

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
Campus MACAÉ - PROFESSOR ALOÍSIO TEIXEIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
CONSERVAÇÃO

Efeitos do impacto ambiental sobre a diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados aquáticos em áreas de mineração na Floresta Nacional Saracá-Taquera, PA (Brasil)

Larissa Cristina Duarte Corrêa

MACAÉ

2017

Efeitos do impacto ambiental sobre a diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados aquáticos em áreas de mineração na Floresta Nacional Saracá-Taquera, PA (Brasil)

Larissa Cristina Duarte Corrêa

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socio-Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro, *Campus* Professor Aloísio Teixeira-Macaé, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestrado em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Albert Luiz Suhett

Rio de Janeiro

Junho/2017

C824e Corrêa, Larissa Cristina Duarte
Efeitos do impacto ambiental sobre a diversidade taxonômica e funcional de macroinvertebrados aquáticos em áreas de mineração na Floresta Nacional Saracá-Taquera, PA (Brasil) / Larissa Cristina Duarte Corrêa. -- Rio de Janeiro, 2017.
136 f.

Orientador: Albert Luiz Suhett.
Coorientador: Marcos Paulo Figueiredo de Barros.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Macaé, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2017.

1. Biomonitoramento. 2. Macroinvertebrados aquáticos. 3. Diversidade Funcional. 4. Mineração. 5. Igarapé. I. Suhett, Albert Luiz, orient. II. Barros, Marcos Paulo Figueiredo de, coorient. III. Título.

.....colocar folha de aprovação....

Aos meus pais, por sempre estarem ao meu lado, dedico.

AGRADECIMENTO

Sem dúvida esses dois anos foram muito significativos, com escolhas difíceis, sonhos adiados e sonhos realizados, saudade nunca antes experimentada, amigos que se tornaram irmãos e colegas de laboratório que se tornaram parceiros na vida. Hoje sou grata por cada um desses momentos, os que alegraram-me o rosto e os que, com lágrimas, agregaram-me experiência e sabedoria. Primeiramente sou grata Àquele que me sustentou até o dia de hoje, “Senhor, meu Deus, O louvarei para sempre” (Sl 30:12b).

Agradeço aos meus orientadores Albert Luiz Suhett e Marcos Paulo Figueiredo de Barros pelo suporte e confiança nos momentos mais decisivos, pela solicitude sempre e pelos conselhos. Ao professor Francisco de Assis Esteves pelo vasto conhecimento concomitante ao fácil diálogo. Sou grata em especial pela oportunidade de participar do projeto igarapés na FLONA Saracá-Taquera por meio desta dissertação. Todos os momentos vividos naquele ambiente foram inesquecíveis, enriquecedores profissionalmente e indescritíveis pela realização pessoal de vivenciar a Amazônia.

Agradeço à Fundação Educacional de Macaé (FUNEMAC) e, na sequência, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão das bolsas de mestrado para realização deste trabalho, e também a MRN pela logística e colaboração para o desenvolvimento prático da pesquisa.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM, com vocês os dias em Macaé foram melhores. À Silvina e Rodrigo pela amizade e o enorme carinho com que sempre fui tratada, nossas quase infinitas conversas, conselhos acadêmicos, pelas caronas e também pela disposição para sair da rotina. Sil, obrigada mesmo por encarar alguns desafios junto comigo. Ao Thiago pelas muitas conversas de fim do dia no ônibus da UFRJ, pelo humor característico e sinceridade marcante. Ao Roberto pelos conselhos em campo e auxílio com meus mapas. À Raquel pelos gostosos lanches, pelos momentos de bate-papo sério ou reflexivo e pelas caronas. À Larissa, Vanessa e Thais pela alegria sempre contagiante. À Izabela e ao Bruno por sempre estarem dispostos a ajudar, contribuir e/ou orientar nas atividades no laboratório. À Alejandra pela troca de conhecimentos culturais, por seu enorme coração e disposição em ajudar; dividir casa com você, mesmo que por

pouco tempo, foi gratificante. Ao Enoque por tamanha presteza e simpatia. À Amanda, João, Carol, Kayza, Mariana e Cátia pelo auxílio sempre que foi preciso no laboratório e por estarem dispostos a aprender mais e cada vez melhor.

Agradeço ao Laboratório de Invertebrados (LABIN), Unidade de Sistemática e Ecologia de Organismos Bentônicos (SIEOB) do Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Sócio-Ambiental de Macaé (NUPEM). Professora Christine Ruta, sou grata pela parceria concernente ao espaço para a realização da identificação de parte da fauna estudada nesta dissertação, além das suas contribuições enquanto banca na minha qualificação.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Limnologia da UFRJ – Rio de Janeiro, fundão, pelo acolhimento principalmente nos últimos meses do mestrado. Ao Nicholas, Rayanne, Clarice e Vinicius por compartilharem conhecimentos e participarem de alguma forma do processo que culminou à conclusão deste documento.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Entomologia (LabEnt) – UFRJ pela disposição em sempre ajudar com eventuais dúvidas de caráter taxonômico, e também aos colegas e profissionais da área acadêmica Jorge Nessimian, Ronaldo Figueiró e Tatiana Docile por me acompanharem por mais essa etapa profissional. Aprendi e aprendo muito com vocês a cada nova oportunidade.

Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC), ao NUPEM e todos os seus funcionários pelo ambiente acolhedor e pelo empenho em cada função. À Marla pela gentileza e pelo respeito mútuo que sempre existiram. Aos professores que pude ter contato tanto em sala de aula quanto em conversas paralelas, sou grata pela troca de experiências, pelo ganho intelectual através de toda atividade desenvolvida e temas abordados e pela fácil interatividade.

Agradeço aos colegas da turma de mestrado de 2015 do PPG-CiAC por tantas risadas e discussões construtivas, pelo sentimento de equipe que nos cercava e por tantas histórias interessantes que pudemos compartilhar ao longo desse processo. Grata: Victor, Gessica, Roberta, Amanda, Juan e toda a turma. Marta, obrigada pelo carinho de mãe, pela alegria e pelas caronas. Danielly, minha amiga querida, obrigada por todos os momentos em que me emprestou ouvidos e ombros, por tantas piadas e assuntos internos, por confiar em mim para falar sobre teus assuntos e por tornar esse período mais leve.

Agradeço à minha amiga Rannyele, com quem tive a ótima oportunidade de dividir casa em Macaé, por todos os momentos divertidos, tristes, de reflexões e pela aprendizagem e troca de conhecimentos. Também sou grata à “dona” Graça e à Raquel que me acolheram bem mais do que inquilina, mas, com todo carinho, como uma amiga e quase parte da família.

Agradeço aos meus grandes amigos Isabor e Arthur, principalmente pela ótima sensação de que não importa o tempo ou a frequência com que mantemos nossas conversas pois a amizade continua firme, sincera, com respeito e zelo. À recente amiga Lydiane pela participação e auxílio durante a finalização deste documento. Também aos meus amigos e queridos irmãos Elaine, Gessany, Maitê, Joyce, Cláudia, Erica e Jorge, Cláudia e Sandro, Kátia e Lydio, Pedro, Wanessa e Márcio, Patrícia e Carlos, Tomás, Lucas, Eliza e Cindy por fazerem parte, em momentos e de maneiras diferentes, dessa etapa de minha vida, através de conselhos, atenção, compreensão, parceria e carinho.

Agradeço de coração à minha família, minha base. Aos meus pais, e melhores amigos, Davi e Sulian pelo apoio necessário em todos os momentos da minha vida, pelo amor e dedicação, pela sinceridade e companheirismo. À minha vó Maria por me receber tão generosamente em sua casa no primeiro mês do mestrado, enfrentando comigo alguns sacrifícios necessários. Ao meu avô, meus tios, primos e agregados também por me acompanharem. Amo todos vocês.

Gostaria de poder recordar de cada um que passou por meus momentos ao longo dessa caminhada, não obstante também deixo expressa minha gratidão a estes.

“ (...) to turn attention to the glory of God, that he [naturalist] may declare his works, and in the study of his creatures may see the loving-kindness of the Lord – may this in some measure be the fruit of my work...”

(William Kirby)

RESUMO

Na Amazônia, tanto a composição biológica quanto as características físicas e químicas de seus igarapés são intimamente dependentes da vegetação ripária, fonte de material orgânico utilizado como principal fonte de energia pela biota nesse ecossistema. Riachos em áreas de mineração sofrem impactos como a redução do aporte de recursos alóctones e assoreamento, como causa da retirada da vegetação marginal. Devido a diferentes sensibilidades dos representantes do grupo dos macroinvertebrados aquáticos às alterações do hábitat, esses organismos são utilizados na avaliação de impactos ambientais de origem antrópica em cursos de água doce. Os impactos gerados pela mineração podem reduzir a riqueza de táxons e grupos funcionais de macroinvertebrados, afetando sua função ecológica. Com o objetivo de investigar os efeitos dos impactos relacionados a atividades de mineração de bauxita sobre a riqueza e composição taxonômica e funcional alimentar da comunidade de macroinvertebrados, foram selecionados igarapés nas sub-bacias Araticum e Sacará, na Floresta Nacional Saracá-Taquera (PA, Brasil). Em cada sub-bacia foram amostrados igarapés "referência", os quais não sofrem influência da atividade de mineração, ou "sensíveis", que sofrem influência. Os macroinvertebrados foram amostrados durante os períodos de estiagem, correspondentes aos anos de 2009 a 2013. Para cada sub-bacia, os igarapés de referência e sensíveis foram comparados com relação às características ambientais e estruturais como turbidez e porcentagem de cobertura de dossel e riqueza taxonômica e funcional a partir de test t/ Mann Whitney, além da composição taxonômicas e composição funcionais, mediante PERMANOVA. Também foi averiguada a relação entre a riqueza taxonômica e a riqueza funcional utilizando regressão. Quanto à composição da fauna, igarapés sensíveis e de referência só se diferenciaram em termos taxonômicos, mas não funcionais. Isto ficou evidenciado pela menor quantidade de táxons encontrados exclusivamente em igarapés impactados em relação os de referência, para ambas as sub-bacias, enquanto os mesmos grupos funcionais alimentares estiveram presentes em todos os ambientes, embora em menor quantidade nos igarapés sensíveis. A riqueza taxonômica diferiu entre igarapés de referência e sensíveis, com redução significativa nos igarapés sensíveis em ambas as sub-bacias. A riqueza funcional foi significativamente menor nos igarapés sensíveis apenas em Saracá, possivelmente em função de diferenças observadas nas características ambientais e estruturais dos ambientes estudados. Ao comparar riqueza taxonômica e funcional, foi observada maior redundância funcional nos ambientes de referência em relação aos igarapés sensíveis. A menor riqueza funcional alimentar, associada à menor redundância funcional nos igarapés sensíveis em relação aos de referência demonstra a fragilidade destes ecossistemas diante de novas alterações ambientais. Conclui-se, portanto, que as análises realizadas podem ser ferramentas sensíveis à detecção de impactos ambientais em igarapés, e a interferência pelas atividades da mineração ao longo dos anos, e de modo constante em determinados igarapés pode ter refletido sobre alguns descritores ecológicos da fauna de macroinvertebrados

analisados. A permanência das atividades de mineração próximas ao curso d'água apresenta risco para a manutenção da estrutura ecológica do ecossistema aquático.

Palavras-chave: Macroinvertebrados aquáticos. Mineração. Biomonitoramento. Igarapé. Diversidade funcional.

ABSTRACT

In the Amazon, both the biological composition and the physical and chemical characteristics of its streams are closely dependent on riparian vegetation, a source of organic material used as the main source of energy by biota in this ecosystem. Streams in mining areas suffer impacts such as the reduction of the contribution of allochthonous resources and silting, as cause of the marginal vegetation withdrawal. Due to different sensitivities of the representatives of the group of aquatic macroinvertebrates to the alterations of the habitat, these organisms are used in the evaluation of anthropic environmental impacts in freshwater courses. The impacts generated by mining can reduce the richness of taxa and functional groups of macroinvertebrates, affecting its ecological function. In order to investigate the effects of bauxite mining-related impacts on the richness and taxonomic and functional composition of the macroinvertebrate community, streams were selected in the Araticum and Sacará sub-basins in the Saracá-Taquera National Forest (PA, Brazil). In each sub-basin, "reference" igarapés were sampled, which are not influenced by the mining activity, or "sensitive", which are influenced. The macroinvertebrates were sampled during the periods of drought, corresponding to the years 2009 to 2013. For each sub-basin, the reference and sensitive streams were compared with respect to environmental and structural characteristics such as turbidity and percentage of canopy cover and taxonomic richness and functional from test t / Mann Whitney, in addition to the taxonomic composition and functional composition, using PERMANOVA. The relationship between taxonomic richness and functional richness was also investigated using regression. Regarding the composition of the fauna, sensitive and reference streams differed only in taxonomic terms, but they were not functional. This was evidenced by the lower number of taxa found exclusively in impacted streams compared to reference basins for both sub-basins, while the same functional food groups were present in all environments, albeit to a lesser extent in sensitive streams. The taxonomic richness differed between reference and sensitive streams, with significant reduction in sensitive streams in both sub-basins. Functional richness was significantly lower in sensitive streams only in Saracá, possibly due to observed differences in the environmental and structural characteristics of the studied environments. When comparing taxonomic and functional richness, greater functional redundancy was observed in the reference environments in relation to the sensitive streams. The lower functional food richness, associated with less functional redundancy in sensitive streams compared to the reference ones, demonstrates the fragility of these ecosystems in the face of new environmental changes. It is concluded, therefore, that the analyzes carried out can be sensitive tools to the detection of environmental impacts in streams, and the interference by the mining activities over the years, and in a constant way in certain streams may have reflected on some ecological descriptors of the fauna of macroinvertebrates analyzed. The permanence of the mining activities near the watercourse presents a risk for the maintenance of the ecological structure of the aquatic ecosystem.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates. Mining. Biomonitoring. Stream. Functional diversity.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Localização da Floresta Nacional Saracá-Taquera/ICMBio (A), 33
unidade de conservação no estado do Pará (B), Brasil (C).
- Figura 2:** Localização da área de estudo no território brasileiro, no estado do 36
Pará (a). Sub-bacias Araticum, Jamari, Moura, Saracá e Urupuanã e principais rios e lagos da região (b). Igarapés estudados nas sub-bacias Araticum (em amarelo) e Saracá (em verde) pertencentes à bacia de drenagem do lago Sapucuá que desagua no Rio Trombetas (c).
- Figura 3:** Trecho de igarapé de referência, Severino03, na sub-bacia Araticum 38
(a) e, MBS03, na Sub-bacia Saracá (b) e trecho de igarapé sensível, Aviso 01, na sub-bacia Araticum, observada água turva (c) e, Saracazinho 01, na sub-bacia Saracá, observada forte intervenção sobre vegetação ripária (d), na Flores Nacional Saracá-Taquera, Pará.
- Figura 4:** Desenho amostral do total de coletas consideradas para os diferentes 39
igarapés selecionados nas sub-bacias Araticum e Saracá. Para cada sub-bacia, igarapés de referência e sensíveis considerando os anos amostrados.
- Figura 5:** Metodologias realizadas em campo. Coleta de amostra de água para 40
posterior determinação da turbidez e pH em laboratório (a), método utilizando um *quadrat* para determinação da porcentagem de cobertura de dossel (b) e coleta de sedimento para posterior avaliação das características granulométricas e teor de matéria orgânica, em laboratório (c).
- Figura 6:** Triagem a olho nu realizada em bandejas plásticas sobre base 42
iluminadora (a) e identificação dos macroinvertebrados aquáticos sob estereomicroscópio (b).
- Figura 7:** Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas 49
dos componentes do leito (porcentagem dos componentes orgânicos como tronco, alga, raiz, macrófita, folhicho e galho), granulometria (porcentagem de componentes finos do sedimento), porcentagem de cobertura de dossel e turbidez em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Os códigos referentes aos igarapés constam na tabela 1. Os eixos 1 e 2b explicam, respectivamente 38,6 % e 26,6% da variabilidade dos dados.
- Figura 8:** Comparações da variável ambiental turbidez entre igarapés de 50
referência e igarapés sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b) Removido *outlier* (25.1) de um igarapé sensível em Araticum. As comparações

foram feitas com teste t ($p < 0,05$) para Saracá e com Mann Whitney para Araticum. Letras diferentes sobre os *boxplots* indicam diferenças significativas.

