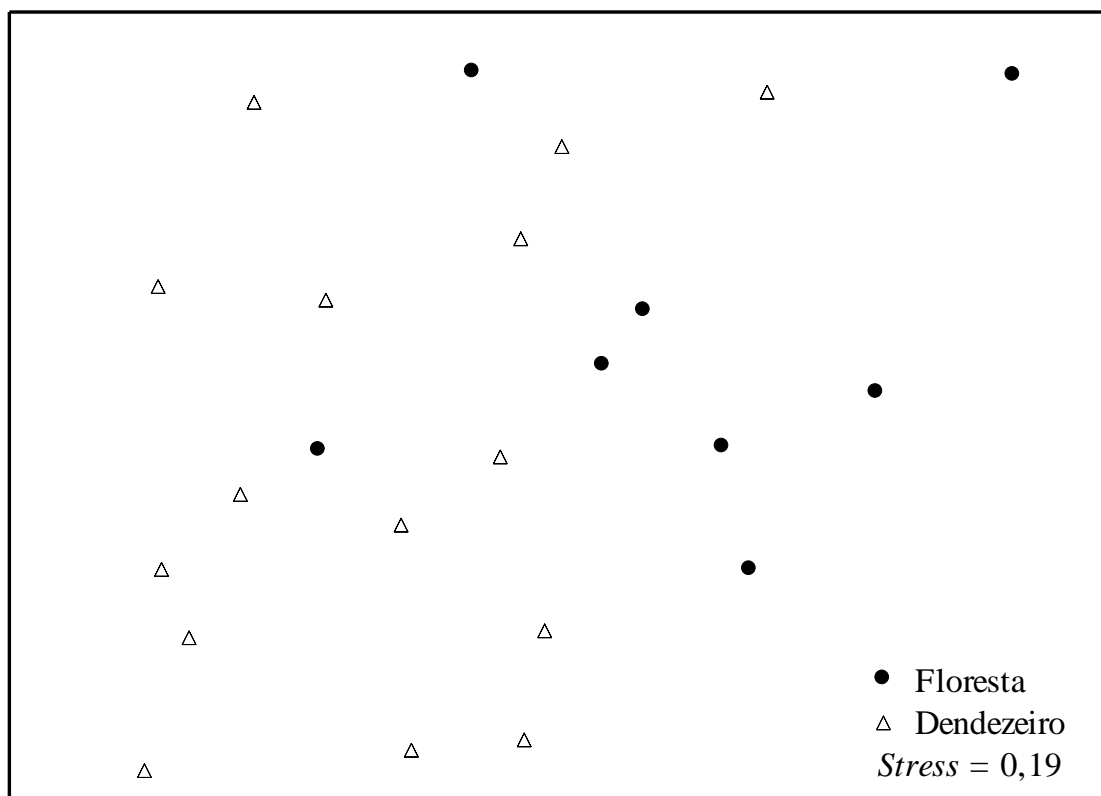
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363
364
365
366
367
368

369 A hipótese de que a riqueza de espécies de peixes observada em igarapés que
370 drenam plantações de dendezeiro seria menor do que a encontrada em igarapés de
371 floresta foi refutada ($T = -2,47$; $GL = 21$; $P = 0,02$), uma vez que a riqueza de espécies
372 observadas em igarapés que drenam plantações ($S = 61$) foi superior à encontrada em
373 igarapés que drenam fragmentos florestais ($S = 42$), sendo essa diferença representada
374 pela captura de 19 espécies a mais em igarapés que drenam plantações de dendezeiro.

375 A hipótese de que a abundância das espécies é maior em igarapés íntegros
376 também foi refutada, pois em igarapés alterados a abundância observada foi superior (n
377 $= 6.821$) à encontrada em igarapés com maiores índices de integridade física ($n =$
378 2.913).

379 A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) evidenciou
380 que existe diferença entre as amostras de ambientes de plantações de dendezeiro e
381 fragmentos florestais ($GL = 22$; $pseudo-F = 2,44$; $P = 0,01$). Porém, o ordenamento
382 produzido pelo escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) demonstra que
383 essa diferença é sutil ($stress=0,19$) (Figura 4). As espécies encontradas exclusivamente
384 em igarapés localizados em plantações de dendezeiro foram *Bryconops* cf.
385 *caudomaculatus* (Günther, 1864); *Gnathocharax steindachneri* Fowler, 1913;
386 *Hyphessobrycon* sp. 1; *Moenkhausia collettii* (Steindachner, 1882); *Moenkhausia*
387 *comma* Eigenmann, 1908; *Nannostomus eques* Steindachner, 1876; *Nannostomus*
388 *nitidus* Weitzman, 1978; *Fluviphylax* cf. *palikur* Costa & Le Bail, 1999;
389 *Microsternarchus* aff. *bilineatus* Fernández-Yépez, 1968; *Eigenmannia* aff. *trilineata*
390 López & Catello, 1966; *Crenicara* cf. *punctulatum* (Günther, 18623); *Crenicichla* sp. 2,
391 *Geophagus* sp. 1, *Hypselecara* cf. *temporalis* (Günther, 1862); *Monocirrhus*
392 *polyacanthus* Heckel, 1840; *Tetranematichthys barthemi* Peixoto & Wosiacki, 2010;
393 *Physopyxis ananas* Sousa & Rapp Py-Daniel, 2005; *Mastiglanis asopos* Bockman,

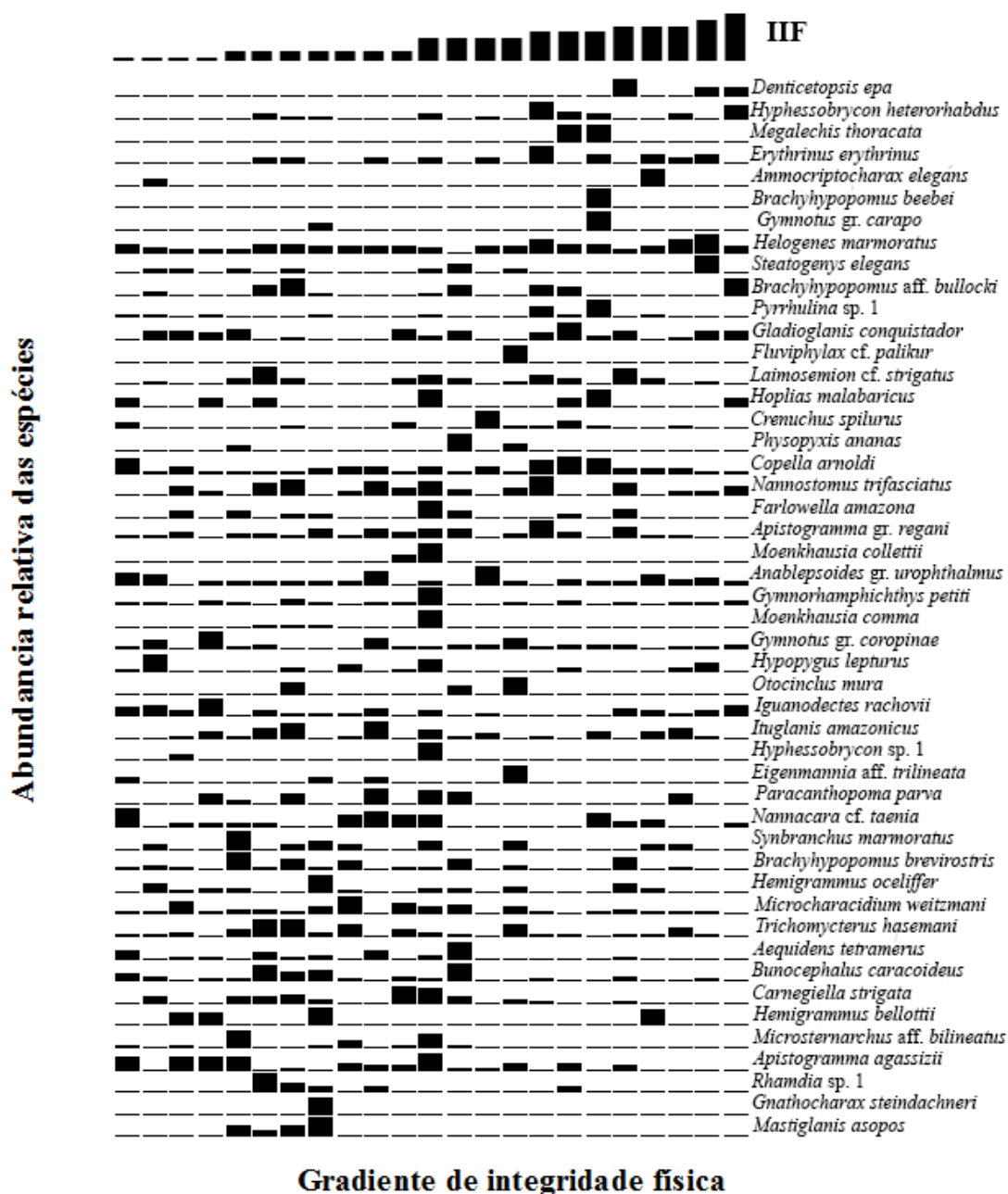
394 1994; *Phreatobius cisternarum* Goeldi, 1905; Loricariidae gen. 1, *Otocinclus mura*
395 Schaefer, 1997 e *Rineloricaria hasemani* Isbrücker & Nijssen, 1979. Enquanto que,
396 *Batrochoglanis raninus* (Eigenmann, 1912), *Denticetopsis epa* Vari, Ferraris & de
397 Pinna, 2005 e *Megalechis thoracata* (Valenciennes, 1840) foram coletadas apenas em
398 trechos que drenam fragmentos florestais.