Figura 9: Comparações da variável ambiental porcentagem de cobertura de dossel entre igarapés de referência e igarapés sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste de Mann Whitney para as duas sub-bacias. Letras diferentes sobre os *boxplots* indicam diferenças significativas. 51

Figura 10: Comparações da riqueza taxonômica entre os igarapés de referência e os igarapés sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste t ($p < 0,05$) para Saracá e Mann Whitney para Araticum. Letras diferentes sobre os *boxplots* indicam diferenças significativas. 54

Figura 11: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com base nos dados de composição taxonômica (matriz de Jaccard) da sub-bacia Saracá na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição da fauna em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem. 55

Figura 12: Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância total dos macroinvertebrados aquáticos coletados na sub-bacia Araticum na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição da fauna em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem. 56

Figura 13: Análise de correspondência canônica das variáveis bióticas em relação às abióticas e estruturais obtidas nos igarapés selecionados nas sub-bacias Saracá, Pará. As abreviaturas referentes aos táxons constam no anexo 10. As variáveis abióticas e estruturais: Componentes do leito (como tronco, alga, raiz, macrófita, folhço e galho; com scores da ACP), Dossel (porcentagem de cobertura de dossel), Granulometria (componentes finos do sedimento; com scores da ACP) e Turbidez. 58

Figura 14: Análise de correspondência canônica das variáveis bióticas em relação às abióticas e estruturais obtidas nos igarapés selecionados nas sub-bacias Araticum, Pará. As abreviaturas referentes aos táxons constam no anexo 10. As variáveis abióticas e estruturais: Componentes do leito (como tronco, alga, raiz, macrófita, folhço e galho; com scores da ACP), Dossel (porcentagem de cobertura de dossel), Granulometria (componentes finos do sedimento; com scores da ACP) e Turbidez. 59

- Figura 15:** Porcentagem dos grupos funcionais de alimentação nos igarapés de referência e sensíveis, analisados na sub-bacia Saracá, Pará. 60
- Figura 16:** Porcentagem dos grupos funcionais de alimentação nos igarapés de referência e sensíveis, analisados na sub-bacia Araticum, Pará. 61
- Figura 17:** Comparações da riqueza funcional alimentar entre igarapés de referência e igarapés sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste *t* e letras diferentes sobre os *boxplots* indicam diferenças significativas ($p < 0,05$). 62
- Figura 18:** Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância dos grupos funcionais alimentares dos macroinvertebrados coletados na sub-bacia Araticum na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição dos grupos em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem. 63
- Figura 19:** Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância dos grupos funcionais alimentares dos macroinvertebrados coletados na sub-bacia Araticum na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição dos grupos em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem. 64
- Figura 21:** Retirada da vegetação ripária e consequente modificação do leito no igarapé Saracazinho 01 em setembro de 2012 (a), e em outubro de 2015 (b). 67

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1:** Pontos amostrais estudados, código dos igarapés plotados no mapa (figura 2), coordenadas geográficas (em UTM), ordem dos igarapés, status classificado quanto a presença ou ausência de atividade de mineração e os anos analisados, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 37
- Tabela 2:** Frações granulométricas do sedimento e as respectivas classificações na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 41
- Tabela 3:** Valores das variáveis abióticas e estruturais obtidos em cada de igarapé analisado, de acordo com o ano da amostragem, para a sub-bacia Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Temperatura da água; pH; O² - Oxigênio dissolvido na água; Dossel – porcentagem de cobertura de dossel. Fundo cinza representa apenas os igarapés sensíveis dentre as sub-bacias analisadas e fundo branco, os igarapés de referência. 46
- Tabela 4:** Médias e desvios padrão das variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido turbidez e cobertura de dossel, por categoria de ambiente analisado e por sub-bacia na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 48
- Tabela 5:** Distribuição de táxons com ocorrência apenas em uma categoria de ambiente analisada, referência ou sensível, para cada uma das sub-bacias analisadas na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Em negrito táxons que tiveram ocorrência exclusiva em ambientes de referência para ambas sub-bacias. 52

LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1:** Frações da granulometria do sedimento registradas, de acordo com o ano de amostragem, para as sub-bacias Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. S – sensível, Sa – Saracá, R – referência, A – Araticum. 99
- Anexo 2:** Componentes do leito, de acordo com o ano de amostragem, para a sub-bacia Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. S – sensível, Sa – Saracá, R – referência, A – Araticum. 101
- Anexo 3:** Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas das frações da granulometria do sedimento em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Na sub-bacia Saracá: em azul os igarapés de referência e em vermelho os igarapés sensíveis. Na sub-bacia Araticum: em verde os igarapés de referência e em amarelo os igarapés sensíveis. 104
- Anexo 4:** Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas dos componentes do leito (porcentagem de argila, areia, cascalho, tronco, alga, raiz, macrófita, folhiço e galho) em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Na sub-bacia Saracá: em azul os igarapés de referência e em vermelho os igarapés sensíveis. Na sub-bacia Araticum: em verde os igarapés de referência e em amarelo os igarapés sensíveis. 104
- Anexo 5:** Autovalores referentes a PCA com dados da granulometria, turbidez, componentes do leito e porcentagem de cobertura de dossel nos igarapés estudados na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 105
- Anexo 6:** Autovetores referentes à PCA com dados da granulometria, turbidez, componentes do leito e porcentagem de cobertura de dossel nos igarapés estudados na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 105
- Anexo 7:** Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2010, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – setembro, Out – outubro. 106
- Anexo 8:** Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés sensíveis selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set –setembro, Out – outubro. 118
- Anexo 9:** Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência e sensíveis selecionados na sub-bacia Saracá entre 2009 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – setembro, Out – outubro. 124

- Anexo 10:** Abreviaturas, utilizadas na ACC, referentes aos táxons amostrados nos igarapés selecionados na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 130
- Anexo 11:** Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura. 132
- Anexo 12:** Valores de riqueza taxonômica e riqueza funcional (FRic) para os igarapés de referência e sensíveis selecionados nas sub-bacias Saracá e Araticum, entre os anos de 2009 e 2013, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. 137

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	vi
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xii
LISTA DE FIGURAS.....	xiv
LISTA DE TABELAS.....	xvii
LISTA DE ANEXOS.....	xviii
SUMÁRIO.....	xx
1. INTRODUÇÃO.....	22
1.1. Alterações ambientais de origem antrópica.....	22
1.2. Os macroinvertebrados como bioindicadores.....	24
1.3. Grupos funcionais alimentares.....	28
2. OBJETIVOS.....	32
2.1. Geral.....	32
2.2. Específicos:	32
3. METODOLOGIA.....	33
3.1. Área de estudo	33
3.2. Delineamento amostral.....	37
3.2.1. Metodologias realizadas em campo.....	39
3.2.2. Metodologias realizadas em laboratório.....	41
3.3. Coleta, triagem e identificação da fauna de macroinvertebrados aquáticos... 41	
3.4. Análise dos dados	43
4. RESULTADOS.....	45
4.1. Caracterização dos igarapés estudados.....	45
4.2. Composição e riqueza taxonômica da fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	51

4.2.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos taxonômicos.....	55
4.3. Relação entre as variáveis abióticas e a fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	57
4.4. Composição e riqueza funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos..	59
4.4.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos funcionais.....	62
4.5. Relação entre riqueza taxonômica e funcional dos macroinvertebrados aquáticos.....	64
5. DISCUSSÃO	65
5.1. Caracterização dos igarapés estudados.....	65
5.2. Composição e riqueza taxonômica da fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	69
5.2.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos taxonômicos.....	74
5.3. Relação entre as variáveis abióticas e a fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	75
5.4. Composição e riqueza funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos.....	77
5.4.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos funcionais.....	80
5.5. Relação entre riqueza taxonômica e funcional dos macroinvertebrados aquáticos.....	81
6. CONCLUSÕES.....	84
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	85

1. INTRODUÇÃO

Na Amazônia, uma densa rede de pequenos riachos recorta as florestas de terra firme, sendo responsável por criar uma heterogeneidade estrutural característica nessa região, não submetida aos pulsos de inundação dos rios maiores (Lima; Gascon, 1999). Junto a esses inúmeros pequenos riachos estão rios, lagos e áreas alagadas constituindo uma das redes hídricas mais densas do planeta. Com cerca de 700.000 km², a bacia Amazônica é reconhecida como a maior bacia de drenagem do mundo (Junk, 1983; Lima, 1999; Hamada *et al.*, 2014).

É reconhecida a importância cultural desses pequenos cursos d'água amazônicos não só para a ocupação indígena, como também para as populações que vivem às beiras e encostas de terra firme nessa região. A partir da “*igara*” (embarcação típica e fundamental, construída por escavação do tronco de uma só árvore) é possível percorrer certo “*apé* ou *pé*” (caminho). Dessa forma o termo igarapé passou a designar esses pequenos riachos amazônicos que servem como estradas facilitando a circulação de seus habitantes (Ab'saber, 2003).

Os igarapés recebem pouca incidência luminosa na superfície da água devido a densa cobertura florestal presente às margens, o que influencia não só na baixa oscilação de temperatura ao longo do ano (Knight; Bottorff, 1984), como também gera acentuada redução da produção primária aquática uma vez que nesse ecossistema torna-se limitado o número de produtores como fitoplâncton (Walker, 2009) e de macrófitas (Martins *et al.*, 2014). Com a baixa ou limitada produção primária local, predomina o metabolismo heterotrófico. Logo, a matéria orgânica de origem alóctone passa a ser a principal fonte de energia para o ecossistema (Vannote 1980; Knight; Bottorff, 1984; Cummins *et al.*, 1995; Esteves e Gonçalves 2011; Weathers *et al.*, 2015).

Dessa forma, tanto a composição biológica quanto as características físicas e químicas nesses cursos d'água estão intimamente dependentes dos recursos advindos da vegetação adjacente (Fittkau 1964, 1967; Handerson; Walker, 1986; Nessimian *et al.*, 1998; Mendonça *et al.*, 2008).

1.1. Alterações ambientais de origem antrópica

Múltiplas alterações ambientais decorrentes da ação humana têm interferido e afetado de modo significativo diferentes tipos de ecossistemas de água doce, como

lagos, reservatórios e rios, no mundo inteiro. Dentre estas alterações estão a eutrofização artificial, construção de barragens e represas, retificação e desvio do curso natural de rios, desmatamento e uso inadequado do solo em áreas ripárias, atividades mineradoras e homogeneização da calha de rios (Goulart; Callisto, 2003; Hall *et al.*, 2006; Hamada *et al.*, 2014).

As alterações ambientais, desde despejo de esgoto doméstico e industrial em cursos d'água, até o desmatamento da vegetação ripária, agricultura extensiva e atividade de mineração têm elevado potencial de modificar os atributos químicos, a estrutura física, qualidade do habitat nos cursos d'água e a biodiversidade das comunidades aquáticas (Callisto *et al.*, 1998; Callisto *et al.*, 2004; Mesa *et al.*, 2013).

No Brasil, em regiões com atividade de mineração os principais impactos ambientais estão relacionados à poluição da água, poluição do ar, poluição sonora, e subsidência do terreno (MMA, 2002), além dos impactos sobre a fauna e flora (Barreto, 2001). No contexto dos sistemas aquáticos são observados impactos como assoreamento com origem no desmoronamento de pilhas de argila depositada ou de áreas desmatadas, causando mudança principalmente na turbidez e alteração da disponibilidade de recursos alimentares autóctones para a biota aquática (Barreto, 2001; Figueiredo *et al.*, 2010; Enríquez, 2015). Tradicionalmente como forma de detectar alterações na qualidade ecológica em corpos hídricos têm sido utilizadas medições de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, muitos medidos *in situ* (Pratt; Coler 1976; Metcalfe, 1989; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008; Halstead *et al.* 2014).

O conhecimento das características ambientais e o funcionamento desse tipo de ecossistema é essencial, por isso trabalhos como o de Sioli (1965), com estudos químicos da água, e Fittkau (1964), (1967) e (1970a), com descrições de características morfológicas e limnológicas em igarapés, apresentam grande relevância, sendo pioneiros na região Amazônica (Hannaford *et al.* 1997; Melo, 2014). Porém existem diferentes limitações com a utilização de somente parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos para avaliar a qualidade das águas. Ao avaliar os dados químicos, obtemos informações mais de caráter instantâneo do ambiente, onde talvez exista um cenário altamente dinâmico. Por isso, tornam-se necessárias diferentes amostragens dos mesmos parâmetros no local de estudo para uma avaliação mais precisa. (Pratt; Coler, 1976; De Pauw; Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989; Whitfield, 2001).

1.2. Os macroinvertebrados como bioindicadores

Por outro lado, alguns organismos têm a capacidade de preservar um registro contínuo do ambiente ao longo de suas vidas, também sendo mais sensíveis para detecção de perturbações mais sutis no ambiente, como é o caso de impactos de fontes difusas (Whitfield, 2001, Pratt; Coler, 1976). Esses organismos são conhecidos como bioindicadores, pois conseguem reagir a um estresse no ambiente onde estão inseridos, sendo mais sensíveis ou tolerantes. Os efeitos do estressor sobre esses organismos podem ser refletidos na sua abundância ou comportamento (Bonada *et al.*, 2006; Buss *et al.*, 2008). Em estudos com bioindicadores aquáticos é possível identificar a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia hidrográfica analisando a presença, quantidade e distribuição destes dentro do local de estudo (Callisto; Gonçalves Júnior, 2002). Esse método biológico de avaliação é então conhecido como biomonitoramento, cuja definição mais aceita e utilizada é “o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antrópicas” (Matthews *et al.*, 1982; Buss *et al.*, 2003).

Logo, autores como Metcalfe (1989) destacam que considerar não só os parâmetros físicos e químicos mas também os biológicos ao avaliar a qualidade das águas pode fornecer um espectro mais amplo e ideal a respeito de informações para a gestão adequada deste recurso natural, pois os parâmetros biológicos são capazes de medir os efeitos reais de uma alteração ambiental sobre a biota.

Apesar de bem aceita a utilização da abordagem integradora (*i.e.* parâmetros físicos, químicos e biológicos) na avaliação da qualidade da água na literatura nacional e internacional, ainda não existe o devido reconhecimento legal e assiduidade em implementar essa metodologia no Brasil, refletidos nos dispositivos legais no país (referência até 2005). Como descrevem Buss *et al.* (2003) após análise do documento *Programa Monitore* do Ministério do Meio Ambiente, projeto cujo objetivo era gerar e viabilizar informações a respeito da qualidade ambiental no país, a maioria dos projetos desse programa que tratam do monitoramento da qualidade das águas em rios, segundo os autores, adotam apenas o critério físico-químico-e/ou bacteriológico (MMA, 1998; Junior, 2000). De modo semelhante, em 17 de março de 2005 a Resolução CONAMA 357 apesar de comentar sobre a utilização de

indicadores biológicos (organismos e/ou comunidades aquáticas) na avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, restringe a sua utilização para casos ditos “apropriados”.

Adicionalmente aos métodos anteriormente abordados para monitoramento da água, as classificações das estratégias de alimentação da biota aquática utilizadas em análises funcionais podem exercer um papel importante no biomonitoramento, além de ajudar a compreender melhor a relação dos organismos com o ecossistema (Charvet *et al.*, 1998; Príncipe *et al.*, 2010). De acordo com Hynes (1970), os organismos bentônicos apresentam estreita associação com tipos específicos de substratos, apresentando modificações morfológicas como parte do processo de forrageamento, além das especializações mediante os tipos de recursos adquiridos por eles, de origem alóctone ou por deriva.

Diferentes organismos são sensíveis ao estresse produzido por diferentes impactos ambientais tais como a poluição e modificação do habitat, por isso são frequentemente utilizados como ferramentas para avaliação da qualidade da água, como: algas, bactérias, fitoplâncton, macroinvertebrados, peixes e zooplâncton (Pratt; Coler, 1976; Karr, 1981; Rosenberg; Resh, 1993; Barbour *et al.*, 1999; Pompêo, 2008; Lavoie *et al.*, 2004; Uttah *et al.*, 2008; Uttah *et al.*, 2012). Dentre estes, de acordo com Griffith *et al.* (2005), peixes, algas e os macroinvertebrados são os grupos mais comumente utilizados como organismos bioindicadores.

Embora a utilização de indicadores biológicos para avaliação da qualidade da água tenha iniciado na primeira década do século XX com Kolkwitz e Marsson (1909), ao estudarem bactérias, fungos e protozoários e o nível de poluição em rios, é reconhecido que o grupo dos macroinvertebrados ao longo dos anos ganhou espaço e aceitação nas pesquisas científicas (Rosenberg; Resh, 1993; Buss *et al.* 2003; Callisto *et al.*, 2004; Bonada *et al.*, 2006; Docile; Figueiró, 2013; Hamada *et al.*, 2014).

Esses organismos aquáticos, compostos majoritariamente por larvas (e alguns adultos) de insetos aquáticos, anelídeos, moluscos, crustáceos e nematódeos, são importantes e abundantes componentes da biota aquática encontrados no leito dos corpos d'água lênticos ou lóticos por pelo menos um determinado período do seu ciclo de vida, associados a substratos orgânicos e inorgânicos (Rosenberg; Resh, 1993; Callisto, 2000; Spellman, 2008). Particularmente em riachos, os representantes deste grupo utilizam como fonte de energia folhíço de origem terrestre e outros materiais vegetais, como raízes e galhos, além de servirem como alimento para outros

organismos (invertebrados ou vertebrados), desempenham papel essencial na ciclagem de nutrientes do ambiente. (Moulton *et al.*, 2010; Knight; Bottorff 1984; Kikuchi; Uieda, 1998).