399
400 Figura 4 - Ordenamento produzido pelo escalonamento multidimensional não métrico
401 baseado na abundância e composição das espécies de peixes dos igarapés amostrados
402 em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia
403 Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil.

404
405 O gráfico de ordenação direta produzido, baseado na distribuição de 48 espécies
406 de peixes (selecionadas por apresentarem abundância maior que quatro) em resposta ao
407 gradiente de alteração de integridade física dos trechos de igarapés amostrados
408 evidencia que não existe um padrão de distribuição uniforme ao longo do gradiente

409 produzido (Figura 6). Entretanto, percebe-se que há uma maior distribuição das espécies
 410 abaixo do valor 3,67 do IIF (região inferior esquerda do gráfico).



411

412 Figura 5 - Distribuição de 48 espécies de peixes coletadas em igarapés de terra firme no
 413 Nordeste do Estado do Pará, Amazônia Oriental, Norte do Brasil, ao longo de um
 414 gradiente de alteração calculado com o resultado do índice de integridade física (IIF).

415

416 A ampla distribuição e abundância das espécies *Helogenes marmoratus* (n =
 417 232), *Copella arnoldi* (n = 609), *Apistogramma gr. regani* (n = 969), *Anablepsoides gr.*
 418 *urophthalmus* (n = 268), *Gymnotus gr. coropinae* (n = 38), *Iguanodectes rachovii* (n =

419 245), *Microcharacidium weitzmani* (n = 3.769) e *Apistogramma agassizii* (n = 153) ao
420 longo do gradiente, indica que são espécies que se adaptam a alterações em seu hábitat
421 natural.

422 As espécies *Gnathocharax steindachneri*, *Mastiglanis asopos*, *Fluviphylax* cf.
423 *palikur*, *Physopyxis ananas*, *Moenkhausia collettii*, *Moenkhausia comma*, *Otocinclus*
424 *mura*, *Eigenmannia* aff. *trilineata* e *Microsternarchus* aff. *bilineatus* apresentaram
425 distribuições bem definidas somente em igarapés alterados. Por outro lado,
426 *Denticetopsis epa*, *Megalechis thoracata* e *Brachyhypopomus beebei* ocorreram apenas
427 em igarapés íntegros.

428 A ocorrência de espécies com baixa abundância ocorrendo em poucas amostras,
429 como por exemplo, *Ammocriptocharax elegans*, *Gymnotus* gr. *carapo*, *Hemigrammus*
430 *bellottii* e *Rhamdia* sp.1 impossibilita a observação de um padrão de distribuição ao
431 longo do gradiente de integridade do hábitat físico.

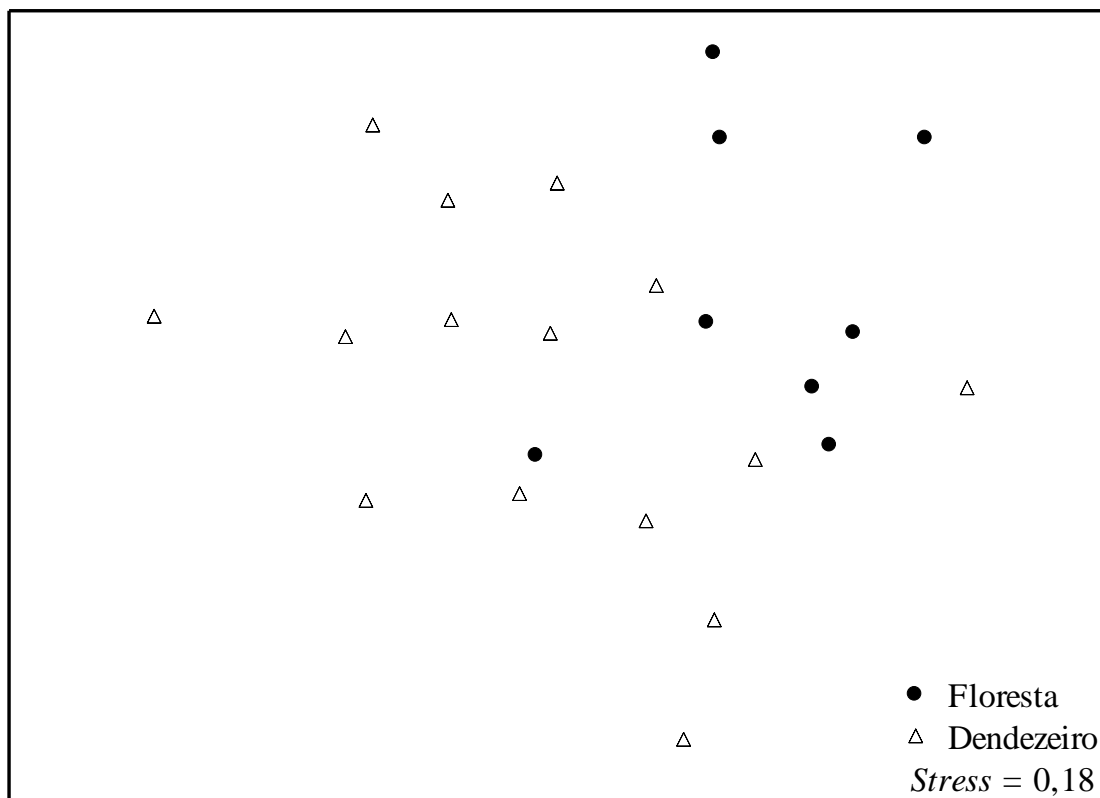
432

433 **Grupos Tróficos Funcionais**

434 Os resultados da análise de variância multivariada permutacional
435 (PERMANOVA) baseada na abundância de espécies dos grupos tróficos funcionais
436 (GTF) evidenciaram que a abundância de grupos tróficos funcionais é afetada pela
437 monocultura de dendezeiro, pois existe diferença entre as amostras de igarapés situados
438 em plantações de dendezeiro e fragmentos florestais (GL = 22; *pseudo-F* = 3,07; *P* =
439 0,03). Entretanto, o ordenamento produzido pelo escalonamento multidimensional não
440 métrico (NMDS) demonstra que essa diferença é muito pequena (stress = 0,18) (Figura
441 5).

442

443
444
445
446
447
448
449
450
451
452
453
454
455
456



457 Figura 6 - Ordenamento produzido pelo escalonamento multidimensional não métrico
458 baseado na abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF) dos igarapés amostrados
459 em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia
460 Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil.

461

462 Os grupos tróficos funcionais mais abundantes foram os coletores de deriva
463 diurnos de remanso (48,54%), predadores de fundo crepúsculo noturnos (13,23%),
464 escavadores (12,77%), coletores de superfície diurnos (11,53%), coletores de
465 invertebrados noturnos (5,86%), coletores de deriva diurnos do canal (2,72%) e
466 coletores de deriva crepúsculo noturnos (2,44%).

467 Em igarapés que drenam plantações de dendezeiro, a abundância dos grupos
468 tróficos funcionais se comportou de maneira semelhante à abundância geral encontrada
469 nos sítios de amostragem. Dessa forma, a hipótese de que a abundância de atacadores de
470 superfície, coletores de superfície diurnos, coletores de deriva crepúsculo noturnos,
471 coletores de invertebrados, coletores de deriva diurnos do canal, coletores de deriva

472 diurnos de remanso, predadores de espreita, predadores de emboscada e espreita,
 473 predadores de fundo crepúsculo noturnos e raspadores seriam maiores em ambientes
 474 íntegros foi refutada tendo em vista que os coletores de deriva diurnos de remanso
 475 apresentaram maior contribuição em ambientes alterados (n = 3.397; 49,80%), seguidos
 476 pelos predadores de fundo crepúsculo noturnos (n = 1.015; 14,88%), escavadores (n=
 477 856; 12,54%), coletores de superfície diurnos (n = 642; 9,14%), coletores de
 478 invertebrados noturnos (n = 373; 5,46%), coletores de deriva diurnos do canal (n = 185;
 479 2,71%) e coletores de deriva crepúsculo noturnos (n = 113; 1,65%).

480 Da mesma forma, em igarapés que drenam fragmentos florestais os coletores de
 481 deriva diurnos de remanso foram os mais abundantes (n = 1.328; 45,58%), seguidos
 482 pelos coletores de superfície diurnos (n = 481; 16,51%), escavadores (n = 388; 13,81%),
 483 predadores de fundo crepúsculo noturnos (n = 273; 14,88%), coletores de invertebrados
 484 noturnos (n = 198; 6,79%) e coletores de deriva crepúsculo noturnos (n = 125; 4,29%).