De acordo com alguns autores, a escolha dos macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores se deu preferencialmente devido a um conjunto de características: Reagem rapidamente a poluentes de vários tipos sendo diferencialmente sensíveis a estes; São encontrados em vários tipos de ambientes, são abundantes e relativamente fáceis de serem coletados, identificados e contados (comparando a microorganismos e plâncton); São representativos das condições locais dos pontos onde foram coletados, uma vez que são relativamente sedentários; Apresentam ciclos de vida longos o suficiente para fornecerem registro de qualidade ambiental e por representarem um grupo bastante heterogêneo aumenta-se a probabilidade de uma boa resposta a determinado impacto ambiental (Pratt; Coler, 1976; Metcalfe, 1989).

No Brasil, trabalhos com biomonitoramento utilizando macroinvertebrados envolvendo comparações de locais impactados com origem em ações antrópicas em relação a ambientes preservados começaram a ser datados a partir da década de 90 (Melo, 2014). Na região Amazônica, com trabalhos como o de Callisto e Esteves (1995, 1996), investigando a influência do rejeito de bauxita na estrutura e distribuição espacial e temporal dos macroinvertebrados bentônicos, e também a relação com a composição da granulometria do sedimento, realizados em ambiente lênticos (Lago Batata). Já na região sudeste trabalhos em riachos, como o de Marques *et al.* (1999), investigaram os padrões de distribuição e abundância de larvas de Chironominae (Diptera, Insecta) ao longo da bacia do Rio Doce, local também sob influência de atividade mineradora, além de garimpo, siderurgia e monocultura de *Eucalyptus spp.*, e também Roque *et al.* (2003), analisando a diversidade de macroinvertebrados nos rios do Parque Estadual do Jaraguá (SP), local com grande pressão antrópica, com impactos devido à construção de barragens, poluição e desmatamento.

Em igarapés, como determinantes da estrutura da comunidade de macroinvertebrados estão a composição e abundância das comunidades vegetais ciliares, formações florestais às margens dos cursos d'água. Isto por que a densa cobertura vegetal predominante nesses cursos d'água de pequena ordem dificulta a entrada de luz nos sistemas, ocasionando redução na produção autotrófica e tornando a teia alimentar fortemente dependente dos recursos alóctones. Além disso, essa

densa cobertura é responsável por caracterizar micro-habitats (e.g. áreas com leito composto por: areia, cascalho, macrófita, folhiço, raiz ou por composição de mais de uma categoria de substrato) e meso-habitats (e.g. remanso, corredeira) para a biota aquática na medida em que disponibiliza material alóctone a esse ecossistema (Cummins, 1974; Nilsson *et al.*, 1994; Uieda; Motta, 2007; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008).

Com a degradação da vegetação ripária aumenta a entrada de luz no ecossistema aquático bem como o aumento do aporte de sedimentos. Logo os diferentes micro-habitats presentes nos pequenos cursos d'água são facilmente modificados. Por consequência, a biota associada aos micro-habitats pode ser modificada através de perdas e/ou substituições de espécies (Price *et al.*, 2003; Hernandez *et al.*, 2005; Fidelis *et al.*, 2008; Yoshimura, 2012).

Além das comunidades vegetais ciliares, outros fatores também são responsáveis por determinar a estrutura dessa fauna aquática, como a turbidez, teor de matéria orgânica dissolvida e no sedimento, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura (Allan, 1995; Oliveira; Callisto, 2010). Dentre estes fatores está a deposição de sedimentos inorgânicos, desde areia mais grossa até argila, em sistemas lóticos. Wood e Armitage (1997) destacaram fatores como solos expostos a erosão e atividades antropogênicas sendo responsáveis pelo aporte dos sedimentos finos para os cursos d'água, além disso consideram o potencial de atividades como a mineração em aumentar a mobilização de grande volume de sedimentos em cursos d'água doce. Os elevados níveis de aporte de sedimentos, por sua vez, podem alterar significativamente o conjunto faunístico natural de uma região (Carling 1984; Davies-Colley *et al.*, 1992).

Quanto ao grupo dos macroinvertebrados, a suspensão e deposição de sedimentos finos resulta em: a) alteração da composição do substrato e a adequação deste para alguns táxons; b) aumento da deriva em decorrência da deposição de sedimentos ou à instabilidade do substrato; c) influência na respiração de alguns táxons devido à deposição dos sedimentos nas estruturas respiratórias e d) Implicação quanto às atividades de alimentação de alguns táxons; prejuízo para organismos filtradores devido ao aumento dos sedimentos em suspensão, como salientaram Wood e Armitage (1997) em sua revisão.

Por outro lado, alguns trabalhos apontam o claro favorecimento (geralmente expresso em aumento populacional), de alguns invertebrados bentônicos associados

ao sedimento fino quando há aumento no volume desse substrato no leito. Isso se dá pois alguns táxons utilizam na construção de abrigos (tubos construídos com seda produzidas pelas glândulas salivares agregada à partículas de sedimento do leito (e.g. Chironomidae) (Hamada *et al.*, 2014); outros táxons se abrigam no sedimento no período diurno (e.g. Chaoboridae) (Bezerra-Neto; Pinto-Coelho, 2002); e outros constroem túneis no sedimento (e.g. Oligochaeta e *Campsurus notatus* (Ephemeroptera) (Leal *et al.*, 2007; Brown, 2013) . Isto enfatiza que é indispensável compreender não só os requisitos alimentares específicos da biota, mas a sua relação com o substrato, no caso deste estudo, com relação a deposição de sedimentos finos (Callisto; Esteves, 1995; Dudgeon, 1994; Armitage, 1995; Wood; Armitage, 1997; Baptista *et al.*, 2006).

1.3. Grupos funcionais alimentares

Em 1967, Richard B. Root propôs o conceito de guilda. De acordo com Root, todo grupo de espécies que explora, de maneira semelhante, a mesma classe de recursos ambientais é então definida como guilda, sendo este um meio de agrupar diferentes espécies, desconsiderando sua posição taxonômica, que apresenta significativas sobreposições de nicho (Root, 1967; Hawkins; MacMahon, 1989; Barrows, 2011). Este conceito se tornou útil por conseguir fornecer um grau razoável de classificação tanto de vertebrados quanto de invertebrados nos ecossistemas aquáticos mediante suas funções tróficas, o que não seria adequado ao considerar somente o tipo de recurso alimentar já que nesses ambientes é observado alto grau de polifagia (Allan; Castillo, 2007)

Com base nessa definição de guilda, nas limitações taxonômicas detectadas na época e com o reconhecimento de que os papéis funcionais dos invertebrados poderiam ser úteis para a compreensão dos ecossistemas aquáticos, foram desenvolvidas metodologias para analisar o status funcional desse grupo de organismos; inicialmente para pequenos riachos, por Cummins 1973, 1974 (Merritt *et al.*, 2002; Barrows, 2011).

Portanto, como uma analogia ao conceito de guilda de Root 1967, foram propostos por Cummins (1973) os Grupos Funcionais de Alimentação - GFA (*Functional Feeding Groups* – FFG), uma abordagem funcional para a análise dos

invertebrados aquáticos. Com esta, é importante observar que o principal não é salientar o recurso alimentar adquirido, mas sim a morfologia e o comportamento dos invertebrados durante o processo de aquisição dos recursos alimentares (Allan; Castillo, 2007; Cummins, 2016). Apesar de não ignorar a taxonomia, exige menor detalhamento em relação a caracteres morfológicos (Ramírez; Gutiérrez-Fonseca, 2014). Dessa forma, esta provou ser uma abordagem eficaz para proporcionar uma “janela” através da qual pode ser vista a organização funcional dos ecossistemas de água corrente. Além disso, fornece uma importante visão sobre qual recurso alimentar apresenta predominância em determinado trecho estudado e possibilita observar de que forma diferentes grupos de organismos respondem às variáveis ambientais. (Cummins, 1994; Allan; Castillo, 2007).

Com relação às categorias basais de alimentos, os macroinvertebrados aquáticos foram classificados em: (1) Fragmentadores, que transformam matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1mm de tamanho), como pedaços de plantas, madeiras e outras partículas orgânicas, em matéria orgânica particulada fina (MOPF < 1mm de tamanho) através de corte ou mastigação; (2) Coletores, que utilizam a MOPF para alimentação. Os coletores-filtradores, capturam as partículas em suspensão na coluna d'água, em alguns casos pela construção de elaboradas redes, os coletores-catadores capturam as partículas depositadas no leito dos riachos, em alguns casos a partir da construção de tubos no sedimento fino ou utilizando estruturas corporais para auxiliar o revolvimento do sedimento na liteira no leito dos riachos; (3) Raspadores, que alimentam-se de perifíton (comunidade de microbiota também composta por algas, bactérias e fungos), e atuam removendo-o de substratos como rochas e troncos, onde normalmente está aderido; (4) Predadores perfuradores, pois absorvem os fluidos corporais de suas presas e os engolidores que se alimentam de partes ou do animal inteiro e vivo (Cummins, 1973, 1974; Baptista *et al.*, 2006; Nessimian; Henriques-Oliveira, 2007; Ferragut 2011; Ramírez; Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Como existem mudanças na disponibilidade e abundância dos recursos alimentares através do tempo e do espaço, considera-se que os recursos alimentares variam da cabeceira à foz do rio, influenciados por diferentes características como o sombreamento e o tamanho do curso d'água. Naturalmente, espera-se que trechos mais próximos à cabeceira apresentem mais oferta de matéria orgânica particulada grossa e em trechos com menor influência da vegetação ripária (trecho inferior) mais

oferta de matéria orgânica particulada fina. Além disso, são observadas mudanças nas propriedades químicas e físicas da água ao longo da extensão do curso d'água e modificação também nas proporções dos correspondentes grupos alimentares funcionais de invertebrados aquáticos que ocorrem simultaneamente nesses ambientes (Vannote *et al.*, 1980; Nessimian *et al.*, 1998; Hauer; Lamberti, 2007; Uieda; Motta, 2007). Dessa forma, o conjunto de adaptações alimentares encontradas nesses organismos está relacionado com suas categorias de recursos alimentares.

Por esses motivos, a abordagem funcional torna-se sensível a impactos subsequentes ao uso do solo na bacia, principalmente decorrente a degradação da vegetação ciliar (Cummins *et al.*, 2005), responsável por alterar o tipo de recursos predominantes em determinados trechos nos riachos.

Inúmeros estudos evidenciam a importância da biodiversidade, envolvendo seus aspectos tanto taxonômicos como funcionais, para o funcionamento dos ecossistemas, afetando a forma como estes reagem a perturbações ambientais (Caliman *et al.*, 2007; Magurran; Henderson, 2010). Tanto a diversidade taxonômica como a funcional podem sofrer alterações, dependendo das características ambientais como a localização geográfica e as características físico-químicas, ou mesmo após um impacto ambiental. No entanto, pode-se esperar que a diversidade funcional seja mais sensível aos impactos que a taxonômica, uma vez que a alteração no ambiente terrestre influencia diretamente na disponibilidade dos recursos alimentares para a biota aquática (Vannote *et al.* 1980; Mesa *et al.*, 2013).

Portanto é de se esperar que impactos decorrentes de atividades de mineração em igarapés, afetando as características ambientais e a disponibilidade (quantitativa e qualitativa de recursos alimentares), influencie a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, tanto taxonômica como funcionalmente, afetando as funções ambientais desempenhadas por estes organismos e os potenciais usos destes ambientes (Bozelli *et al.*, 2000).

O estudo foi realizado em igarapés da Floresta Nacional Saracá-Taquera, próximo ao município de Oriximiná. Esta região promove a lavra da bauxita desde o início de sua delimitação, e toda a produção desse mineral até 1997 foi resultado de operações realizadas no platô Saracá. Após 2000 a empresa também começou a realizar operações nos platôs Almeidas e Aviso (IBAMA, 2001; Serviço Florestal Brasileiro, 2016). Em 2014, de acordo com a meta anual de produção da empresa, o desmate causado pela atividade da mineração apresentava variação de 400 a 500 ha

por ano. Segundo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2014), pode ser considerado o extremo da degradação ambiental a formação artificial de ecossistemas que substituam essas áreas já desmatadas, uma vez que são alteradas diferentes características do solo original. Portanto, mais pontos de extração potencialmente afetariam negativamente habitats e espécies da região.

De uma forma geral as comunidades ribeirinhas, residentes ao longo dos rios e lagos do município, apresentam como principais atividades de produção (também observada atividade econômica) a agricultura de subsistência em roçados, extrativismo de produtos da floresta, a caça, criação de animais para autoconsumo e a pesca (Câncio; Araújo, 2014; ICMBio, 2014; Serviço Florestal Brasileiro, 2016). A pesca, como um hábito das comunidades e utilizada como complementação alimentar, também é notificada como responsável por contribuir com uma parcela na fonte de renda para essas populações, principalmente durante as entressafras da castanha-do-pará (Alcántara, 2010; ICMBio, 2014).

Além da importância dos igarapés do ponto de vista social e ambiental, pelos diversos processos ecológicos, e pelos usos históricos destes ambientes pelas populações locais, também existe o papel chave dos macroinvertebrados como base da teia trófica local, auxiliando no sustento de famílias, que apresentam importante parte de sua alimentação advinda da pesca. Devido a isso, acreditamos que são de grande relevância estudos que tenham por objetivo melhorar o conhecimento sobre estes sistemas, sobre a forma como estes são afetados por perturbações antrópicas e nortear medidas para a sua conservação, visando manter sua funcionalidade.

Dessa forma, o presente trabalho tem por principais hipóteses que: a) As riquezas taxonômica e funcional do grupo dos macroinvertebrados aquáticos são negativamente afetadas pelo grau de impacto ambiental por mineração em igarapés e b) Os efeitos dos impactos ambientais sobre a riqueza funcional são mais intensos do que sobre a riqueza taxonômica.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Investigar os efeitos dos impactos relacionados a atividades de mineração de bauxita sobre a riqueza e composição taxonômica e funcional alimentar da comunidade de macroinvertebrados em igarapés na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto Trombetas, no município de Oriximiná (PA).

2.2. Específicos:

- Caracterizar a composição e riqueza taxonômicas e funcionais alimentares da fauna de macroinvertebrados em igarapés com diferentes graus de impacto ambiental;
- Verificar a relação entre os táxons de macroinvertebrados registrados e as variáveis abióticas nos trechos amostrados;
- Comparar os efeitos do impacto ambiental decorrente de mineração sobre a diversidade taxonômica com os efeitos sobre os grupos funcionais alimentares nos igarapés;
- Analisar a relação entre diversidade taxonômica e de grupos funcionais alimentares de macroinvertebrados nos igarapés.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

A Floresta Nacional Saracá-Taquera (FLONA) está localizada na região norte do Brasil e noroeste do estado do Pará, à margem direita do Rio Trombetas, e seu território está compreendido entre os municípios de Faro, Oriximiná e Terra Santa. Sua área foi delimitada em 1989, com território sobre influência de mineração de Bauxita (parte de sua área concedida para lavra – seção do processo de mineração de bauxita), possuindo um território de 429.600 hectares (Bozelli *et al.*, 2000; Salomão, 2009; Cância; Araújo, 2014; Serviço Florestal Brasileiro, 2016).

Esta unidade de conservação pertence ao Bioma Amazônia, o bioma continental de maior extensão dentro do território Brasileiro (49,29%), e representante de uma expressiva fonte de diversidade de fauna e flora do mundo (IBGE, 2004).

A área de estudo encontra-se dentro desta unidade de conservação, mais próxima ao distrito de Porto Trombetas, município de Oriximiná (Pará) (Figura 1).

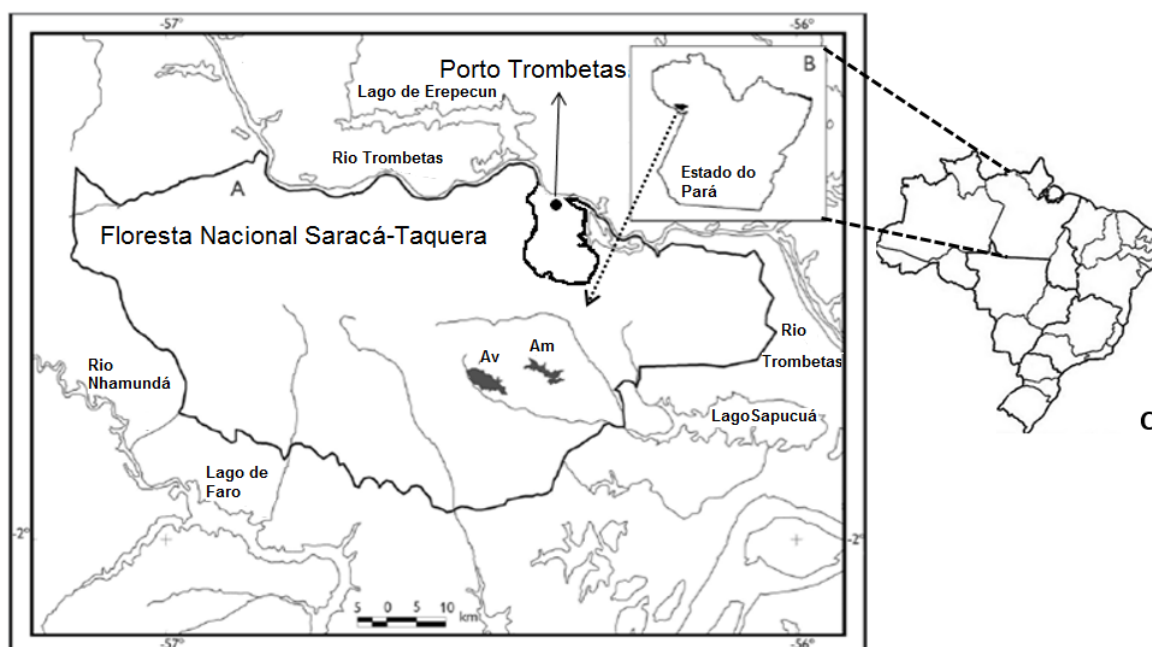


Figura 1: Localização da Floresta Nacional Saracá-Taquera/ICMBio (A), unidade de conservação no estado do Pará (B), Brasil (C).