485

486

487

488

489

490

491

492

493

494

495

496

497

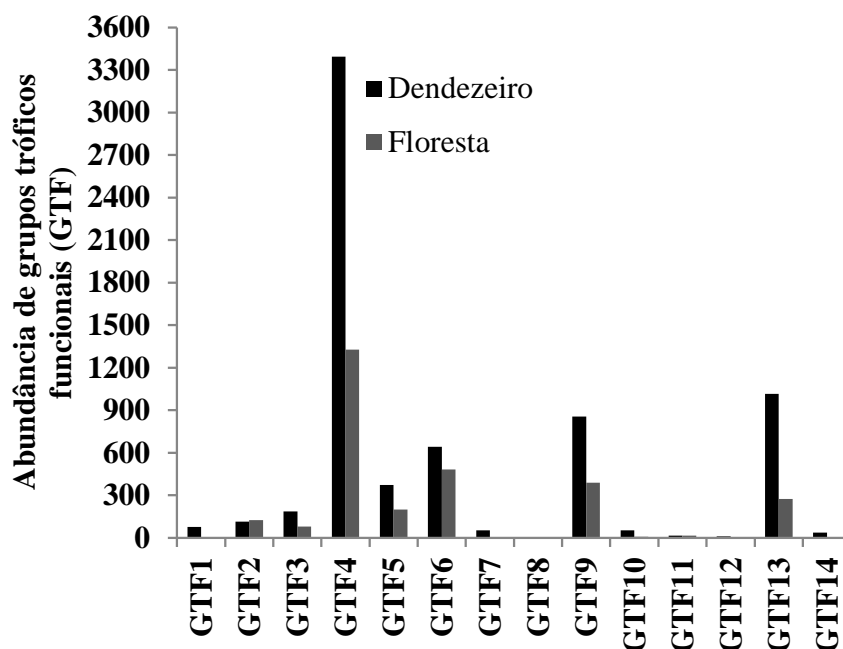
498

499

500

501

502



503

504

505

506

Figura 7 - Abundância dos grupos tróficos funcionais (GTF) nos igarapés amostrados em áreas de fragmentos florestais e áreas de monocultura de dendezeiro na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. GTF1 = atacadores de superfície; GTF2 = coletores de deriva crepúsculo noturnos; GTF3 = coletores de deriva diurnos do

507 canal; GTF4 = coletores de deriva diurnos do remanso; GTF5 = coletores de
508 invertebrados noturnos; GTF6 = coletores de superfície diurnos; GTF7 = coletores
509 navegadores; GTF8 = coletores de substrato; GTF9 = escavadores; GTF10 = parasitas;
510 GTF11 = predadores de emboscada e espreita; GTF12 = predadores de espreita; GTF13
511 = predadores de fundo crepúsculo noturnos; GTF14 = raspadores.

512

513 A distribuição dos grupos tróficos funcionais também apresentou um padrão de
514 distribuição ao longo de um gradiente de alteração baseado no índice de integridade
515 física (Figura 7). Os coletores de deriva crepúsculo noturnos, coletores de superfície
516 diurnos, coletores de invertebrados noturnos, escavadores, coletores de deriva diurnos
517 de remanso e os predadores de fundo crepúsculo noturnos ocorreram amplamente em
518 quase todos os pontos amostrais.

519 Os coletores de substrato ocorreram unicamente em igarapés íntegros.
520 Raspadores, parasitas, predadores de espreita, coletores navegadores e atacadores de
521 superfície foram encontrados tanto em amostras de dendezeiro como de fragmentos
522 florestais, entretanto, apesar disso, esses grupos foram mais abundantes em locais com
523 menores índices de preservação do hábitat físico.

524

525

526

527

528

529

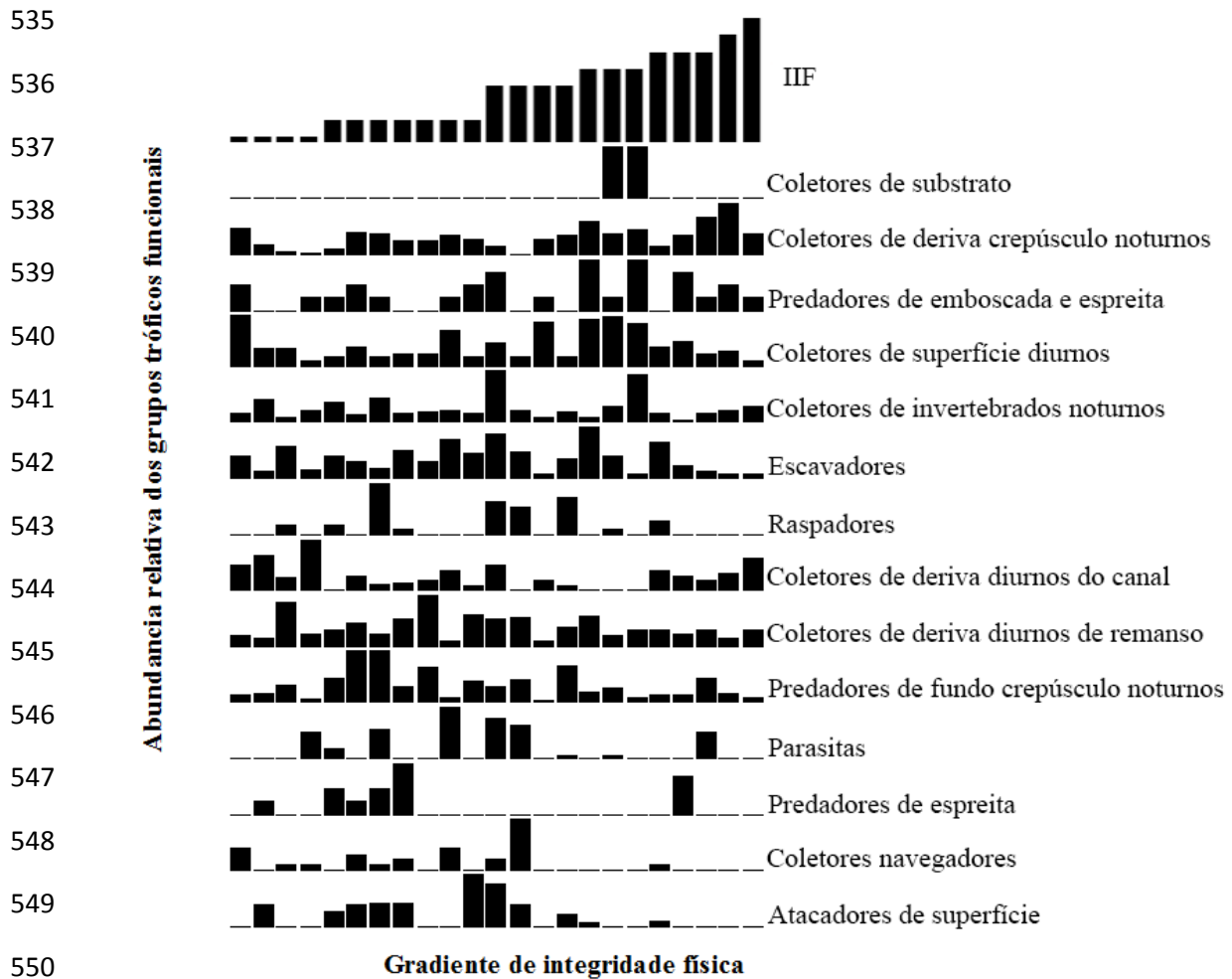
530

531

532

533

534



551 Figura 8 - Distribuição dos 14 grupos tróficos funcionais (GTF) coletados em igarapés
 552 de terra firme no Nordeste do Estado do Pará, Amazônia Oriental, Norte do Brasil, ao
 553 longo de um gradiente de alteração baseado em um índice de integridade física (IIF).

554
 555 **Influência das variáveis abióticas sobre as assembleias de peixes e grupos tróficos**
 556 **funcionais**

557 Através do teste de seleção BioEnv, as variáveis que melhor explicam a estrutura
 558 e composição das assembleias de peixes dos trechos amostrados são profundidade do
 559 talvegue e número de madeira no leito classe de tamanho três (PT e MDL3
 560 respectivamente) (Tabela 6). A interação entre as variáveis selecionadas pelo índice de
 561 integridade física apresenta correlação de 29% com a estrutura e composição das
 562 assembleias de peixes.

563

564 Tabela 6 - Correlação das métricas selecionadas pelo Índice de Integridade Física com a
 565 composição das assembleias de peixes dos pontos amostrais localizados na Amazônia
 566 Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Brasil.

Tamanho do modelo	Modelo	Correlação
1	MDL3	0,2450
2	PT + MDL3	0,2863
3	PT + RZLP + MDL3	0,2808
4	PT + RZLP + MDL3 + FINO	0,2594
5	PT + RZLP + MDL3 + AMDP + FINO	0,2399
6	PT + RZLP + DAP + MDL3 + AMDP + FINO	0,1873

567

568 Os resultados da análise TITAN (*Threshold Indicator Taxa Analysis*) indicam
 569 que os limites ecológicos ou pontos de mudança observados para as espécies associadas
 570 a diferentes níveis de alteração, representado pela integridade do hábitat físico (IIF),
 571 estão bem próximos ($z^- = 3,67$ e $z^+ = 3,84$), evidenciando que a zona de mudança de
 572 resposta dos táxons entre os ambientes amostrados é bem similar e de difícil observação
 573 (Tabela 6). A zona do índice de integridade física que vai do 3,67 ao 3,84 representa o
 574 limiar de mudança das espécies que respondem negativamente (z^-) e positivamente (z^+)
 575 ao impacto. Qualquer mudança nas variáveis abiótica nos igarapés que apresentam a sua
 576 integridade com os valores nessa zona pode levar as espécies a alterar a sua diversidade
 577 e composição como, por exemplo, aumentando ou diminuindo sua abundância.

578 A análise IndVal, indicou que, no presente estudo, as espécies *A. tetramerus*, *A.*
 579 *agassizii* e *M. weitzmani* estão associadas a igarapés que drenam plantações de
 580 dendezeiro e são boas indicadoras de locais com menor integridade do hábitat físico
 581 ($p < 0,05$; pureza $> 0,95$; confiabilidade $> 0,95$) enquanto que as espécies *H. heterorhabdus*
 582 e *H. marmoratus* indicam associação com igarapés que drenam os fragmentos florestais,
 583 sendo indicadoras ótimas dos locais com o hábitat físico mais íntegros ($p < 0,05$; pureza
 584 $> 0,95$; confiabilidade $> 0,95$) (Tabela 7).

585

586

587 Tabela 7 – Limiares de mudança das assembleias de acordo com a resposta negativa (z-)
 588 e positiva (z+) à alteração e seus percentis associados.

	C.P.	0,05	0,10	0,50	0,90	0,95
Soma z-	3,67	3,67	3,67	3,84	4,00	4,00
Soma z+	3,84	3,67	3,67	3,67	4,00	4,00
nCPA (Bray-Curtis)	3,84	3,67	3,67	4,00	4,67	4,84

589 C.P. = pontos de mudança ou limites ecológicos baseados na resposta dos táxons z- e z+ com
 590 seus percentis (5%, 10%, 50%, 90% e 95%) associados à distribuição dos limiares de
 591 frequência de 500 repetições.

592

593 Os pontos de mudança das espécies *A. agassizii*, *A. tetramerus* e *H.*
 594 *heterorhabdus* são os mesmos C.P. = 3,67 demonstrando que a partir desse limiar a
 595 espécie *H. heterorhabdus* pode apresentar aumento em sua abundância, enquanto que *A.*
 596 *agassizii* e *A. tetramerus* de modo contrário, tendem a diminuir o número de indivíduos.
 597 Para a espécie *H. marmoratus* o ponto de mudança é C.P. = 4,33 (Tabela 8, Figura 9).

598

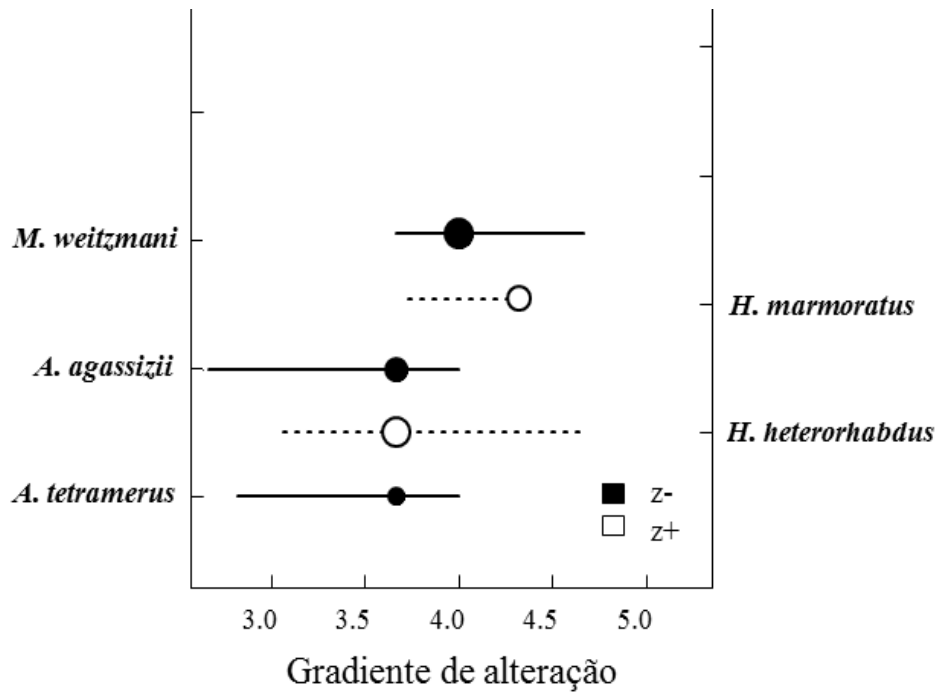
599 Tabela 8 – Resultados do método TITAN destacando os pontos de mudança das
 600 espécies indicadoras de locais alterados e íntegros de acordo com o resultado do índice
 601 de integridade do hábitat físico, pureza e confiabilidade do método.

	C.P.	Freq.	Amb.	IndVal	P	Z	5%	95%	Pureza	Conf.
<i>A. tetramerus</i>	3,67	29	1	16,90	0,004	5,27	2,67	4,00	1	1
<i>A. agassizii</i>	3,67	60	1	30,83	0,004	7,07	2,67	4,00	1	1
<i>M. weitzmani</i>	4,00	224	1	67,43	0,004	9,04	3,67	4,67	1	1
<i>H. heterorhabdus</i>	3,67	112	2	49,67	0,004	7,65	3,00	4,67	1	1
<i>H. marmoratus</i>	4,33	113	2	50,86	0,004	6,56	3,67	4,67	1	1

602 C.P.= limiar de mudança; Freq.= frequência; Amb. = ambiente, 1= denzezeiro e 2= fragmentos florestais; Conf. = confiabilidade

603

604



605

606 Figura 9 - Pontos de mudança ou limites ecológicos das espécies z- e z+, indicadoras de
 607 locais com menor e maior integridade do hábitat físico respectivamente. As espécies são
 608 significantes, isto é, boas indicadoras em responder ao gradiente de alteração
 609 representado pelo índice de integridade física quando $p < 0,05$; pureza $> 0,95$;
 610 confiabilidade $> 0,95$. Os círculos preenchidos representam espécies com associação a
 611 igarapés mais alterados enquanto que os círculos vazados representam as espécies
 612 associadas a igarapés menos alterados.

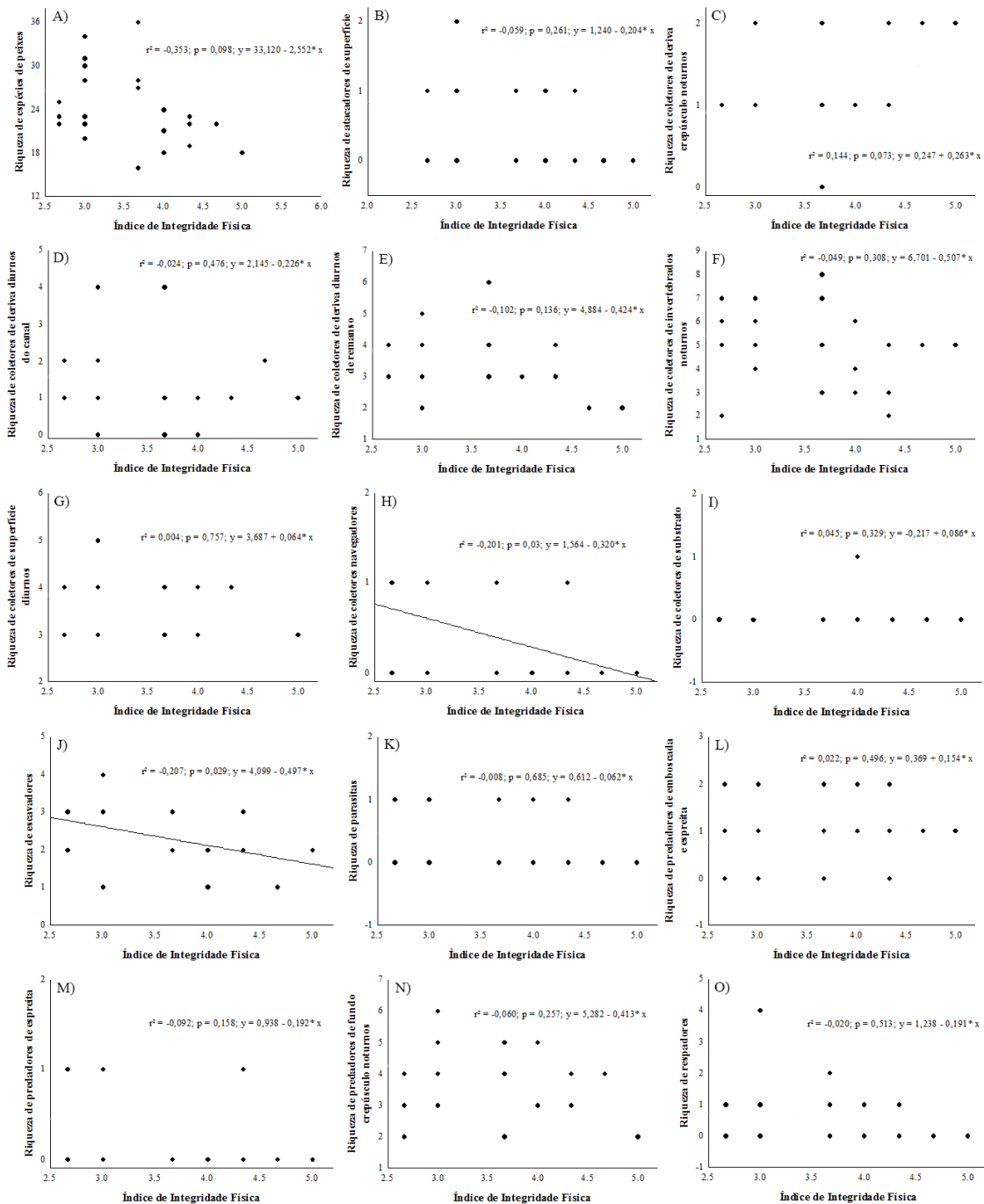
613 A riqueza de espécies de peixes não apresentou relação com o índice de
614 integridade física ($r^2 = -0,353$; $P = 0,098$), desse modo, a hipótese de que a riqueza de
615 espécies de peixes é maior em ambientes mais íntegros foi refutada, já que, em média,
616 com o aumento de um (na escala utilizada) no índice de integridade física (IIF) há a
617 perda de duas espécies nas assembleias (Figura 10A).

618 A hipótese de que os atacadores de superfície, coletores de superfície diurnos,
619 coletores de deriva crepúsculo noturnos, coletores de invertebrados, coletores de deriva
620 diurnos do canal, coletores de deriva diurnos de remanso, predadores de espreita,
621 predadores de emboscada e espreita, predadores de fundo crepúsculo noturnos e
622 raspadores, seriam beneficiados em ambientes íntegros havendo aumento na riqueza
623 desses grupos tróficos, enquanto que a riqueza dos coletores de substrato, coletores
624 navegadores e escavadores seria maximizada em igarapés alterados não foi corroborada.