Fonte: Adaptado de Salomão (2009)

A FLONA Saracá-Taquera está inserida nas bacias hidrográficas do Rio Nhamundá e do Rio Trombetas. A bacia do Rio Trombetas possui limites nas Guianas onde nasce na fronteira com o Brasil (ao norte), rio Amazonas (ao sul), bacia do rio Cuminá-Panema (a leste) e bacia do rio Nhamundá (a oeste) e que, por sua vez,

fazem parte do sistema hidrográfico do rio Amazonas (IBAMA, 2001). A bacia amazônica, possui a maior rede hidrográfica do planeta e sua área aproxima a 6,5 milhões de km², desses, 60% encontram-se em território brasileiro (IBGE, 2004).

Dentro da área delimitada para a FLONA Saracá-Taquera existe a presença predominante de comunidades remanescentes de quilombos, seguida pelas comunidades ribeirinhas em Oriximiná e por comunidades rurais em Terra Santa (IBAMA 2001, ICMBio, 2014). Segundo o ICMBio, no Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera (2014), a respeito das comunidades residentes na FLONA estima-se cerca de 2.700 pessoas.

Quanto ao clima, essa região pode ser classificada, segundo Köppen, como Aw, com verão úmido e inverno seco. A estação chuvosa tem início em dezembro e termina em maio e os meses mais chuvosos são: fevereiro, março e abril. Já a estação seca tem início em julho, sendo agosto, setembro e outubro os três meses mais secos, coincidindo com o fim do inverno. Os meses de junho e novembro fazem parte de dois períodos de transição, o primeiro corresponde ao período chuvoso-seco e o segundo seco-chuvoso. A precipitação pluviométrica média anual é aproximadamente 2.000 mm, com faixa de temperatura média em torno de 25/26°C (ICMBio, 2014).

As formações florestais no território dessa FLONA são: Floresta Ombrófila Densa dividida em Submontana de Platôs (características das áreas de maior altitude – platôs – na FLONA Saracá-Taquera e onde existe a bauxita), Submontana de Encostas e de Terras Baixas (Floresta de Terra Firme); Campinarana e Formação Pioneira. Uma extensa área, em relação ao total de hectares dessa unidade de conservação, ainda é ocupada por florestas naturais (Pires; Prance, 1985; IBAMA 2001; IBGE, 2004; Serviço Florestal Brasileiro, 2008).

A Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas se destaca por ocupar a maior parte da Floresta Nacional Saracá-Taquera. Esta formação florestal, densa, úmida e escura devido a um dossel muito fechado, ocupa as partes baixas nessa região, as quais não são inundadas com as cheias dos rios. Os igarapés de terra firme são conhecidos por nascerem nas encostas de platôs e por sua vez correm sobre baixios planos até às terras baixas. Na FLONA, os vários platôs existentes correspondem a quase 10% da superfície. Dentre os mais de 17, os platôs Saracá, Papagaio, Piriquito, Almeidas e Aviso pertencem a área de operação da empresa MRN (Mineração Rio do Norte) (Walker, 1990; IBAMA, 2001; ICMBio, 2014).

Desde 1979, a Mineração Rio do Norte S.A. vem desenvolvendo nesta região a mineração de bauxita, fonte do alumínio. Estas atividades apresentam grande potencial de impacto nos ecossistemas aquáticos da região além de desestruturação dos meso e microhábitats, pois desde a extração da bauxita e sua comercialização até a recuperação das áreas mineradas são observadas alterações estruturais na paisagem como construção de estradas, vias para escoamento para águas pluviais (para ponto a jusante), são observados processos erosivos pontuais e carreamento de solo e sedimentos. Essas observações suscitaram a realização projetos voltados para o monitoramento e conservação ambiental. Um exemplo é o projeto Monitoramento Limnológico e Ictiológico de Igarapés da FLONA Saracá-Taquera, que conta com uma malha de mais de 70 igarapés, no qual se insere o presente trabalho.

Após inicial sondagem dentro do universo de dados disponíveis advindos do projeto supracitado, dentre as sub-bacias Araticum, Jamari, Moura, Saracá e Urupuanã, foram selecionadas as sub-bacias Araticum e Saracá pertencentes à bacia de drenagem do lago Sapucá que desagua no Rio Trombetas (Figura 2b). A classificação dos igarapés em “referência” e “sensíveis” foi a mesma adotada pelo projeto Monitoramento Limnológico e Ictiológico de Igarapés da FLONA Saracá-Taquera, sendo portanto os igarapés de “referência”, os quais não sofrem influência da atividade de mineração, e os igarapés “sensíveis”, os quais sofrem influência negativa das atividades da mineração (Figura 2). O número de igarapés considerados “sensíveis” foi o fator limitante durante o delineamento amostral. Essas duas sub-bacias forneceram dados que propiciaram comparação entre as mesmas.

Nos igarapés sensíveis foram observados impactos envolvendo a construção de estradas a montante do trecho analisado, bem como a presença de tubulações ou escadaria para escoamento de águas pluviais. Mediante essas atividades, pode ser esperada redução da vegetação circundante, menor heterogeneidade de substratos no leito, maior carreamento de solo e sedimentos para o curso d’água, por consequência, assoreando trechos. Ainda, redução da diversidade e abundância da biota aquática.

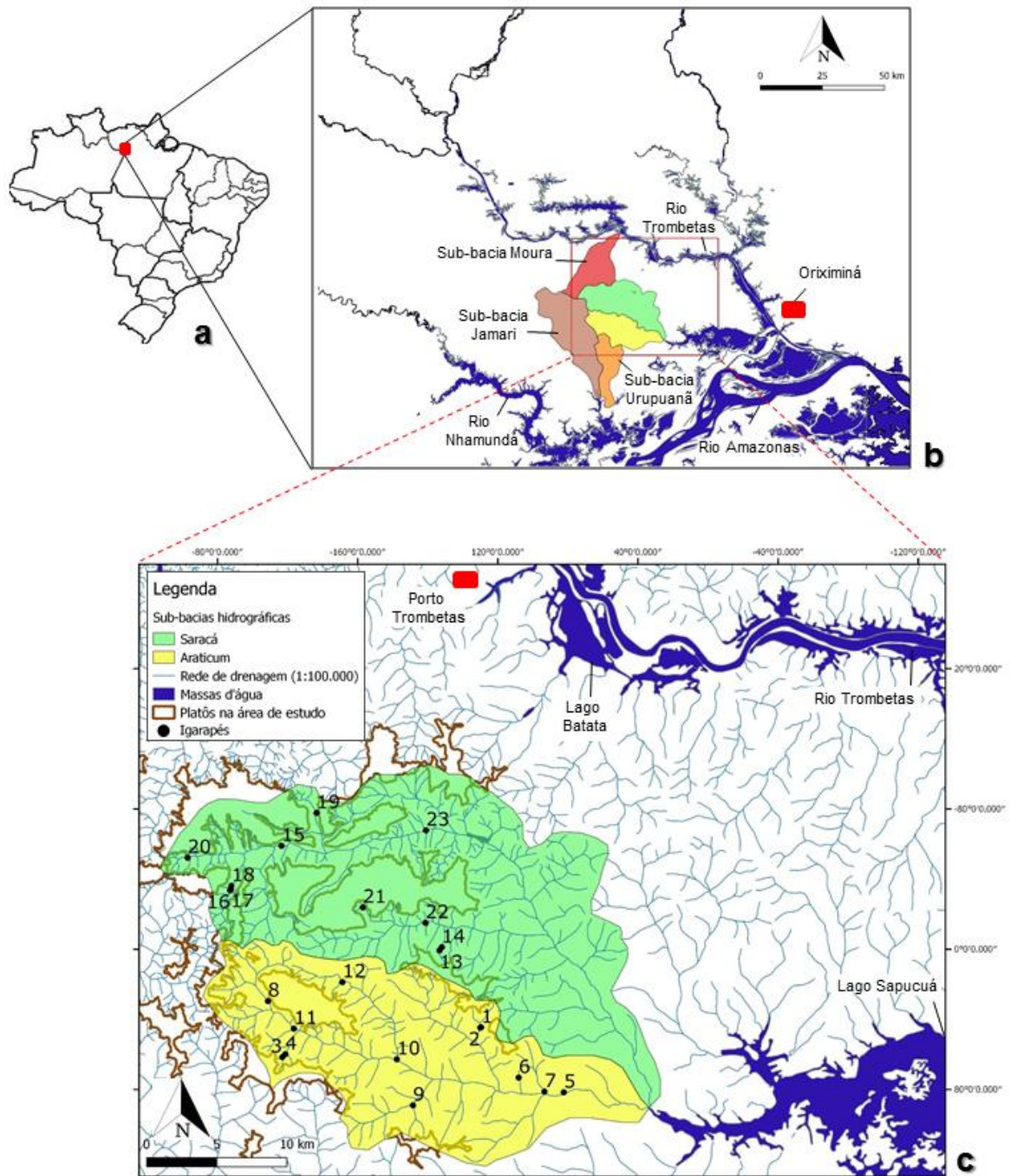


Figura 2: Localização da área de estudo no território brasileiro, no estado do Pará (a). Sub-bacias Araticum, Jamari, Moura, Saracá e Urupuanã e principais rios e lagos da região (b). Igarapés estudados nas sub-bacias Araticum (em amarelo) e Saracá (em verde) pertencentes à bacia de drenagem do lago Sapucá que desagua no Rio Trombetas (c).

3.2. Delineamento amostral

As coletas foram realizadas entre 2009 e 2013, durante o período de estiagem (setembro/outubro), sendo analisadas amostragens majoritariamente de igarapés de primeira a terceira ordem (Tabela 1), ambientes onde espera-se mais forte influência com a redução da vegetação ripária (Vannote *et al.*, 1980). A classificação de ordem dos igarapés foi realizada segundo o sistema desenvolvido por Strahler (1957), baseado na rede de drenagem do IBGE 1:100.000 (IBGE 1983 a e b).

Tabela 1. Pontos amostrais estudados, código dos igarapés plotados no mapa (figura 2), coordenadas geográficas (em UTM), ordem dos igarapés, status classificado quanto a presença ou ausência de atividade de mineração e os anos analisados, na FLONA Saracá-Taquera, Pará.

Pontos amostrais	Código Igarapés (Figura 3)	UTM1	UTM2	Ordem Igarapés	Status	Anos analisados
Baca01	1	568804	9804433	2	Referência	2009/2011/ 2012
Baca02	2	568747	9804418	2	Referência	2009/2011/ 2012
Bca01	3	554619	9802314	1	Referência	2009/2010
Bca02	4	554841	9802522	2	Referência	2009/2010
Araticum02	5	574702	9799805	1	Referência	2009
Severino01	6	571485	9800853	1	Referência	2009/2010/ 2012
Severino03	7	573330	9799856	2	Referência	2009/2010/ 2011/2012
Asp07	8	553600	9806308	3	Referência	2009/2010
Asp03	9	563945	9798876	3	Referência	2010/2011/ 2012/2013
Asp06	10	562789	9802162	3	Referência	2010/2011/ 2012/2013
Asp14	11	555446	9804342	3	Referência	2010
Aviso01	12	558909	9807659	2	Sensível	2009/2010/ 2012/2013
Almeidas01	13	565837	9809919	1	Sensível	2010/2012/ 2013
Almeidas02	14	565997	9810146	1	Sensível	2010/2012/ 2013
Mbs03	15	554566	9817375	4	Referência	2009/2010
Cis 1-7	16	550900	9814200	3	Referência	2011/2012
Cis 2-4	17	550932	9814283	2	Referência	2011/2012
Cis 3-2	18	550990	9814524	3	Referência	2011/2012

Pontos amostrais	Código Igarapés (Figura 3)	UTM1	UTM2	Ordem Igarapés	Status	Anos analisados
Mbse22	19	557066	9819718	2	Referência	2011/2012
Mbsw21	20	547862	9816526	3	Referência	2012
Saracazinho 1	21	560370	9812981	1	Sensível	2012/2013
Saracazinho 3	22	564839	9811878	3	Sensível	2011/2012/ 2013
Saraca01	23	564874	9818480	4	Sensível	2011/2012/ 2013

Em cada sub-bacia foram selecionados igarapés de referência (Figura 3 a e b), e igarapés sensíveis (Figura 3 c e d), sendo um trecho representativo para cada igarapé amostrado, como no desenho amostral na figura 4.



Figura 3: Trecho de igarapé de referência, Severino03, na sub-bacia Araticum (a) e, MBS03, na Sub-bacia Saracá (b) e trecho de igarapé sensível, Aviso 01, na sub-bacia Araticum, observada água turva (c) e, Saracazinho 01, na sub-bacia Saracá, observada forte intervenção sobre vegetação ripária (d), na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Pará

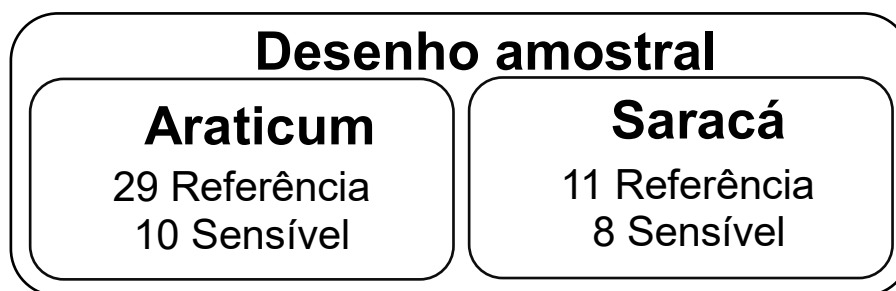


Figura 4: Desenho amostral do total de coletas consideradas para os diferentes igarapés selecionados nas sub-bacias Araticum e Saracá. Para cada sub-bacia, igarapés de referência e sensíveis considerando os anos amostrados. Nota-se que a maioria dos igarapés apresentou mais de um ano de coleta totalizando as coletas indicadas.

Em cada trecho nos igarapés foram mensuradas variáveis abióticas e variáveis bióticas. As variáveis abióticas analisadas na água foram: temperatura, turbidez, pH e concentração de oxigênio dissolvido e analisadas no leito, sendo considerada a fração superficial do sedimento (0 a 10 cm): teor de matéria orgânica (porcentagem de argila, areia, cascalho, tronco, alga, raiz, macrófita, folhiço e galho) e a granulometria do sedimento. As variáveis abióticas da água e do sedimento referentes aos anos analisados e obtidas a partir do banco de dados do programa de monitoramento dos igarapés, foram utilizadas para auxiliar na caracterização da integridade estrutural dos igarapés selecionados e diferenciação das sub-bacias para as mesmas coletas onde foram amostrados os macroinvertebrados. Dentre as variáveis abióticas disponíveis, foram selecionadas as que podem descrever potenciais impactos decorrentes das atividades de mineração (com base na literatura): turbidez (indicativa do aumento do aporte de sedimentos por erosão das margens dos cursos d'água), cobertura do dossel (%) (indicativo da integridade da vegetação ripária), frações da granulometria (%) e composição de substratos do leito (%) (Vitousek, 1990; Callisto, 1994; Baptista *et al.* 1998; Bozelli *et al.* 2000; Couceiro *et al.*, 2010; Martins *et al.*, 2014). Algumas das metodologias realizadas em campo estão representadas na figura 5.

3.2.1. Metodologias realizadas em campo

A concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura foram mensuradas usando um oxímetro portátil YSI modelo 550A. A porcentagem de cobertura de dossel foi obtida a partir da utilização de um *quadrat* de 50 por 50 cm, subdividido em 25 quadrados menores, onde foi realizada uma estimativa visual do percentual de

quadrados preenchidos por vegetação, com visualização de baixo para cima direcionada ao dossel no ponto de coleta de dados bióticos (figura 5b) (Relatório anual do Projeto Igarapés, 2010).

Para a análise dos teores de matéria orgânica e porcentagem de granulometria, as amostras de sedimento foram coletadas com auxílio de potes de vidro de 8 cm de diâmetro (figura 5c). Da mesma forma, foram coletadas amostras de água na superfície para a análise de pH e turbidez (figura 5a). Todas as amostras coletadas foram levadas ao laboratório.

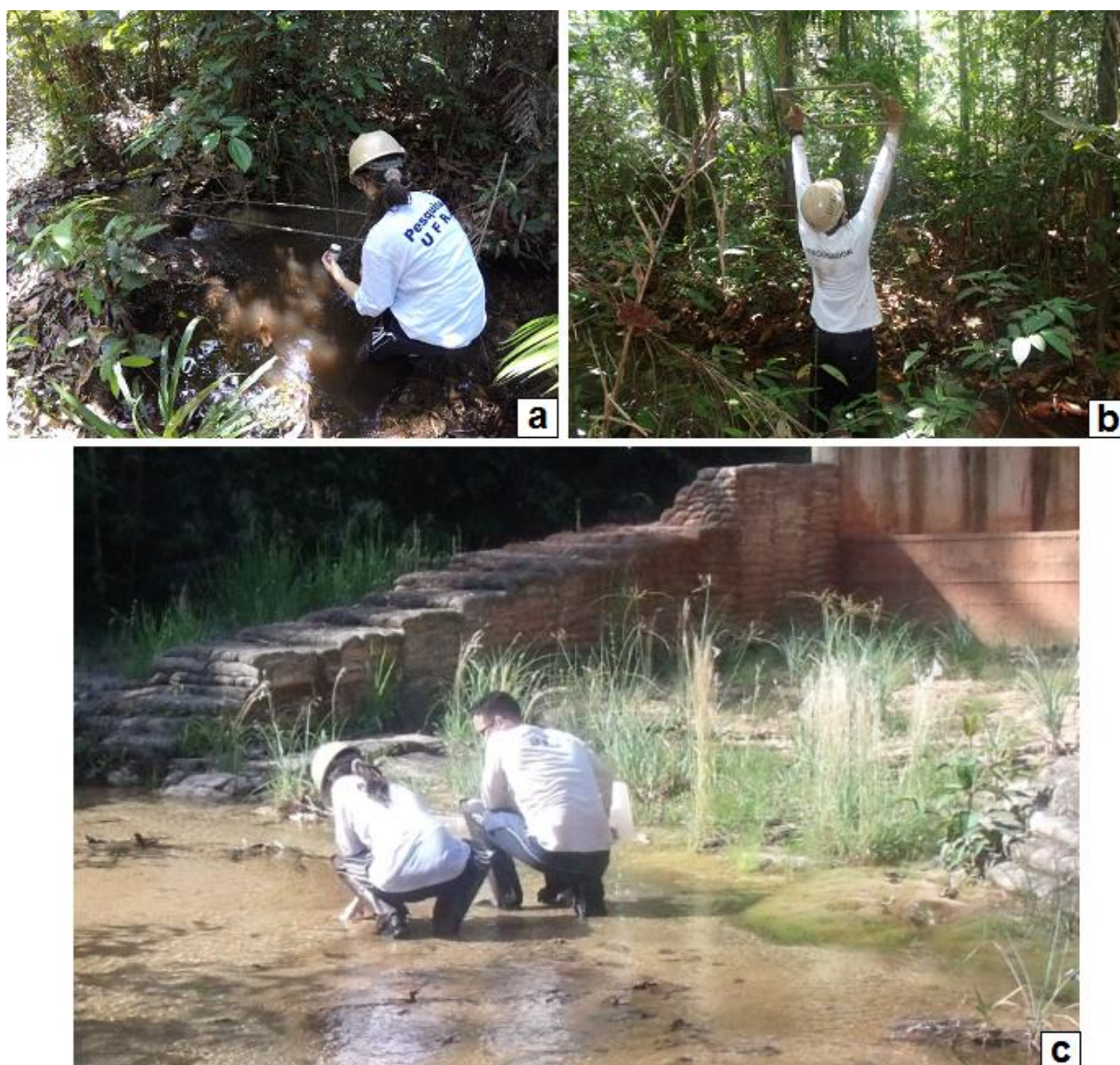


Figura 5 : Metodologias realizadas em campo. Coleta de amostra de água para posterior determinação da turbidez e pH em laboratório (a), método utilizando um *quadrat* para determinação da porcentagem de cobertura de dossel (b) e coleta de sedimento para posterior avaliação das características granulométricas e teor de matéria orgânica, em laboratório (c)

Fonte: Foto (a) Nicholas Marino, foto (c) Thiago Barros

3.2.2. Metodologias realizadas em laboratório

A turbidez foi obtida através do turbidímetro portátil LaMotte, com valores expressos em unidade de turbidez nefelométrica (UTN), e o pH obtido através do pHmetro portátil QUIMIS modelo Q400MT, calibrado com tampões 4 e 7. Os teores de matéria orgânica foram determinados pela análise gravimétrica, sendo a diferença de peso da amostra antes e após a sua incineração, e as frações granulométricas do sedimento segundo a metodologia de Suguio (1973) (Tabela 2) com o peneiramento a seco durante 30 minutos, com agitador magnético Bertel, e posterior avaliação gravimétrica e determinação da porcentagem das diferentes frações da granulometria da amostra analisada.

Tabela 2: Frações granulométricas do sedimento e as respectivas classificações na FLONA Saraca-Taquera, Pará.

Fração	Classificação granulométrica	Fração	Classificação granulométrica
>1mm	Areia Muito Grossa	<210 μm - >125 μm	Areia Fina
<1mm - >0,5mm	Areia Grossa	<125 μm - >62 μm	Areia Muito Fina
<0,5mm - >210 μm	Areia Média	<62 μm	Silte e Argila

3.3. Coleta, triagem e identificação da fauna de macroinvertebrados aquáticos

Em campo foi realizada amostragem multi-habitat, mediante coleta de três amostras de substratos orgânicos e/ou inorgânicos localizados no leito dos igarapés a fim de englobar a heterogeneidade estrutural dos habitats nos trechos amostrados. Essas coletas foram realizadas com um amostrador tipo “surber” com 0,09 m² de área e 250 μm de abertura da malha, sendo considerada a fração superficial (0 a 10 cm) do sedimento. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, transportadas para o laboratório e lavadas em peneiras com abertura de 0,5 mm para posterior triagem e identificação. A triagem foi realizada em bandejas plásticas de fundo branco, a olho nu, sobre base iluminadora (Figura 6a). Os organismos encontrados no processo de triagem foram preservados em álcool a 70% para identificação. Os indivíduos identificados, referentes as três amostras por trecho de igarapé, foram

somados integrando uma amostra única que representa o trecho do igarapé amostrado.

A identificação dos macroinvertebrados coletados foi realizada até o menor nível taxonômico possível com auxílio de estereomicroscópio binocular, zoom SMZ-745, NIKON, com aumento máximo de 50X (Figura 6b). Para tal, foram utilizadas chaves de: Fidellis (2006), Pes *et al.*, (2005), Salles (2006), além das chaves contidas em Hamada *et al.* (2014).

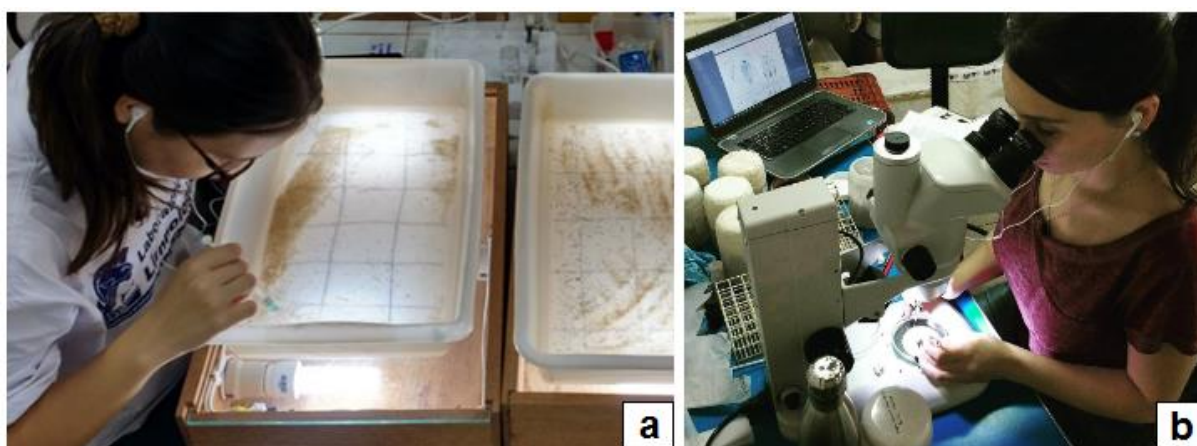


Figura 6: Triagem a olho nu realizada em bandeja plástica sobre base iluminadora (a) e identificação dos macroinvertebrados aquáticos sob estereomicroscópio (b)

A classificação das categorias funcionais alimentares dos macroinvertebrados aquáticos foi realizada mediante literatura preferencialmente nacional, ou considerando trabalhos na região neotropical. A classificação fornecida em Merritt e Cummins (1984, 1996), elaborada para a insetos aquáticos da América do Norte, como observado por outros autores, deve ser utilizada com cautela para distribuições geográficas distintas, pois torna-se inadequada devido ao efeito da variabilidade alimentar espacial sobre a fauna. Logo, informações locais tendem a ser mais acuradas acerca da funcionalidade da fauna nos sistemas onde ocorre (King *et al.*, 1988; López-Rodríguez; Figueroa; Aba-Tercedor, 2008). Portanto, esta foi feita de acordo com Costa-Lima (1962), Holzenthal (1998), Nessimian (1998), Pereira e Melo (1998), Galdean *et al.* (2001), Buss *et al.* (2002), Holzenthal e Pes (2004), Cummins *et al.* (2005), Baptista *et al.* (2006), Tomanova *et al.* (2006), Bentes *et al.* (2008), Sanseverino e Nessimian (2008), Zilli *et al.* (2008), Walker (2009), Principe *et al.*

(2010), Carvalho (2011), Jardim e Nessimian (2011), Fogaça *et al.* (2013), Ferreira-Jr *et al.* (2014), Ferreira-Keppler *et al.* (2014), Merritt *et al.* (2014), Neiss e Hamada (2014), Pes *et al.* (2014), Ribeiro *et al.* (2014), Loureiro *et al.* (2015) e Lecci e Froehlich (2016).

3.4. Análise dos dados

Para avaliar como se dá a diferenciação dos igarapés de referência e sensíveis, para as duas sub-bacias, em relação às características abióticas foram utilizadas análises de componentes principais (ACP). Inicialmente, foram feitas duas ACPs preliminares independentes, sendo uma com as frações componentes da granulometria (Porcentagem de areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina e silte e argila) e outra com as coberturas de substratos do leito (porcentagem de argila, areia, cascalho, tronco, alga, raiz, macrófita, folhiço e galho). Os scores dos igarapés em relação ao eixo de maior explicação destas ACPs foram obtidos e tratados como variáveis que resumem as características, respectivamente, da granulometria e dos substratos em uma terceira ACP incluindo a turbidez e a cobertura de dossel. Para a realização desta, como forma de padronizar a escala das variáveis selecionadas, foram feitas transformações para distribuição normal com média zero e desvio padrão igual a 1, usando a função "*scale*" no software R. Com esta ACP foi possível avaliar como os igarapés com diferentes categorias de impacto ambiental e as duas sub-bacias se separaram em relação às características ambientais que foram selecionadas como mais relevantes, como exposto na metodologia.

A turbidez, por ser uma potencial variável indicadora de impacto recente de atividades de mineração, foi selecionada para comparação entre igarapés referência e sensíveis, assim como a porcentagem de cobertura de dossel. Para ambas as variáveis, as comparações foram feitas separadamente para cada sub-bacia, com testes *t*, após transformação dos dados com $\ln(x+1)$. Quando os dados não apresentaram normalidade mesmo após a transformação, foi usado o teste não paramétrico de Mann Whitney.

Foi investigada, com intuito de caracterização, a presença de táxons exclusivos de cada tipo de ambiente analisado para cada uma das sub-bacias. Para tal não foram realizados testes de significância.

Para uma comparação geral entre os igarapés sensíveis e os de referência em cada sub-bacia analisada, o total de indivíduos amostrados para cada um destes grupos de igarapés foi agrupado por grupos funcionais alimentares (GFA), sendo representados em gráficos de colunas empilhadas. Para cada táxon com mais de um grupo funcional alimentar possível para atribuição, o número total de indivíduos do táxon foi dividido equitativamente entre os respectivos GFA de acordo com Silveira *et al.* (2006).

Para a avaliação da diversidade taxonômica foi considerada a riqueza de espécies (S), segundo Purvis e Hector (2000) um dentre muitos outros aspectos para quantificar a diversidade biológica, e para a avaliação da diversidade funcional (grupos funcionais alimentares) considerada a riqueza funcional (FRic). A diversidade funcional, caracterizada por Mason e colaboradores (2005) como a distribuição de espécies e abundâncias de certa comunidade em um espaço de nicho, apresenta como um de seus componentes independentes a riqueza funcional, que representa a quantidade de traços funcionais (cada grupo funcional alimentar foi considerado como um traço funcional) expressos pela comunidade em cada amostra. Portanto, a FRic representa o volume ocupado pela comunidade em um espaço multidimensional de traços. Para o cálculo do índice de riqueza funcional de Villéger *et al.* (2008) foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) a partir da matriz de dissimilaridade de Gower (1971) já que foram utilizados apenas traços categóricos binários. Os eixos resultantes da PCoA foram utilizados como novos traços para calcular o Fric por meio da função “dbFD” do pacote FD no software livre R (Laliberte' e Legendre 2010; R Development Core Team 2011). Os valores dos dados bióticos utilizados no trabalho foram transformados para a realização das análises através da fórmula $\log(x+1)$, de modo a reduzir o peso dos táxons mais abundantes, onde x representa a abundância do táxon em cada local amostrado. Tanto a riqueza taxonômica quanto a funcional foram comparadas entre os ambientes sensíveis e de referência, analisado por cada sub-bacia, através de testes *t*. com dados previamente transformados. Por fim, foram realizadas regressões com o objetivo de avaliar as relações entre a diversidade taxonômica e a diversidade funcional alimentar entre os dois *status* de igarapés analisados.

Para testar a significância da diferença de composição taxonômica e funcional das comunidades entre os dois grupos de igarapés analisados foi utilizada a *adonis*, que é uma função para a PERMANOVA, análoga à MANOVA (Análise Multivariada de

Variância), mas mediante permutações (Anderson, 2001; Oksanen *et al.*, 2011) e para testar a diferença de heterogeneidade dentro de cada grupo de igarapés analisado em relação ao centroide foi realizada a Permutação de dispersões multivariadas (PERMDISP) com a função *betadisper* (Anderson 2006, Oksanen *et al.*, 2011). A partir do pacote *vegan* foi utilizada a função *vegdisp* com o método para gerar matrizes de dissimilaridade de Bray-Curtis e Jaccard referentes ao grupo dos macroinvertebrados aquáticos. Estas matrizes serviram como base para calcular a diversidade beta tanto entre o grupo de igarapés de referência e os sensíveis quanto dentro de cada grupo, para as duas sub-bacias analisadas. Foram gerados scores de eixos para Análises de Coordenadas Principais (PCoA), como forma de observar o quão dissimilar é a distribuição da composição das comunidades entre os igarapés de referência em relação aos igarapés sensíveis. Em todos os testes realizados utilizando o pacote *vegan* no software livre R (Oksanen *et al.*, 2011, R Development Core team, 2011) os valores de p foram calculados mediante 999 permutações entre os dois grupos.

Com o objetivo de explorar os padrões de distribuição dos macroinvertebrados aquáticos da FLONA Saracá-Taquera nos igarapés estudados correlacionados às variáveis abióticas analisadas, foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (ACC) com o programa CANOCO 4.5. para Windows. As Análises de Componentes Principais (ACP) foram feitas com o prorsms Past 3.0, enquanto os testes t , Mann Whitney e regressões foram realizados com o GraphPad Prism 5.0 considerando um nível de significância $\alpha = 0,05$.

Na medida do possível todas as análises foram feitas para cada sub-bacia separadamente, com exceção do cálculo da FRic e a regressão não linear entre a riqueza funcional alimentar (FRic) e a taxonômica da fauna dos macroinvertebrados, onde os pontos amostrais de ambas as sub-bacias foram avaliados conjuntamente, separados apenas pelo *status* de sensível ou referência devido a limitação amostral para cada sub-bacia.

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização dos igarapés estudados

Os valores registrados nos igarapés estudados em relação às variáveis

ambientais temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, turbidez e a porcentagem de cobertura de dossel estão descritos na tabela 3, e suas respectivas médias e desvios padrão, por categoria de ambiente analisado e por sub-bacia, descritos na tabela 4.