625 Os dois únicos grupos tróficos funcionais que demonstraram relação com o IIF
626 foram os escavadores ($r^2 = -0,207$; $P = 0,029$) e os coletores navegadores ($r^2 = 0,201$; P
627 $= 0,03$). Essa relação pode ser observada quando o valor do IIF é elevado em 2,33,
628 ocorre em média à diminuição de uma espécie que compõe o grupo dos escavadores
629 (Figura 10J).

630

631
632
633
634
635
636
637
638
639
640
641
642
643
644
645
646
647
648
649
650
651
652



653 Figura 10 - Correlação da riqueza de espécies de peixes e de grupos tróficos funcionais
654 com o índice de integridade física (IIF). A) Espécies de peixes; B) Atacadores de
655 superfície; C) Coletores de deriva crepúsculo noturnos; D) Coletores de deriva diurnos
656 do canal; E) Coletores de deriva diurnos de remanso; F) Coletores de invertebrados
657 noturnos; G) Coletores de superfície diurnos; H) Coletores navegadores; I) Coletores de
658 substrato; J) Escavadores; K) Parasitas; L) Predadores de emboscada e espreita; M)
659 Predadores de espreita; N) Predadores de fundo crepúsculo noturnos e O) Raspadores.

660

661 Através dos resultados do ordenamento produzido pela análise de coordenadas
662 principais (PCoA) baseada na riqueza de espécies dos grupos tróficos funcionais
663 conjuntamente com as métricas selecionadas pelo índice de integridade física, pode-se
664 observar um arranjo distinto entre os grupos (Figura 8). A riqueza de coletores de
665 invertebrados noturnos, coletores de superfície diurnos, coletores de deriva diurnos do
666 canal, coletores de deriva diurnos de remanso e escavadores foi mais fortemente
667 influenciada pela abertura do dossel de árvores pequenas, abrigo para peixes constituído
668 de madeiras pequenas e presença de sedimentos finos no canal. Já as espécies
669 classificadas como coletores de deriva diurnos do canal, coletores de deriva crepúsculo
670 noturnos e os predadores de emboscada e espreita também foi influenciada por variáveis
671 como a abertura do dossel das árvores pequenas, presença de sedimentos finos no canal
672 e abrigo promovido por madeiras de tamanho pequeno e grande. Por sua vez, a
673 coexistência dos atacadores de superfície, coletores navegadores, predadores de
674 espreita; raspadores e parasitas tende a ser influenciada por variáveis como a
675 profundidade do talvegue, sedimentação, abertura do dossel e abrigo para peixes.

676

677

678

679

680

681

682

683

684

685

686

687

688

689

690

691

692

693

694

695

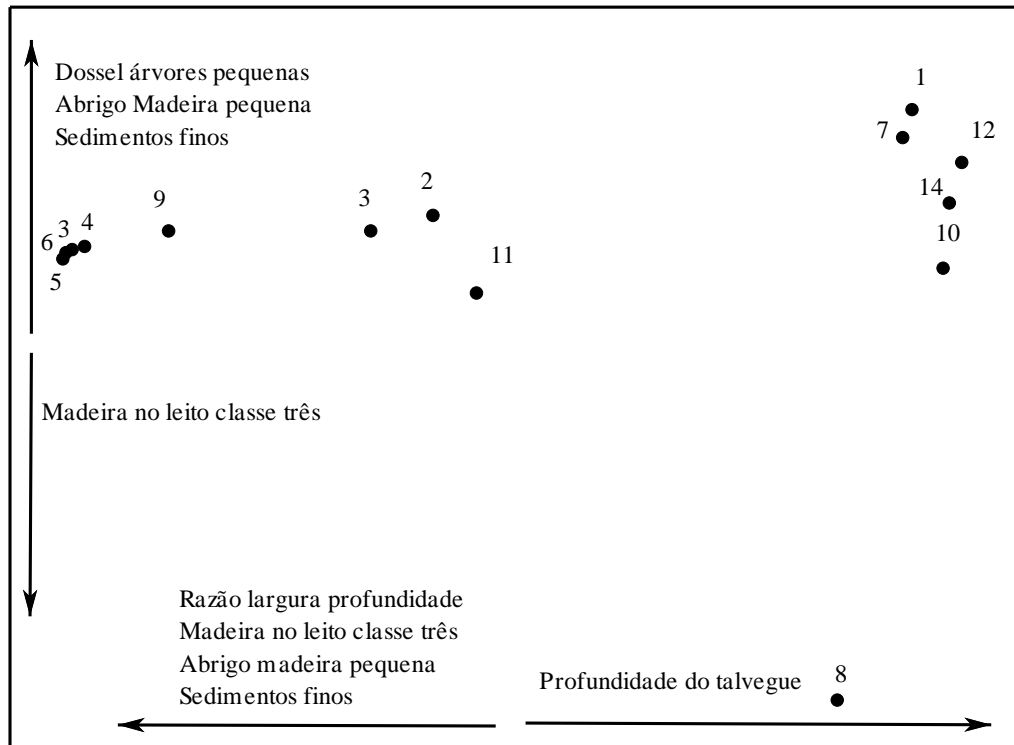
696

697

698

699

700



701

702

703

704

705

706

707

708

709

710

711

712

713

714

715

716

717

718

719

Figura 11 – Influência das variáveis abióticas selecionadas pelo índice de integridade física (IIF) na riqueza de espécies que constituem os grupos tróficos funcionais (GTF) através do ordenamento produzido pela análise de coordenadas principais (PCoA) entre amostras de igarapés que drenam plantações de dendezeiro e fragmentos florestais coletadas na Amazônia Oriental, Nordeste do Estado do Pará, Norte do Brasil. Grupos tróficos funcionais: 1 = atacadores de superfície; 2 = coletores de deriva crepúsculo noturnos; 3 = coletores de deriva diurnos do canal; 4 = coletores de deriva diurnos de remanso; 5 = coletores de invertebrados noturnos; 6 = coletores de superfície diurnos; 7 = coletores navegadores; 8 = coletores de substrato; 9 = escavadores; 10 = parasitas; 11 = predadores de emboscada e espreita; 12 = predadores de espreita; 13 = predadores de fundo crepúsculo noturnos e 14 = raspadores.

720 **Discussão**

721 A hipótese de que a alteração no ambiente promovida pelo monocultivo de
722 dendezeiro afeta o ecossistema aquático, tornando-o menos íntegro fisicamente foi
723 corroborada, pois através desse método foi possível determinar que a variação na
724 profundidade e largura dos igarapés, no dossel das zonas ripárias, no incremento de
725 madeiras no leito e nos processos de sedimentação foram características abióticas
726 afetadas, e a partir desse cenário pôde-se inferir sobre os efeitos dessas alterações na a
727 biota aquática. Consequentemente, a diminuição na abundância e diversidade de
728 espécies, mudanças na composição e mortandade de assembleias aquáticas vem sendo
729 observadas em ambientes aquáticos em decorrência dos impactos causados pela
730 expansão do cultivo do dendezeiro em regiões tropicais (Iwata *et al.* 2003; Danielsen *et*
731 *al.* 2008; Dayang-Norwana *et al.* 2011; Rawi *et al.* 2013).

732 Pesquisas que avaliam alterações no ambiente vêm sendo adotadas amplamente
733 em vários locais (Karr 1981; Angermeier & Karr 1986; Ferreira & Casatti 2006;
734 Angermeier & Davideanu 2004; Kim *et al.* 2013; Carvalho *et al.* 2013; Monteiro-Júnior
735 *et al.* 2013), e as variáveis ambientais afetadas pelo monocultivo do dendezeiro no
736 presente estudo vem sendo discutidas em diversos estudos (Angermeier & Karr 1984;
737 Bilby & Bisson 1998; Pusey & Arthington 2003; Wright & Flecker 2004; Baillie *et al.*
738 2008; Fernandes *et al.* 2013; Souza *et al.* 2013; Warren *et al.* 2013). As métricas
739 calculadas a partir das variáveis mensuradas são direta e indiretamente afetadas pela
740 alteração na vegetação ripária (Naiman *et al.* 2005; Beltrão *et al.* 2009).

741 A alteração da vegetação ripária foi observada em igarapés que drenam
742 plantações de dendezeiro amostrados no presente estudo. Fato esse observado através da
743 quantificação de diferenças na abertura do dossel entre os igarapés estudados, que afeta
744 o regime de entrada de raios solares (Pusey & Arthington 2003); diferenças na
745 quantidade de madeiras grandes no leito dos igarapés diminuindo a heterogeneidade de

746 hábitats em igarapés que drenam as plantações de dendezeiro, já que, o aporte de
747 madeiras grandes apresenta funções morfológicas extremamente importantes para a
748 complexidade estrutural de ecossistemas aquáticos (King *et al.* 2013) pois influencia os
749 processos hidráulicos, morfológicos e de sedimentação, aumentam a retenção e
750 processamento de matéria orgânica, gerando hábitats aquáticos mais complexos
751 estruturalmente através da formação de microhábitats (Argenmeier & Karr 1984; Bilby
752 & Bisson 1998; Pusey & Arthington 2003; Baillie *et al.* 2008).