Dentre os valores de temperatura, com variação de 24,0 °C em BCA01 (2010) a 29,2 °C, referente ao igarapé Almeidas 02 no ano de 2010, este apresentou destaque, estando acima da média de 26,53 °C para o conjunto de igarapés estudados. Os valores de pH não demonstraram variações elevadas ou foram discrepantes, apresentando uma média de 4,93 para todo o conjunto de igarapés amostrados neste trabalho. Os valores de oxigênio dissolvido foram bem abaixo das médias em Severino 01 em 2010 de 1,30 mg/L e BCA01 em 2009 de 3,24 mg/L, por outro lado, o igarapé MBS03 em 2009 apresentou elevado valor de oxigênio dissolvido, com 8,54 mg/L.

Apesar da média em relação à variável turbidez ser de 1,80 NTU em relação a todo o conjunto de igarapés analisados neste estudo, os igarapés Saracazinho 01 e Saracá 01 em 2012 exibiram respectivamente 29,16 NTU e 5,74 NTU. Com relação à porcentagem de cobertura de dossel, que apresentou valor máximo de 96,8% em diferentes igarapés estudados, ficou evidenciado o menor valor em Saracazinho 01 no ano de 2012, com 19,2%.

Os valores de granulometria registrados nos igarapés na sub-bacia Saracá expressam elevadas contribuições de componentes mais finos de areia distribuídos nos igarapés sensíveis, dentre estes as maiores porcentagens de silte e argila, 19% no igarapé Saracá 01 e 10% no igarapé Saracazinho 01, ambos em 2012. Por outro lado, considerando os valores de granulometria registrados nos igarapés na sub-bacia Araticum, a maior contribuição dentre os componentes mais finos não se deu exclusivamente dentre os igarapés sensíveis (Anexo 1).

A contribuição dos componentes do leito demonstrou ser mais heterogênea nos ambientes sensíveis, embora somente tenham sido observados os componentes alga, macrófita e argila nos ambientes sensíveis em Saracá. Em Araticum, macrófita e argila foram amostrados em diferentes igarapés de referência (Anexo 2).

Tabela 3: Valores das variáveis abióticas e estruturais obtidos em cada ponto amostral analisado, de acordo com o ano da amostragem, para a sub-bacia Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Temperatura da água; pH; O² - Oxigênio dissolvido na água; Dossel – porcentagem de cobertura de dossel. Fundo cinza representa apenas os igarapés sensíveis dentre as sub-bacias analisadas e fundo branco, os igarapés de referência

Pontos amostrais	Ano	Sub-bacia	Temperatura da água (°C)	pH	O ² (mg/L)	Turbidez (NTU)	Dossel (%)
MBS03	2009	SARACÁ	25,0	5,08	8,54	2,16	80,8
MBS03	2010	SARACÁ	25,5	5,10	7,40	2,50	-
CIS17	2011	SARACÁ	24,5	4,76	6,13	2,15	54,0
CIS24	2011	SARACÁ	24,4	4,76	6,20	2,46	64,0
CIS32	2011	SARACÁ	24,3	4,72	6,15	4,55	84,0
CIS17	2012	SARACÁ	25,5	4,80	6,08	1,13	84,8
CIS24	2012	SARACÁ	25,3	4,77	6,11	1,17	85,6
CIS32	2012	SARACÁ	25,1	4,76	5,90	1,80	84,8
MBSW21	2011	SARACÁ	25,2	4,73	6,27	1,15	59,0
MBSW21	2012	SARACÁ	25,3	4,75	6,02	0,92	96,8
MBSE22	2012	SARACÁ	25,8	4,74	6,22	0,61	86,4
Saracazinho03	2010	SARACÁ	25,0	5,20	4,40	2,00	-
Saracazinho03	2012	SARACÁ	25,8	4,97	5,82	2,44	52,8
Saracazinho03	2013	SARACÁ	26,1	5,12	5,65	1,75	55,2
Saracá01	2012	SARACÁ	25,7	4,88	6,21	5,74	45,6
Saracá01	2013	SARACÁ	26,4	5,37	6,64	3,34	60,8
Saracazinho01	2012	SARACÁ	25,7	4,79	6,33	29,16	19,2
Saracazinho01	2013	SARACÁ	26,8	5,11	6,50	3,59	46,4
BACA01	2009	ARATICUM	27,1	5,09	6,42	2,01	89,6
BACA02	2009	ARATICUM	26,2	5,01	5,24	1,15	93,6
BACA01	2011	ARATICUM	26,0	4,86	6,53	2,58	94,4
BACA02	2011	ARATICUM	25,9	4,80	5,77	2,37	94,4
BACA01	2012	ARATICUM	26,0	4,80	7,31	2,25	96,8
BACA02	2012	ARATICUM	25,2	4,86	6,05	1,75	92,8
BCA01	2009	ARATICUM	27,5	4,90	3,24	0,10	92,0
BCA01	2010	ARATICUM	24,0	4,80	4,10	0,20	-
BCA02	2009	ARATICUM	24,7	4,95	4,90	1,43	86,4
BCA02	2010	ARATICUM	24,0	4,80	3,90	1,80	-
Araticum02	2009	ARATICUM	26,0	4,97	6,34	1,19	88,8
Severino01	2009	ARATICUM	26,0	5,07	6,27	0,11	88,0
Severino03	2009	ARATICUM	25,0	5,00	5,79	0,22	77,6
Severino01	2010	ARATICUM	27,0	4,80	1,30	0,10	-
Severino03	2010	ARATICUM	26,4	4,90	6,10	0,10	-
Severino03	2011	ARATICUM	27,0	4,68	5,73	0,10	89,6
Severino01	2012	ARATICUM	25,4	4,90	4,37	0,09	83,2
Severino03	2012	ARATICUM	25,4	4,55	5,29	0,09	87,2
ASP03	2010	ARATICUM	26,0	5,00	7,20	1,50	-
ASP03	2011	ARATICUM	24,9	4,68	6,36	1,10	88,0
ASP03	2012	ARATICUM	25,7	4,79	6,19	0,87	96,8
ASP03	2013	ARATICUM	25,4	5,01	6,77	1,63	91,2
ASP06	2010	ARATICUM	25,6	5,00	6,90	3,40	-
ASP06	2011	ARATICUM	24,4	4,72	4,99	5,40	94,4
ASP06	2012	ARATICUM	25,6	4,91	5,31	2,93	85,6

Pontos amostrais	Ano	Sub-bacia	Temperatura da água (°C)	pH	O ² (mg/L)	Turbidez (NTU)	Dossel (%)
ASP06	2013	ARATICUM	25,5	5,07	6,46	2,56	91,2
ASP07	2009	ARATICUM	26,0	5,15	7,15	2,22	96,0
ASP07	2010	ARATICUM	25,0	5,09	7,80	1,80	-
ASP14	2010	ARATICUM	25,6	5,09	7,50	2,10	-
Aviso01	2009	ARATICUM	-	-	-	-	-
Aviso01	2010	ARATICUM	25,1	5,09	6,00	3,20	-
Aviso01	2012	ARATICUM	25,7	4,93	7,15	2,29	96,0
Aviso01	2013	ARATICUM	25,1	5,23	6,89	1,90	88,8
Almeidas01	2010	ARATICUM	26,2	4,90	6,20	0,80	-
Almeidas02	2010	ARATICUM	29,2	5,20	7,50	1,70	-
Almeidas01	2012	ARATICUM	25,5	4,76	5,75	0,87	84,0
Almeidas02	2012	ARATICUM	26,5	4,97	6,52	2,65	93,6
Almeidas01	2013	ARATICUM	25,5	4,97	5,62	1,25	73,6
Almeidas02	2013	ARATICUM	25,8	5,05	5,16	1,82	95,2

Tabela 4: Médias e desvios padrão das variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido turbidez e cobertura de dossel, por categoria de ambiente analisado e por sub-bacia na FLONA Saracá-Taquera, Pará.

	Temperatura H2O (°C)	pH	O2 (mg/L)	Turbidez	Dossel
Saracá referência					
Média	25,08	4,82	6,46	1,87	78,02
Desvio padrão	+/- 0,49	+/-0,14	+/-0,80	+/-1,10	+/-13,95
Saracá sensível					
Média	25,93	5,06	5,94	3,17	46,67
Desvio padrão	+/- 0,58	+/- 0,20	+/- 0,76	+/- 1,45	+/-14,60
Araticum referência					
Média	25,67	4,91	5,71	1,46	90,04
Desvio padrão	+/-0,86	+/-0,15	+/-1,40	+/-1,26	+/-4,69
Araticum sensível					
Média	26,07	5,01	6,31	1,83	88,53
Desvio padrão	+/-1,26	+/-0,15	+/-0,77	+/-0,80	+/-8,60

Considerando-se inicialmente a ACP da granulometria (anexo 3), os menores valores de *score* em relação ao eixo 1 estiveram associados a areia grossa e muito grossa, enquanto que os maiores valores de *score* estiveram associados aos componentes mais finos do sedimento (e.g. silte e argila). Os scores do eixo principal nesta ACP foram utilizados para representar esta variável na ACP junto com as outras variáveis analisadas no estudo.

Considerando a ACP dos componentes do leito (anexo 4), os menores valores de score em relação ao eixo 1 estiveram associados à areia e os maiores aos componentes predominantemente orgânicos como folhiço e MO (matéria orgânica). Os scores do eixo principal nesta ACP foram utilizados para representar esta variável na ACP junto com as outras variáveis analisadas no estudo.

Na ACP realizada com as variáveis turbidez, porcentagem de cobertura de dossel e os scores principais das ACP com a granulometria e com os componentes do leito (porcentagem de argila, areia, cascalho, tronco, alga, raiz, macrófita, folhiço e galho) (Figura 7), o eixo 1 explicou 38,6% da variância total dos dados abióticos, sendo caracterizado positivamente pela turbidez (0,653) e negativamente pela porcentagem de cobertura de dossel (-0,698) e o eixo 2 explicou 26,6% da variabilidade dos dados abióticos, sendo caracterizado positivamente pelos componentes do leito (0,714) e negativamente pela porcentagem de cobertura de dossel (-0,698).

Foi possível observar mediante esta análise diferença ambiental entre os igarapés estudados. Considerando o eixo 2 os pontos relativos aos igarapés sensíveis da sub-bacia Saracá (em vermelho) estiveram mais correlacionados à maior heterogeneidade dos componentes do leito em relação aos pontos considerados de

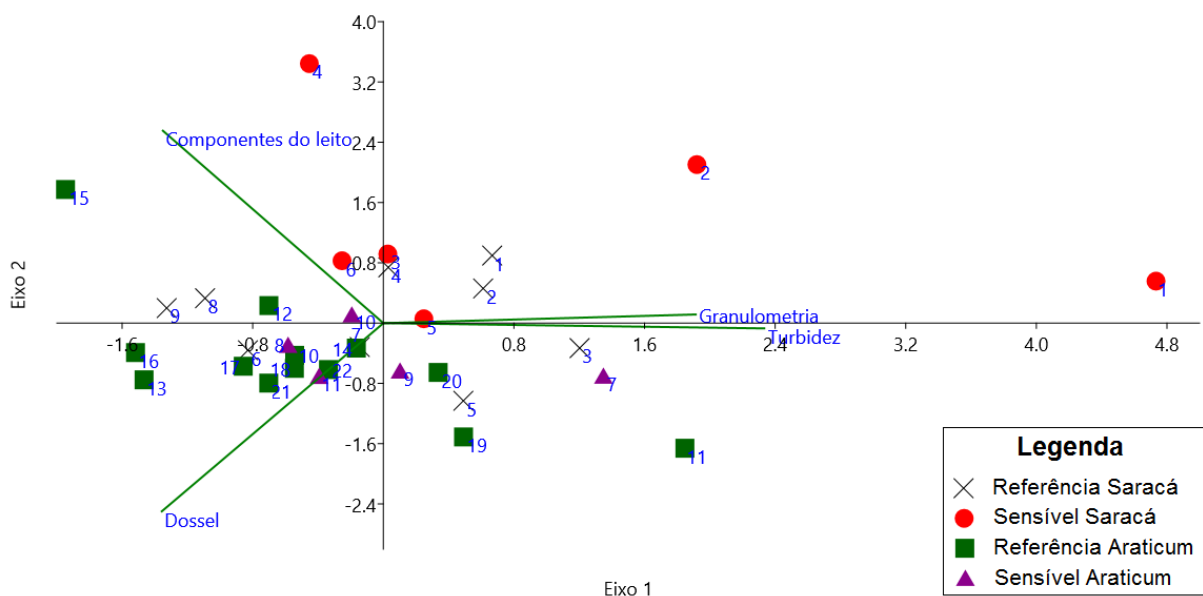


Figura 7 Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas dos componentes do leito (porcentagem dos componentes orgânicos como tronco, alga, raiz, macrófita, folhiço e galho), granulometria (porcentagem de componentes finos do sedimento), porcentagem de cobertura de dossel e turbidez em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Os códigos referentes aos igarapés constam na tabela 1. Os eixos 1 e 2 explicam, respectivamente 38,6 % e 26,6% da variabilidade dos dados

referência nesta sub-bacia (em preto), que não apresentam tendência a agrupamento. Analisando os igarapés amostrados na sub-bacia Araticum, nota-se que os pontos de referência (em verde) demonstram tendência a estarem relacionados a maiores porcentagens de cobertura de dossel e ao mesmo tempo, considerando o eixo 1 inversamente relacionados a maiores valores de turbidez e a componentes mais finos da granulometria do sedimento, enquanto os pontos sensíveis nesta sub-bacia estiveram com menor tendência a agrupamento. Já os pontos sensíveis da sub-bacia Saracá apresentaram tendência a relacionarem-se inversamente a maiores valores de porcentagem de cobertura de dossel. Em anexo os autovalores e autovetores (anexos 5 e 6).

Analisando separadamente a turbidez para cada sub-bacia, em Saracá esta foi significativamente maior em igarapés sensíveis em relação aos de referência (Figura 8a), não tendo sido observada diferença na sub-bacia Araticum (Figura 8b), bem como observado na PCA a tendência do grupo de igarapés de referência nessa sub-bacia em correlacionarem-se inversamente a valores mais altos de turbidez e componentes mais finos da granulometria.

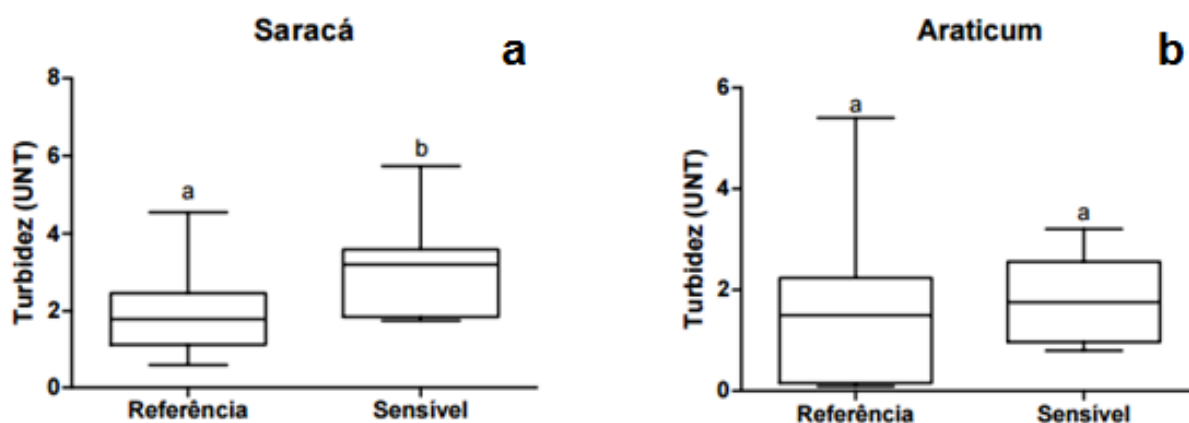


Figura 8: Comparações da variável ambiental turbidez entre os igarapés de referência e sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b) Removido *outlier* (25.1) de um igarapé sensível em Araticum. As comparações foram feitas com teste t ($p < 0,05$) para Saracá e com Mann Whitney para Araticum. Letras diferentes sobre os boxplot indicam diferenças significativas

Ao analisar os valores obtidos para a variável porcentagem de cobertura de dossel, semelhante ao observado em relação à variável turbidez, estes foram significativamente maiores nos igarapés de referência em relação aos igarapés sensíveis apenas na sub-bacia Saracá (Figura 9), bem como observado na ACP a tendência dos pontos sensíveis a correlacionarem-se inversamente a maiores

porcentagens de cobertura de dossel e os pontos de referência, e a maioria dos pontos sensíveis em Araticum apresentarem correlação positiva ao aumento desta variável. A faixa de variação da porcentagem de cobertura de dossel registrada entre igarapés avaliados neste trabalho foi alta, especialmente a observada nos ambientes sensíveis, entre 20 e 90%.