753 A sedimentação é outro fator regulado pela organização da vegetação ripária
754 (Fernandes *et al.* 2013; Souza *et al.* 2013), que intercepta e evita o incremento excessivo
755 de sedimentos evitando o empobrecimento da qualidade da água. A erosão do solo
756 desprotegido, além de aumentar o carreamento de sedimentos, eleva também o
757 transporte de defensivos agrícolas e fertilizantes (Biggs *et al.* 2004) que são essenciais
758 para o cultivo convencional do dendezeiro. A presença de partículas finas nos igarapés
759 amostrados em plantações de dendezeiro também pode ter sido determinada pelo
760 arranjo da vegetação ripária, sendo este, considerado um aspecto negativo para a
761 manutenção da qualidade do hábitat físico aquático, pois pode indicar alta sedimentação
762 no canal o que aumenta a turbidez e a perda de hábitats devido os processos de
763 assoreamento (Couceiro *et al.* 2007).

764 Historicamente, dados sobre diversidade, dominância, biomassa e riqueza de
765 espécies vem sendo utilizados com a finalidade de determinar a condição de
766 ecossistemas aquáticos (Ferraro & Cole 1995; Karakassis & Hatziyanni 2000). No
767 entanto, em alguns casos, métricas relacionadas com a resolução taxonômica a nível de
768 espécies podem não ser robustas o suficiente a ponto de serem selecionadas por um
769 índice multimétrico (Terra *et al.* 2013) e em outros, essas métricas nem entram para o
770 processo de seleção (Whittier *et al.* 2007) .

771 A hipótese de que em igarapés associados a baixos índices de integridade do
772 hábitat físico seriam encontradas abundância e riqueza de espécies inferiores
773 comparadas a igarapés que drenam ambientes mais íntegros foi refutada, já que, a
774 análise da composição taxonômica através da produção de uma lista de espécies
775 demonstrou que esses atributos foram superiores em igarapés que drenam plantações de
776 dendezeiro, que foram associados à baixa integridade física no presente estudo. O
777 hábitat físico tem papel fundamental e limita o conjunto de variáveis que determinam os
778 atributos comportamentais e fisiológicos apropriados para a persistência das espécies
779 (Southwood 1977; Poff & Ward 1990). Entretanto, semelhantes aos resultados obtidos
780 por Terra *et al.* (2013) a riqueza de espécies de peixes no presente estudo demonstrou
781 ser uma métrica pouco robusta para a avaliação do impacto gerado no ambiente natural,
782 fato esse evidenciado pela fraca relação entre o número de espécies e o índice de
783 integridade física. Todavia, essa variação na riqueza e abundância de peixes observadas
784 no presente estudo pode ser explicada pela teoria do distúrbio intermediário (Connel
785 1978), que prediz que assembleias que sofrem distúrbios em frequências e intensidades
786 intermediárias tendem a maximizar a diversidade de espécies em relação a ambientes
787 que não sofrem distúrbios ou alterações em menores ou maiores frequências.

788 Para os grupos tróficos funcionais, a hipótese de que a riqueza e abundância dos
789 atacadores de superfície, coletores de superfície diurnos, coletores de deriva crepúsculo
790 noturnos, coletores de invertebrados, coletores de deriva diurnos do canal, coletores de
791 deriva diurnos de remanso, predadores de espreita, predadores de emboscada e espreita,
792 predadores de fundo crepúsculo noturnos e raspadores seriam maiores em ambientes
793 íntegros, enquanto que a riqueza e abundância dos grupos coletores de substrato,
794 coletores navegadores e escavadores seriam maximizadas em igarapés alterados não foi
795 corroborada.

796 A presença excessiva de sedimentos de pequenos diâmetros em ecossistemas
797 aquáticos vem sendo amplamente citados como fatores que afetam a biodiversidade
798 aquática, pois aumenta a turbidez, diminui a fotossíntese e a produtividade primária, o
799 que desregula todos os níveis da cadeia trófica, além de “sufocar” o substrato causando
800 a homogeneização física do hábitat e reduzir a qualidade do ambiente (Jones *et al.* 2012;
801 Kemp *et al.* 2011; Relyea *et al.* 2012). Os coletores de substrato representados pela
802 espécie *Megalechis thoracata*, apresentaram distribuição restrita a igarapés íntegros. A
803 ausência dessa espécie em igarapés que drenam plantações de dendezeiro pode ser
804 explicada pelo decréscimo da qualidade ambiental evidenciada pela presença de
805 sedimentos de diâmetros menores nesses locais.

806 Já os escavadores, que é um grupo formado por cinco espécies (*A. agassizzi*, *A.*
807 *gr. regani*, *C. cf. punctulatum*, *Geophagus* sp.1 e *N. taenia*) da família Cichlidae,
808 considerada uma família composta por peixes de hábitos generalistas que se adaptam
809 facilmente a condições adversas no seu hábitat de vida devido entre outros a
810 plasticidade trófica (Fausch *et al.* 1984; Toham & Teugels 1999; Winemiller *et al.*
811 2008). Esse fato, aliado as taxas de sedimentação nos igarapés que drenam plantações e
812 as táticas de obtenção de alimento (Brejão *et al.* 2013) das espécies *Apistogramma*
813 *agassizzi* e *Apistogramma. gr. regani* justificam a ampla distribuição espacial e a grande
814 contribuição das mesmas na abundância geral encontrada nos igarapés da Amazônia
815 Oriental.

816 Os coletores navegadores (representados por *Aequidens tetramerus*), assim como
817 os escavadores, apresentaram relação com o índice de integridade física, e também se
818 adaptaram a presença de sedimentos finos em igarapés que drenam plantações. A tática
819 alimentar de *Aequidens tetramerus*, que coleta porções alimentares aderidas ao substrato
820 e carregadas pela corrente sobre o fundo (*cf.* Sabino & Zuanon 1998; Brejão *et al.* 2013)

821 favoreceu a presença dessa espécie em igarapés alterados. A presença das espécies
822 *Apistogramma agassizzi*, *Apistogramma gr. regani* e *Aequidens tetramerus* em maior
823 abundância nos igarapés que drenam plantações de dendezeiro pode apontar que estes
824 ambientes apresentam características estruturais onde há pouca diferenciação de
825 habitats, possibilitando a presença de espécies com funcionalidades mais generalistas
826 para o ecossistema aquático. Esse resultado pode ser um indicativo de que locais que
827 sofrem algum tipo de estresse são mais facilmente dominados por espécies mais
828 tolerantes e generalistas, enquanto que espécies mais sensíveis vêm sendo substituídas
829 ou excluídas (Pollard & Yuan 2006; Hawkins *et al.* 2010) revelando o fato de que esses
830 ambientes podem estar perdendo gradualmente a sua funcionalidade ecológica
831 (Nakamura & Yamada 2005; Nessimian *et al.* 2008) na manutenção da biodiversidade.

832 Portanto, os resultados evidenciam que mesmo a riqueza de espécies sendo
833 maior em igarapés alterados há fortes indícios de que esteja ocorrendo uma perda de
834 qualidade ambiental nos igarapés que drenam plantações geradas pelo cultivo de
835 dendezeiro.

836

837

838

839

840

841

842

843

844

845

846 **Conclusões**

847 Com os resultados do índice de integridade física é possível indicar que a
848 configuração do hábitat físico em igarapés da Amazônia Oriental é afetada pelo
849 monocultivo de dendezeiro, principalmente pela alteração na vegetação ripária natural,
850 acarretando implicações negativas diretas e indiretas para as assembleias de peixes. A
851 composição, distribuição e abundância das espécies não demonstraram relação muito
852 clara com o índice de integridade física, entretanto esses atributos não podem ser
853 deixados de lado e devem ser analisados e relacionados com informações sobre a
854 estrutura física do ambiente para a avaliação da situação do hábitat. A utilização de
855 informações mais refinadas como a classificação das espécies em grupos tróficos
856 funcionais demonstrou ser uma abordagem alternativa satisfatória em estudos de
857 avaliação de impactos, pois é possível medir a funcionalidade do ecossistema aquático.
858 O monitoramento contínuo dos igarapés deve ser realizado para a obtenção de
859 informações que possam ser utilizadas para solucionar ou mitigar os problemas
860 causados no ambiente devido a grande expansão do cultivo de dendezeiro na Amazônia
861 e as informações geradas aqui podem ser utilizadas para embasar ações de manejo com
862 o propósito de diminuir os impactos existentes e a adotar medidas preventivas para os
863 futuros plantios.

864

865

866

867

868

869

870

871

872 **Agradecimentos**

873 A Conservação Internacional Brasil e a empresa AGROPALMA pelo apoio
874 financeiro e logístico para a realização da pesquisa. Ao CNPq (Projeto Universal
875 intitulado Tempo de resiliência das comunidades aquáticas após o corte seletivo de
876 madeira na Amazônia Oriental) que financiou a compra de equipamentos utilizados no
877 presente estudo. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
878 (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado. A equipe do Laboratório de Ecologia e
879 Conservação pelo apoio nas atividades de campo e triagem dos peixes.

880

881 **Referências**

882 Albert, J. S. 2001. Species diversity and phylogenetic systematics of American
883 knifefishes (GYMNOTIFORMES, TELEOSTEI). 135P. Miscellaneous publications
884 Museum of Zoology, University of Michigan, NO. 190.

885 Albuquerque, M. F., Souza, E. B., Oliveira, M. C. F., & Souza Júnior, J., A.
886 (2012). Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: climatologia, variabilidade e
887 tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia*, 6.

888 Almeida, A. S., & Vieira, I. C. G. (2010). Centro de endemismo Belém: status
889 da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e
890 restauração ecológica. *Revista de Estudos Universitários*, 36(3).

891 Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for
892 PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

893 Anderson, M. J. & T. J. Willis. 2003. Canonical analysis of princi-pal
894 coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84: 511-
895 525.

896 Angermeier, P. L. & Karr, J. R. 1984. Fish communities along environmental
897 gradients in a system of tropical streams. In *Evolutionary ecology of neotropical
898 freshwater fishes* (T.M. Zaret, ed.). The Hague, Netherlands, p.39-57.

899 Angermeier, P. L. & J. R. Karr, 1986. Applying and index of biotic integrity
900 considerations in sampling and interpretation. *Management*, 6:418-429.

901 Angermeier, P.L. & Davideanu, G. 2004. Using fish communities to assess
902 streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia*
903 511:65-78.

904 Azrina, M. Z., Yap, C. K., Ismail A. R., Ismail, A. & Tan, S. G. (2006).
905 Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic

906 macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia.
 907 *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 64, n. 3, p. 337-347. July.

908 Baillie, B. R., Garrett, L. G. & Evanson, A. W. (2008). Spatial distribution and
 909 influence of large woody debris in an old-growth forest river system, New
 910 Zealand. *Forest Ecology and Management*, 256(1), 20-27.

911 Baker, M. E., & King R. S. 2010. A new method for detecting and interpreting
 912 biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology & Evolution* 1:
 913 25–37.

914 Baptista, D. F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A.; Silveira, M. P. &
 915 Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for
 916 evaluation of Atlantic Forest stream at Rio de Janeiro Estate, Brazil. *Hydrobiologia*,
 917 v.575, p.83-94.

918 Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Striblings, J. B. (1999). Rapid
 919 Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic
 920 macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental
 921 Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. Disponível em:
 922 <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>.

923 Barcelos, E., Chaillard, H., Nunes, C.D.M., Macêdo, J.L.V., Rodrigues M. do
 924 R.L., Cunha, R.N.V. da., Tavares, A.M., Dantas, J.C.R., Borges, R. de S., Santos, W.C.
 925 dos. (1995) A cultura do dendê. Brasília: EMBRAPA – SPI. 68 p. (Coleção Plantar, 32).
 926 Disponível em:
 927 <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/100649/1/00013560.pdf>>. Acesso
 928 em: 21 fev. 2013.

929 Beltrão, G. D. B. M., Medeiros, E. S. F. & Ramos, R. T. D. C. (2009). Effects of
 930 riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated
 931 fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. *Biota Neotropica*, 9(4), 37-43.

932 Bolfe, É. L., & Batistella, M. (2011). Análise florística e estrutural de sistemas
 933 silviagrícolas em Tomé-Açu, Pará. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46, 1139-1147.

934 Biggs, T. W., Dunne, T., & Martinelli, L. A. (2004). Natural controls and human
 935 impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian
 936 Amazon basin. *Biogeochemistry*, 68(2), 227-257.

937 Bilby, R. E. & Bisson, P. A. (1998). Function and distribution of large woody
 938 debris. In: Naiman, R. J. & Bilby, R. E. (Ed.). *River ecology and management: lessons*
 939 *from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer-Verlag, p.324-346.

940 Bowman, M.F., Bailey, R.C. (1997). Does taxonomic resolution affect the
 941 multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate
 942 communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 1802–1807.

943 Butler, R.A. & Laurence, W.F. (2009). Is the oil palm the next threat to the
944 Amazon? *Mongabay.com Open Access Journal - Tropical Conservation Science*
945 Vol.2(1):1-10.

946 Burgess, W. E. 1989. An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary
947 survey of the Siluriformes. Neptune, TFH Publications.

948 Brejão, G. L., Gerhard, P. & Zuanon, J. (2013). Functional trophic composition
949 of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical*
950 *Ichthyology*, (AHEAD), 0-0.

951 Brühl, C. A. & Eltz, T. (2010) Fuelling the biodiversity crisis: species loss of
952 ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo).
953 *Biodivers Conserv*, 19, 519-529

954 Cardoso, P., Rigal, F., Fattorini, S., Terzopoulou, S. & Borges, P. A. (2013).
955 Integrating landscape disturbance and indicator species in conservation studies. *PloS*
956 *one*, 8(5), e63294.

957 Carvalho, F. G., Pinto, N. S., Oliveira Junior, J. M. B., & Juen, L. (2013).
958 Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica*
959 *Brasiliensia*, v. 6, p. 10.

960 Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R.M.C. (2001). Peixes de riacho do Parque
961 Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica* 1:1-15.

962 Casatti, L.; Ferreira, C. & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity
963 index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobio.*, 623(1): 173-
964 189.

965 Chessman, B.C. (1995). Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A
966 procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic
967 index. *Austr. J. Ecol.* v.20, p.122-129.

968 Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*,
969 199: 1302-1310.

970 Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Luz, S. L. B., Forsberg, B. R. & Pimentel, T. P.
971 (2007). Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban
972 streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, 271-284.

973 Danielsen, F. & Heegaard, M. (1995). Impact of logging and plantation
974 development on species diversity: a case study from Sumatra. Pg. 73-92 in ø. Sandbukt
975 (ed.) *Management of tropical forests: towards an integrated perspective*. Oslo: Centre
976 for Development and the Environment, University of Oslo.

- 977 Danielsen, F., Beukema, H., Burgess, N. D., Parish, F., Brühl, C. A., Donald, P.
978 F., Murdiyarso, D., Phalan, B., Reijnders, L., Struebig, M. & Fitzherbert, E. B. (2008).
979 Biofuel Plantations on Forested Lands: Double Jeopardy for Biodiversity and Climate.
980 *Conservation Biology*, Volume 23, No. 2, 348–358.
- 981 Da Silva, J. M. C., Rylands, A. B., & Da Fonseca, G. A. (2005). O destino das
982 áreas de endemismo da Amazônia. *Megadiversidade* volume 1 (1).
- 983 Da Silva, J. A. (2013). Avaliação do programa nacional de produção e uso do
984 biodiesel no Brasil – PNPB. *Revista de política agrícola*. Ano 22 n.º 3 – Jul./Ago./Set.
- 985 Dayang Norwana, A. A. B., Kunjappan, R., Chin, M., Schoneveld, G., Potter, L.
986 and Andriani, R. (2011). The local impacts of oil palm expansion in Malaysia: An
987 assessment based on a case study in Sabah State. *Working Paper 78*. CIFOR, Bogor,
988 Indonesia.
- 989 Deegan, L. A., Neill, C., Hauptert, C. L., Ballester, M. V. R., Krusche, A. V.,
990 Victoria, R. L., Thomas, S. M. & de Moor, E. (2011). Amazon deforestation alters small
991 stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger
992 rivers. *Biogeochemistry*, 105(1-3), 53-74.
- 993 Fargione, J. E., Plevin, R. J. & Hill, J. D. (2010). The ecological impact of
994 biofuels. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 351-377.
- 995 Fausch, K. D., Karr, J. R. & Yant P. R. (1984). Regional application of an index
996 of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American*
997 *Fisheries Society* 113: 39–55.
- 998 Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and
999 consequences. *Conservation biology*, 19(3), 680-688.
- 1000 Fernandes, J. D. F., de Souza, A. L. & Tanaka, M. O. (2014). Can the structure
1001 of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case
1002 study. *Hydrobiologia*, 724(1), 175-185.
- 1003 Ferraro, S. P., & Cole, F. A. (1995). Taxonomic level sufficient for assessing
1004 pollution impacts on the Southern California bight macrobenthos—revisited.
1005 *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(6), 1031-1040.
- 1006 Ferreira, C. P. & Cassati, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia
1007 do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota neotropica*,
1008 6(3):[http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006ISSN1](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006ISSN1676-0603)
1009 [676-0603](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006ISSN1676-0603).
- 1010 Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C.A., Donald,
1011 P.F. & Phalan, B. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity. *Trends Ecol*
1012 *Evol* Vol23 No.10: 538-545.
- 1013 Géry, J. (1977). *Characoids of the world*. T.F.H. Publications.

- 1014 Hannaford, M. J., Barbour, M. T. & Resh, V. H. (1997). Training reduces
1015 observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal of the North*
1016 *American Benthological Society*, 16(4) 853-860.
- 1017 Harding, J. S., Claassen, K. & Evers, N. (2006). Can forest fragments reset
1018 physical, water quality conditions in agricultural catchments, and act as refugia for
1019 forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, v:568, p.391-402.
- 1020 Hawkins, C. P., Cao, Y. & Roper, B. (2010). Method of predicting reference
1021 condition biota affects the performance and interpretation of ecological
1022 indices. *Freshwater Biology*, 55(5), 1066-1085.
- 1023 Iwata, T., Nakano, S. & Inoue, M. (2003). Impacts of past riparian deforestation
1024 on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological*
1025 *Applications*, 13(2), 461-473.
- 1026 Jones, J. I., Murphy, J. F., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S., & Armitage,
1027 P. D. (2012). the impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and*
1028 *Applications*, 28(8), 1055-1071.
- 1029 Karakassis, I. & Hatziyanni, E. (2000). Benthic disturbance due to fish farming
1030 analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress*
1031 *Series*, 203, 247-253.
- 1032 Karr, J. R. & Schlosser, I. J. (1978). Water resources and the land-water
1033 interface. *Science* 201: 229-23.
- 1034 Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities.
1035 *Fisheries* 6:21-27.
- 1036 Kaufmann, P. R.; Levine, P.; Robison, G. E.; Seeliger, C. & Peck, D. V. (1999).
1037 *Quantifying physical habitat in wadeable streams. U. S. Environmental Protection*
1038 *Agency, EPA/620/R-99/003, Whashington, D. C. 149p.*
- 1039 Kim, J. H., Oh, H. M., Kim, I. S., Lim, B. J. & An, K. G. (2013). Ecological
1040 Health Assessments of an Urban Lotic Ecosystem Using a Multimetric Model along
1041 with Physical Habitat and Chemical Water Quality Assessments. *International Journal of*
1042 *Environmental Research*, 7(3), 659-668.
- 1043 King, L., Hassan, M. A., Wei, X., Burge, L. & Chen, X. (2013). Wood dynamics
1044 in upland streams under different disturbance regimes. *Earth Surface Processes and*
1045 *Landforms*.
- 1046 Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., & Jones, I. (2011). The impacts of
1047 fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, 25(11), 1800-1821.