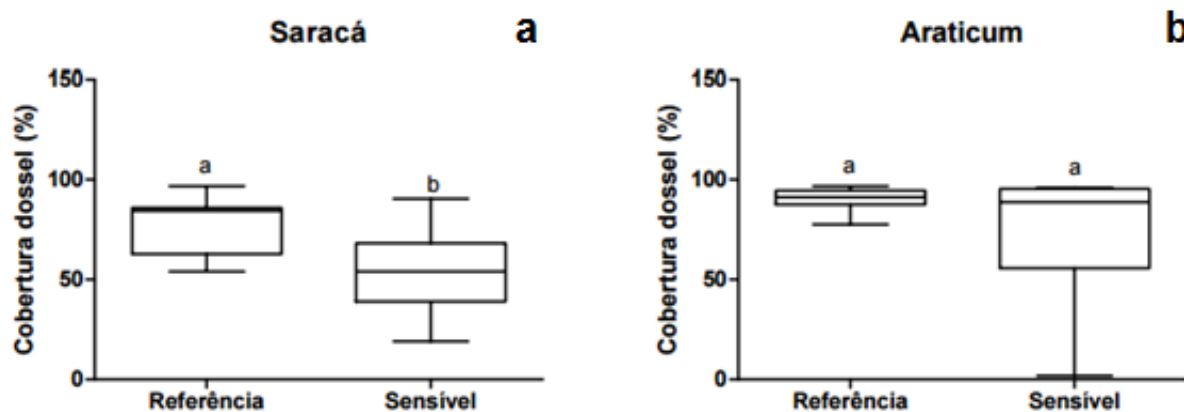


Figura 9: Comparações da variável ambiental porcentagem de cobertura de dossel entre igarapés de referência e sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste de Mann Whitney para as duas sub-bacias. Letras diferentes sobre os boxplot indicam diferenças significativas

4.2. Composição e riqueza taxonômica da fauna de macroinvertebrados aquáticos

Com relação à biota, foram coletados 4500 macroinvertebrados aquáticos. Em Saracá, 977 indivíduos foram encontrados nos igarapés de referência, com riqueza igual a 66 táxons e 476 indivíduos nos igarapés sensíveis, com riqueza igual a 33 táxons. Já na sub-bacia Araticum, foram coletados 2639 indivíduos nos igarapés de referência, distribuídos em 97 táxons, e nos igarapés sensíveis 408 indivíduos, distribuídos em 49 táxons (Anexos 7, 8 e 9).

As ordens com maior número de organismos coletados foram Diptera e Trichoptera. Na sub-bacia Saracá, Diptera, Trichoptera e Coleoptera representaram respectivamente 35,0%, 12,3% e 6,7% da fauna coletada nos igarapés de referência, e 26,29% Diptera e 1,79% Trichoptera nos igarapés sensíveis. Na sub-bacia Araticum, as ordens Diptera, Trichoptera e Odonata representaram respectivamente 48,5%, 17,10% e 5,1% da fauna nos igarapés de referência, e 7,2% Diptera, 2,76% Trichoptera e pouco menos de 1% Odonata, nos sensíveis. Dentre estas ordens, Trichoptera registrou o maior número de gêneros, tanto nos igarapés de referência (13) quanto nos sensíveis (9) na sub-bacia Saracá. Na sub-bacia Araticum a ordem Odonata registrou o maior número de gêneros nos igarapés de referência (22) e nos

igarapés sensíveis o maior número de registros foi observado na ordem Trichoptera (10). Os gêneros com mais representantes da Ordem Trichoptera nos ambientes de referência na sub-bacia Saracá foram *Helicopsyche*, *Leptonema*, *Smicridea*, *Macronema* e *Macrostemum* e na sub-bacia Araticum: *Macrostemum*, *Helicopsyche*, *Marilia*, *Triplectides* e *Smicridea*. Nos ambientes sensíveis, em Saracá: *Leptonema* e *Marilia* e na sub-bacia Araticum foram *Helicopsyche*, *Smicridea* e *Marilia*.

Os táxons mais abundantes e frequentes registrados são subfamílias da ordem Diptera. Na sub-bacia Saracá, para os dois tipos de ambientes analisados, apresentaram prevalência as subfamílias Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae (395, 209 e 137 indivíduos, respectivamente). Na sub-bacia Araticum, também com relação aos igarapés sensíveis e de referência analisados, foi observada prevalência das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Ceratopogoninae (917, 280 e 223 indivíduos, respectivamente).

Um análise geral da composição taxonômica indicou diferenças qualitativas das comunidades de macroinvertebrados entre os dois diferentes status de ambientes analisados para cada sub-bacia. Dentre o total dos macroinvertebrados aquáticos, analisando as sub-bacias Saracá e Araticum, foi possível notar uma maior quantidade de táxons com registros apenas para os igarapés de referência ou sensíveis como descrito na tabela 5.

Tabela 5: Distribuição de táxons com ocorrência apenas em uma categoria de ambiente analisada, referência ou sensível, para cada uma das sub-bacias analisadas na Flona Saracá-Taquera, Pará.

SUB-BACIA SARACÁ	
Referência	Sensível
Ordem Coleoptera: Família Elmidae (Gênero <i>Heterelmis</i>)	Ordem Coleoptera: Família Dysticidae
Ordem Diptera: Família Ceratopogonidae (Gênero <i>Dasyhelea Kieffer</i>)	Família Elmidae (Gênero <i>Tyletelmis</i>)
Família Dixidae	Ordem Lepidoptera: Família Crambidae
Família Dolichopodidae	Ordem Odonata: Família Gomphidae (Gênero <i>Phyllocycla</i>)
Família Empididae	Família Perilestidae
Família Simuliidae	Ordem Trichoptera:
Família Tabanidae	

<p>Família Tanyderidae Ordem Ephemeroptera: Família Leptophlebiidae (Gênero <i>Askola</i>; <i>Hagenulopsis</i>; <i>Hydrosmilodon</i>) Família Euthyplociidae (Gênero <i>Campylocial</i>) Ordem Hemiptera: Família Gerridae Família Naucoridae (Gênero <i>Ambrysus</i>) Ordem Megaloptera: Família Corydalidae Ordem Odonata: Família Gomphidae (Gênero <i>Gomphoides</i>) Família Libellulidae (Gênero <i>Brechmorhoga</i>) Família Platystictidae Ordem Plecoptera: Família Perlidae (Gênero <i>Macrogynoplax</i>) Ordem Tricoptera: Família Calamoceratidae (Gênero <i>Austrotinodes</i>) Família Glossosomatidae Família Helychopsychidae (Gênero <i>Helicopsyche</i>) Família Leptoceridae (Gênero <i>Triplectides eglerii</i>) Subclasse Oligochaeta Família Lumbriculidae</p>	<p>Família Leptoceridae (Gênero <i>Gênero A</i>) Subclasse Oligochaeta Família Haplotaxidae Subclasse Hirudinea</p>
--	---

SUB-BACIA ARATICUM

Referência	Sensível
<p>Ordem Acari Ordem Blattodea Família Blaberidae Ordem Coleoptera: Família Dryopidae Família Elmidae (Gênero <i>Macrelmis</i>; Gênero <i>Mycrocylloepus</i>; Gênero <i>Phanocerus</i>; Gênero <i>Tyletelmis</i>) Família Hydrophylidae Família Ptyodactilidae Ordem Diptera: Família Ceratopogonidae (Gênero <i>Dasyhelea Kieffer</i>) Família Dixidae Ordem Ephemeroptera:</p>	<p>Ordem Ephemeroptera: Família Baetidae Família Caenidae Ordem Plecoptera: Família Perlidae (Gênero <i>Kempnyia</i>) Ordem Coleoptera: Família Scirtidae</p>

Família Leptophlebiidae (Gênero *Farrodes*;
Gênero *Hydrosmilodon*; Gênero *Microphlebia*;
Gênero *Miroculis*; Gênero *Simothraulopsis*)
Ordem Hemiptera:
Família Mesoveliidae (Gênero *Mesoveloidea*;
Gênero *Paravelia*)
Ordem Odonata:
Família Aeshnidae (Gênero *Aeschnosoma*)
Família Corduliidae (Gênero *Navicordulia*)
Família Gomphidae (Gênero *Agriogomphus*;
Gênero *Erpetogomphus*; Gênero
Gomphoides; Gênero *Phyllocycla*)
Família Libelullidae (Gênero *Brechmorhoga*;
Gênero *Macrothemis*; Gênero *Myathiria*;
Gênero *Microthyria*; Gênero *Pantala*; Gênero
Perithemis; Gênero *Argia*; Gênero *Heliocaris
amazonas*)
Libelullidae não identificado
Família Megapodagrionidae
Família Polythoridae
Ordem Plecoptera:
Família Perlidae (Gênero *Anacroneuria*;
Gênero *Macrogynoplax*)
Ordem Tricoptera:
Família Calamoceratidae (Gênero *Phylloicus*;
Gênero *Austrotinodes*)
Família Glossosomatidae
Família Hydroptylidae
Família Leptoceridae (Gênero *Gênero A*;
Gênero *Nectopsyche*; Gênero *Notalina*)
Família Philopotamidae
Família Xiphocentronidae
Subclasse Oligochaeta
Subfamília Naidinae
Subfamília Tubificinae
Família Lumbriculidae

A riqueza taxonômica foi significativamente menor nos igarapés sensíveis em relação aos de referência tanto para a sub-bacia Saracá quanto para a sub-bacia Araticum. Entretanto, em Saracá a diferença entre os tipos de ambientes analisados foi, em média, maior (Figura 10 a e b).

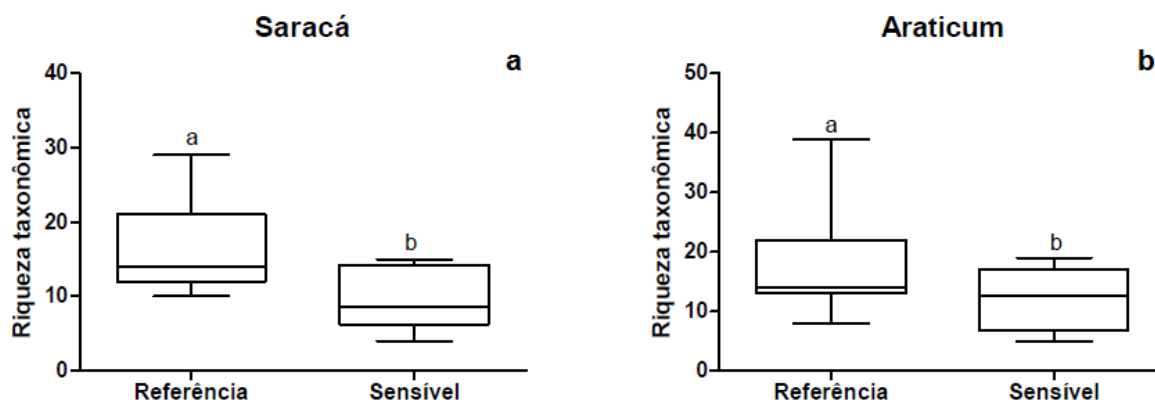


Figura 10: Comparações da riqueza taxonômica entre os igarapés de referência e os igarapés sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste t ($p < 0,05$) para Saracá e Mann Whitney para Araticum. Letras diferentes sobre os *boxplot* indicam diferenças significativas

4.2.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos taxonômicos

Na sub-bacia Saracá, os resultados da PERMANOVA expressos por meio da PCoA evidenciaram que existe uma diferença significativa da comunidade de macroinvertebrados aquáticos entre os igarapés sensíveis e os igarapés de referência tanto em relação à composição taxonômica (Jaccard; $R^2 = 0,132$, $p = 0,001$ ***) quanto com relação a distribuição das abundâncias dos táxons (Bray-Curtis; $R^2 = 0,158$, $p = 0,001$ ***) entre os igarapés analisados (Figura 11).

A PERMDISP não demonstrou diferença significativa quanto à variabilidade da dispersão da fauna dentro de cada categoria de igarapés analisados. Logo, apesar dos igarapés de referência e sensíveis apresentarem diferença entre si quanto à composição das comunidades (diversidade beta), a similaridade da fauna dentro de cada tipo de categoria de ambiente, e a abundâncias dos táxons (entre os igarapés) são menores do que a diferença constatada entre os igarapés de referência e sensíveis. (PERMDISP, $p = 0,746$)

Os resultados expressam alta diversidade beta entre os ambientes de referência e sensíveis analisados na sub-bacia Saracá. Juntos, os eixos 1 e 2 representaram 43% da variação dos dados.

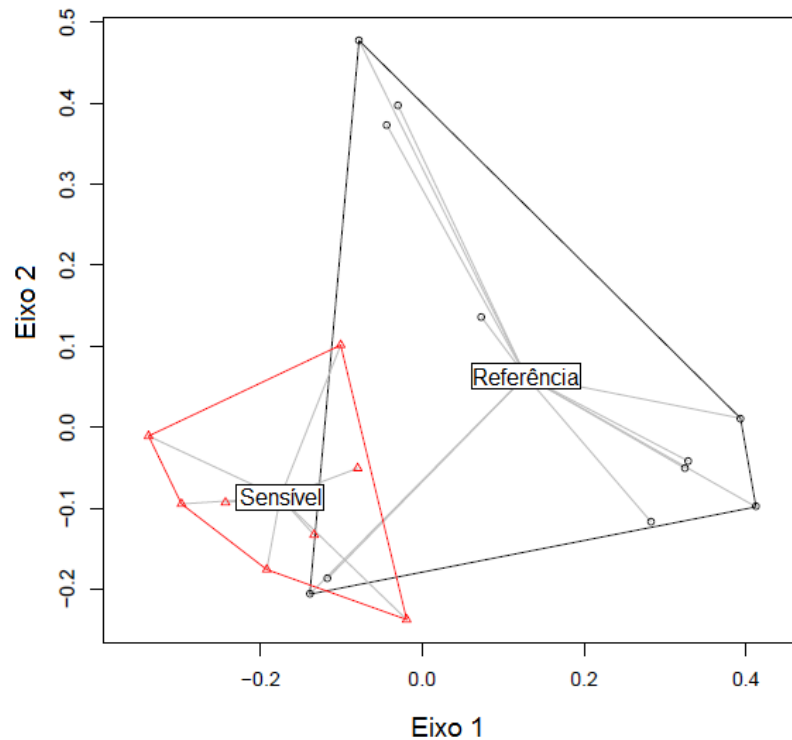


Figura 11: Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com base nos dados de composição taxonômica (matriz de Jaccard) da sub-bacia Saracá na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição da fauna em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem

Na sub-bacia Araticum, os resultados da PCoA não evidenciaram separação significativa entre os igarapés de referência e os igarapés sensíveis. Neste caso, apesar da composição da fauna não ser significativamente diferente entre os dois ambientes com diferentes status de impacto ambiental (Jaccard; $R^2 = 0,032$, $p = 0,199$), a distribuição dos táxons não ocorre com a mesma abundância nesse conjunto de igarapés (Bray-Curtis; $R^2 = 0,05$, $p = 0,016$ *) (Figura 12).

Com a PERMDISP, não foi possível observar diferença significativa na variabilidade da dispersão de abundâncias nos igarapés e composição da fauna dentro de cada status de igarapés analisado. (PERMDISP, $p = 0,119$)

Os resultados expressam baixa diversidade beta entre os igarapés de referência e sensíveis analisados na sub-bacia Araticum. Juntos, os eixos 1 e 2 representaram 25% da variação dos dados.

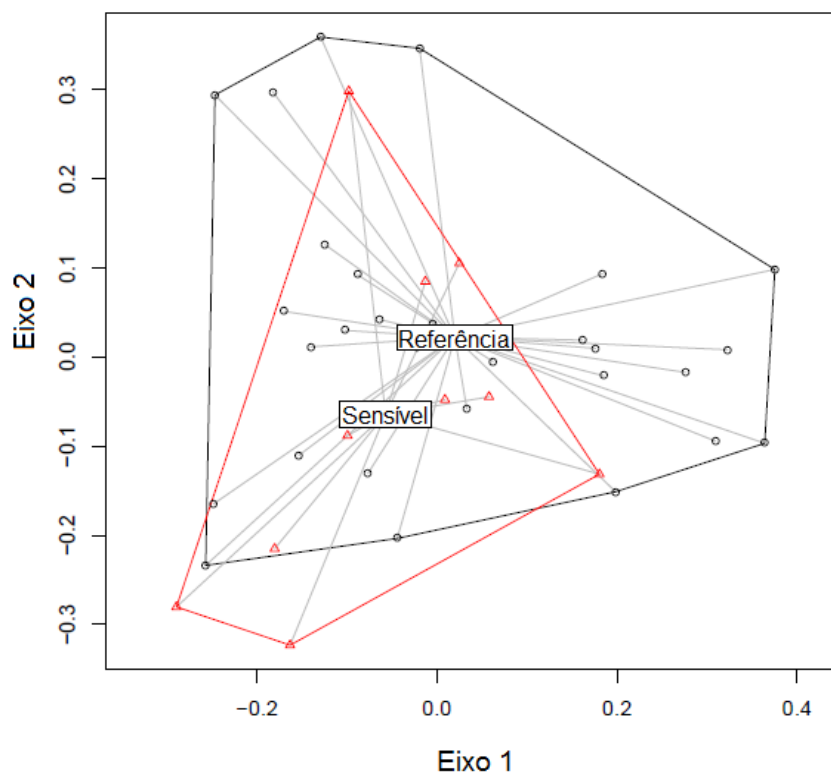


Figura 12: Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância total dos macroinvertebrados aquáticos coletados na sub-bacia Araticum na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição da fauna em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem.