- 1048 Keenleyside, M. H. A. 1979. Diversity and Adaptations in Fish Behaviour.
1049 Berlin, Springer-Verlag.
- 1050 Kullander, S. O. (1986) Cichlid Fishes of the Amazon River drainage of Peru.
1051 Stockolm: Märstatryck Ab. 431 p.
- 1052 Lammert, M. & Allan, J. D. (1999). Assessing biotic biontegrity of streams:
1053 effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish
1054 and macroinvertebrates. *Environmental Management*, New York, 23(2):257:270.
- 1055 Landeiro, V., Hamada, N., Godoy, B. & Melo, A. (2010) Effects of litter patch
1056 area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central
1057 Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649, 355-363.
- 1058 Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. 2. ed. Elsevier,
1059 Amsterdam.
- 1060 Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for
1061 evaluating river health. *Freshwater biology*, 41(2), 373-391.
- 1062 Matias-Pereira, J. (1997). O processo de ocupação e de desenvolvimento da
1063 Amazônia: A implementação de políticas públicas e seus efeitos sobre o meio ambiente.
1064 *Revista de Informação Legislativa*, Brasília, v. 34, n. 134, p. 75-85, 1997. Disponível
1065 em: <http://hdl.handle.net/10482/902>
- 1066 Monteiro Júnior, C.S., Couceiro, S.R.M., Hamada, N. & Juen, L. (2013). Effect
1067 of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata
1068 communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology*, vol. 17, p. 113.
1069 <http://dx.doi.org/10.1080/13887890.2013.764798>
- 1070 Naiman, R. J., Decamps, H. & McClain, M. E. (2010). Riparia: ecology,
1071 conservation, and management of streamside communities. Access Online via Elsevier.
- 1072 Nakamura, F. & Yamada, H. (2005) Effects of pasture development on the
1073 ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecological*
1074 *Engineering*, 24, 539-550.
- 1075 Nelson, J.S. (2006). *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York.
- 1076 Nepstad, D. C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P.,
1077 Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V.
1078 (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and
1079 fire. *Nature*, 398(6727), 505-508.
- 1080 Nepstad, D., Carvalho, G., Cristina Barros, A., Alencar, A., Paulo Capobianco,
1081 J., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Silva Jr., U. L. & Prins, E. (2001). Road
1082 paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest ecology and*
1083 *management*, 154(3), 395-407

1084 Nerbonne, B. A. & Vondracek, B. (2000). Effects of local land use on physical
1085 habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA.
1086 *Environmental Management* 28: 87–99.

1087 Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., De Marco P. Jr., Gordo, M.,
1088 Fidelis, L., Batista, J. D. & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity and aquatic
1089 insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614, 117-131.

1090 Oliveira, L. L., Fontinhas, R. L., Lima, A. M. M., & Lima, R. J. S. (2002).
1091 Mapas dos parâmetros climatológicos do Estado do Pará: umidade, temperatura e
1092 insolação, médias anuais. In Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia.
1093 Sociedade Brasileira de Meteorologia, Fortaleza, CD-ROM.[Links].

1094 Oliveira, R. B. S., Castro, C. M., Baptista, D. F. (2008). Desenvolvimento de
1095 índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da
1096 integridade ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 12 (3): 487-505.

1097 Pacheco, N. A. & Bastos, T. X. (2008). Boletim agrometeorológico 2006: Tomé-
1098 Açú, PA. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 30p.

1099 Peck, D. V., A. T. Herlihy, B. H. Hill, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. J.
1100 Klemm, J. M. Lazorchak, F. H. McCormick, S. A. Peterson, P. L. Ringold, T. Magee &
1101 Cappaert, M. (2006). Environmental monitoring and assessment program-surface water
1102 western pilot study: field operations manual for wadeable streams, U.S. Environmental
1103 Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C..

1104 Peel, M.C., Finlayson, B.L. & McMahon, T.A. (2007). Updated world map of
1105 the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11(5):1633-1644

1106 Poff, N. L. & Ward, J. V. (1990). Physical habitat template of lotic systems:
1107 recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity.
1108 *Environmental Management*, 14(5), 629-645.

1109 Pollard, A. I. & Yuan, L. (2006). Community response patterns: evaluating
1110 benthic invertebrate composition in metal-polluted streams. *Ecological*
1111 *Applications*, 16(2), 645-655.

1112 Pusey, B. J. & A. H. Arthington. (2003). Importance of the riparian zone to the
1113 conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater*
1114 *Research*, Collingwood, 54: 1-16

1115 R Development Core Team. (2003). R: A language and environment for
1116 statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.

1117 Rawi, C. S. M., Al-Shami, S. A., Madrus, M. R., & Ahmad, A. H. (2013). Local
1118 effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams:
1119 implications for biological conservation. *Aquatic Ecology*, 1-11, 47:75–85.

- 1120 Relyea, C. D., Minshall, G. W., & Danehy, R. J. (2012). Development and
1121 validation of an aquatic fine sediment biotic index. *Environmental management*, 49(1),
1122 242-252.
- 1123 Roth, N. E., Southerland, M. T., Mercurio, G., Chaillou, J. C., Kazyak, P. F.,
1124 Stranko, S. S., Prochaska, A. P., Heim-Buch, D. G. & Schleiger, S. L. (2000). Use of an
1125 index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in
1126 west-central Georgia. *Transactions of the American Fishery Society* 129: 1118–1133.
- 1127 Sabino, J. & Zuanon, J. (1998). A stream fish assemblage in Central Amazonia:
1128 distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 8:201-
1129 210.
- 1130 Sazima, I. (1986). Similarities in feeding behavior between some marine and
1131 freshwater fishes in two tropical communities. *J. Fish. Biol.* 29:53-65.
- 1132 Senior, M. J., Hamer, K. C., Bottrell, S., Edwards, D. P., Fayle, T. M., Lucey, J.
1133 M., Mayhew, P. J., Newton, R., Peh, K. S. H., Sheldon, F. H., Stewart, C., Styring, A.
1134 R., Thom, M. D. F., Woodcock, P. & Hill, J. K. (2013). Trait-dependent declines of
1135 species following conversion of rain forest to oil palm plantations. *Biodiversity and*
1136 *conservation*, 22(1), 253-268.
- 1137 Souza, A. L. D., Fonseca, D. G., Libório, R. A. & Tanaka, M. O. (2013).
1138 Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-
1139 order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, 298, 12-18.
- 1140 Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies?
1141 *Journal of Animal Ecology*, 46(2), 337-365.
- 1142 Suga, C. M., & Tanaka, M. O. (2013). Influence of a forest remnant on
1143 macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, 703(1),
1144 203–213.
- 1145 Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology.
1146 *Transaction of American Geophysical Union*, v. 38, p. 913-920.
- 1147 Terra, B. D. F., Hughes, R. M., Francelino, M. R. & Araújo, F. G. (2013).
1148 Assessment of biotic condition of Atlantic Rain Forest streams: A fish-based
1149 multimetric approach. *Ecological Indicators*, 34, 136-148.
- 1150 Toham, A. K. & Teugels, G. G. (1999). First data on an Index of Biotic Integrity
1151 (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a
1152 tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29–38.
- 1153 Whittier, T. R.; Hughes, R. M.; Stoddard, J. L.; Lomnický, G. A.; Peck, D. V. &
1154 Herlihy, A. T. (2007). A structured approach for developing indices of biotic integrity:
1155 Three examples from streams and rivers in the western USA. *Transactions of the*
1156 *American Fisheries Society*, 136:718-735.

1157 Warren, D. R., Keeton, W. S., Bechtold, H. A. & Rosi-Marshall, E. J. (2013).
1158 Comparing streambed light availability and canopy cover in streams with old-growth
1159 versus early-mature riparian forests in western Oregon. *Aquatic sciences*, 75(4), 547-
1160 558.

1161 Winemiller, K. O., Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. (2008). Fish ecology
1162 in tropical streams. *Tropical stream ecology*, 107-146.

1163 Wright, J. P. & Flecker, A. S. (2004). Deforesting the riverscape: the effects of
1164 wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, n.
1165 120, p.439-447.

1166 Zar, J. H. (2009). *Biostatistical analysis*. 5^a ed. Prentice-Hall Inc., New Jersey,
1167 960p.

1168 Zuanon, J. & Sazima, I. (2005). Free meals on long-distance cruisers: the
1169 vampire fish rides giant catfishes in the Amazon. *Biota Neotropica*, 5(1), 109-114.

1170 Zuanon, J., Bockmann, F. A. & Sazima, I. (2006). A remarkable sand-dwelling
1171 fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of
1172 psammophily in South American freshwater fishes. *Neotropical Ichthyology*, 4(1), 107-
1173 118.

1174 Zuanon, J., Carvalho, L. N. & Sazima, I. (2006). A chamaleon characin: the
1175 plant-clinging and colour-changing *Ammocryprocharax elegans* (Characidae:
1176 Ctenuchidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 17 (3): 225-232.

1177
1178
1179
1180
1181
1182