4.3. Relação entre as variáveis abióticas e a fauna de macroinvertebrados aquáticos

De acordo com o resultado da Análise de Correspondência Canônica (ACC) (Figuras 13 e 14) não houve separação marcante de grupos de táxons em relação às variáveis abióticas analisadas. Os eixos 1 e 2 selecionados explicaram 60,9 % em Saracá (Figura 13) e 61,3 % em Araticum (Figura 14) da relação investigada, e os baixos autovalores ($>0,5$, de acordo com TER BRAAK, 1995) indicam a baixa variação total na composição da fauna ao longo dos eixos.

A maioria dos organismos apresentou distribuição ao centro do gráfico, portanto, sem exibir relação estreita com tais variáveis. Apesar disso, alguns táxons pareceram estar mais associados a maior porcentagem de cobertura de dossel e a maior heterogeneidade de componentes no leito nas duas sub-bacias analisadas, como *Aeschnosoma*, *Agriogomphus*, *Brechmorhoga*, *Campylocia*, *Desmogomphus*, *Heterelmis*, *Macrobrachium*, *Macrogynoplax*, *Macrostemum*, *Miroculis*, *Nectopsyche*, *Phanoceroides*, *Polythoridae*, *Simuliidae*, *Stegoelmis*, *Triplectides* e *Xenelmis*. Por

outro lado, outros pareceram estar mais associados a frações mais finas da granulometria e aumento de turbidez, como Alluroididae, Enchytraenidae, *Epigomphus*, Haplotaxidae, Perilestidae, *Phylocycla*, *Progomphus* e Tubificinae.

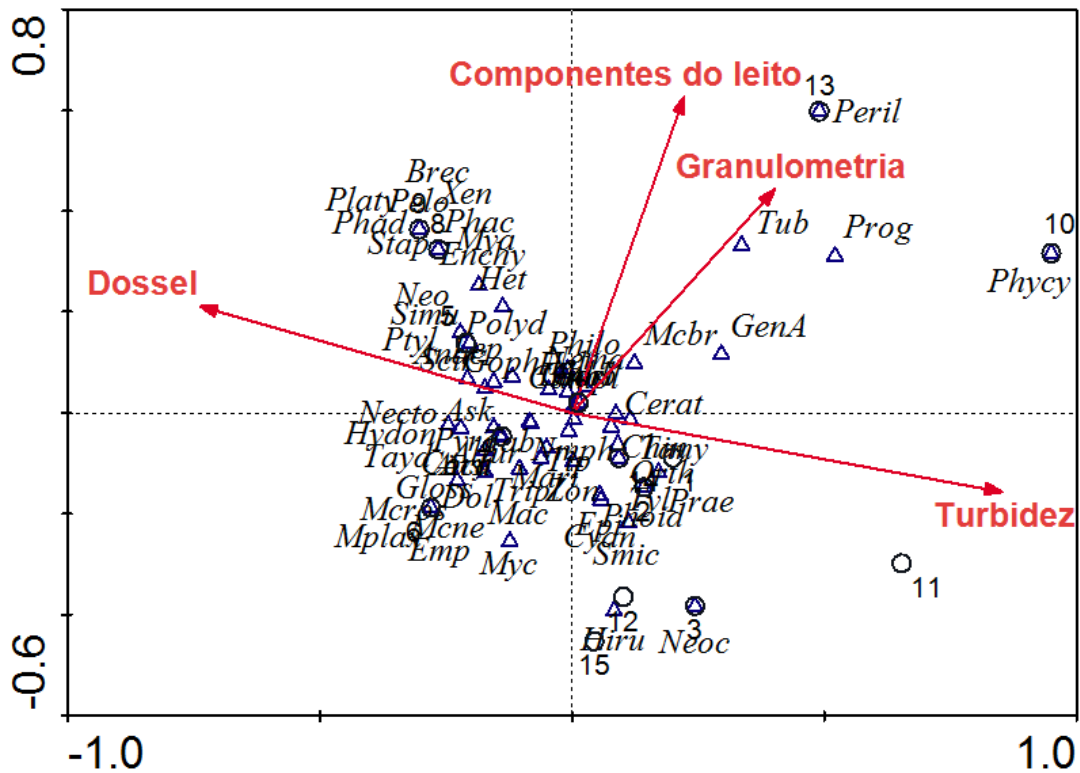


Figura 13. Análise de correspondência canônica das variáveis bióticas em relação às abióticas e estruturais obtidas nos igarapés selecionados nas sub-bacias Saracá, Pará. As abreviauras referentes aos táxons encontram-se no anexo 10. As variáveis abióticas e estruturais: Componentes do leite (como tronco, alga, raiz, macrófita, folhíço e galho; com scores da ACP), Dossel (porcentagem de cobertura de dossel), Granulometria (componentes finos do sedimento; com scores da ACP) e Turbidez

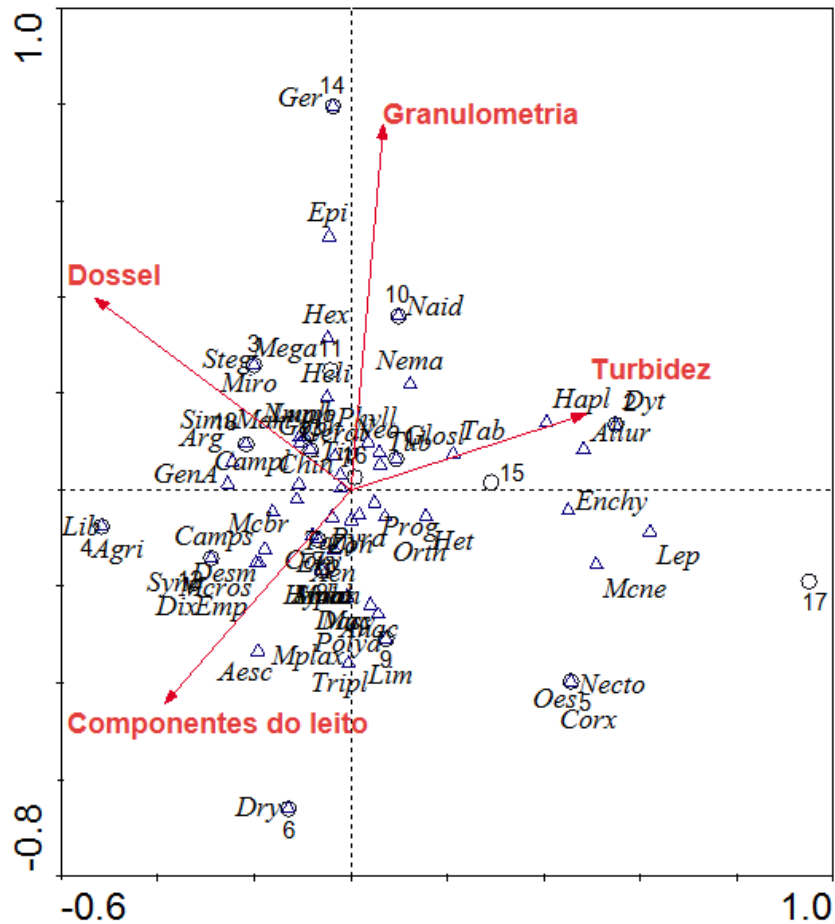


Figura 14. Análise de correspondência canônica das variáveis bióticas em relação às abióticas e estruturais obtidas nos igarapés selecionados nas sub-bacias Araticum, Pará. As abreviações referentes aos táxons encontram-se no anexo 10. As variáveis abióticas e estruturais: Componentes do leito (como tronco, alga, raiz, macrófita, folhço e galho; com scores da ACP), Dossel (porcentagem de cobertura de dossel), Granulometria (componentes finos do sedimento; com scores da ACP) e Turbidez

4.4. Composição e riqueza funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos

Os grupos funcionais alimentares identificados em todos os igarapés analisados em Saracá e Araticum foram: Coletor (ou coletor-catador), Filtrador (ou Coletor-Filtrador), Fragmentador, Predador e Raspador (Anexo 11). Dentre estes, o grupo dos coletores catadores foi o mais abundante, contribuindo com 34,04% do total da fauna analisada, seguido dos fragmentadores, com 25,85%, predadores com 19,46%, raspadores com 10,55% e coletores filtradores 10,09%. O mais representativo foi o grupo dos predadores (56 táxons), seguido dos coletores catadores (29 táxons), raspadores (23 táxons), fragmentadores (13 táxons) e coletores filtradores (12 táxons).

Na sub-bacia Saracá, o grupo mais abundante nos igarapés de referência foi o dos coletores catadores, representando 35% da fauna e nos igarapés sensíveis o grupo mais abundante foi o dos predadores (29,4%). Considerando os dois ambientes analisados, o grupo com menor abundância foi o dos coletores-filtradores, com 12% nos igarapés de referência e 2,9% nos sensíveis (Figura 15).

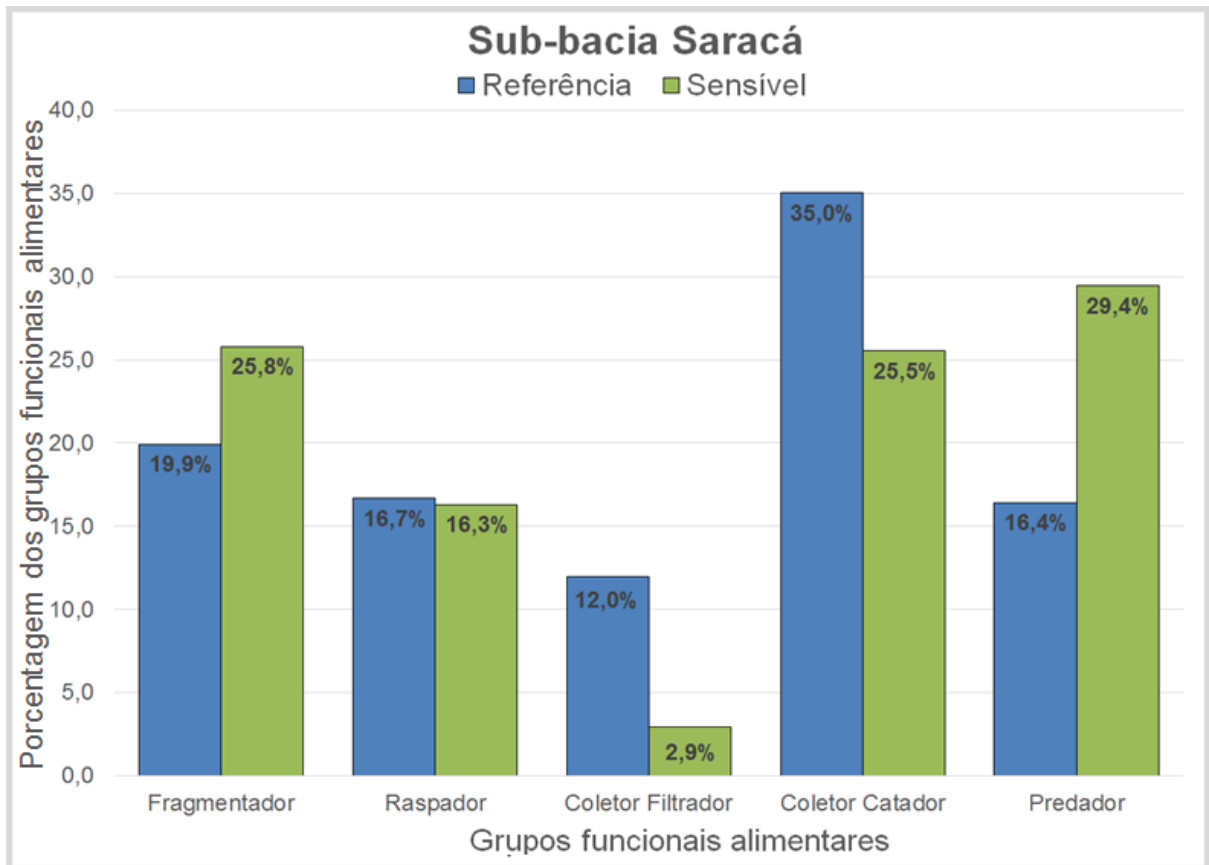


Figura 15. Porcentagem dos grupos funcionais de alimentação nos igarapés de referência e sensíveis, analisados na sub-bacia Saracá, Pará

Na sub-bacia Araticum, para ambas as categorias de ambientes analisadas a maior abundância foi observada para o grupo dos coletores catadores, com 37,1% nos igarapés sensíveis e 34,8% nos igarapés de referência. O grupo com menor abundância foi o dos raspadores para ambas as categorias de ambientes analisados, com 8,5% nos igarapés sensíveis e 7,6% nos igarapés de referência (Figura 16).

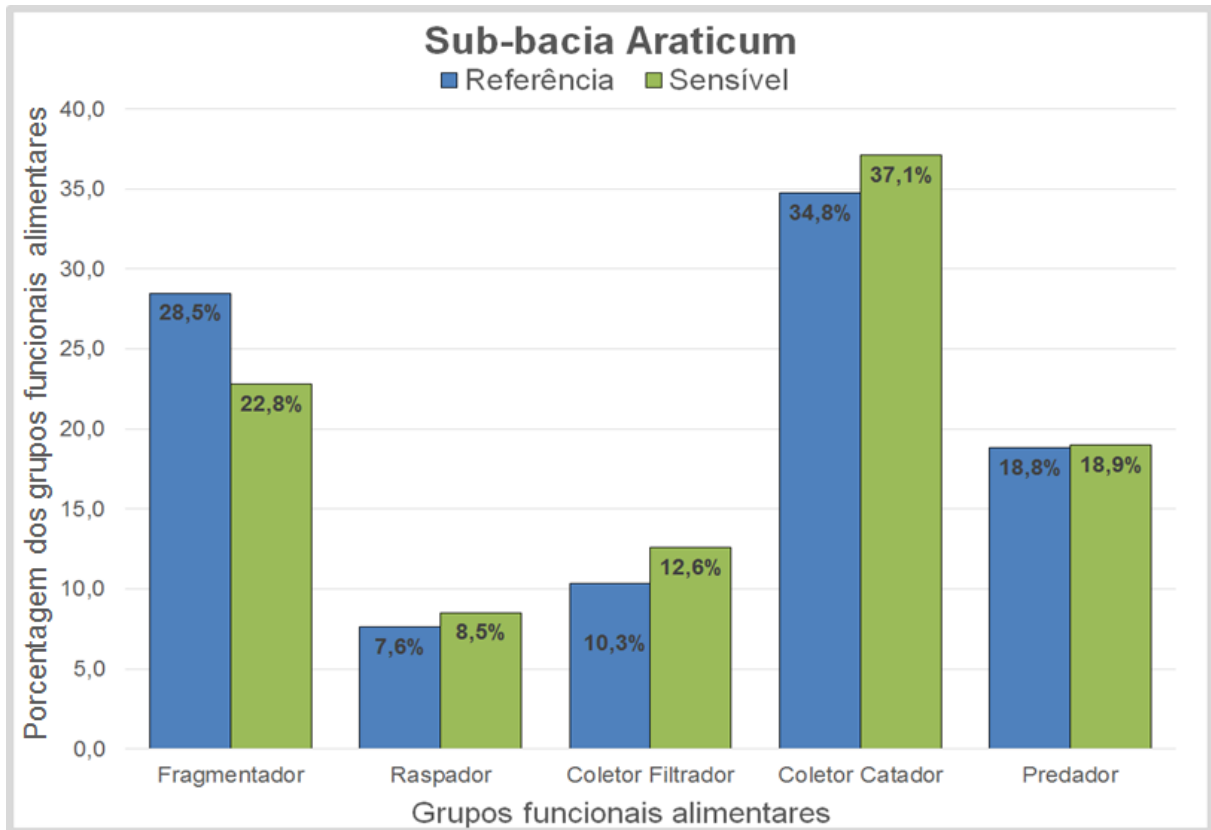


Figura 16. Porcentagem dos grupos funcionais de alimentação nos igarapés de referência e sensíveis, analisados na sub-bacia Araticum, Pará

A riqueza funcional (FRic) da fauna dos macroinvertebrados foi significativamente menor, em média, nos ambientes sensíveis em relação aos ambientes de referência na sub-bacia Saracá. Na sub-bacia Araticum, apesar da riqueza funcional (FRic) ser maior, em média, nos ambientes de referência em relação aos sensíveis, esta diferença não foi significativa (Figura 17).

Em Saracá, o menor valor de FRic ocorreu em Saracazinho 01 em 2012 (FRic = 0,101), igarapé sensível, enquanto o maior valor foi partilhado por mais de um igarapé de referência analisado nesta sub-bacia. Por outro lado em Araticum, apesar do menor valor de FRic registrado no igarapé sensível Almeidas 02 em 2013 (FRic= 0,103), os demais valores nos igarapés sensíveis tenderam à semelhança com os dos igarapés de referência (Anexo 12).

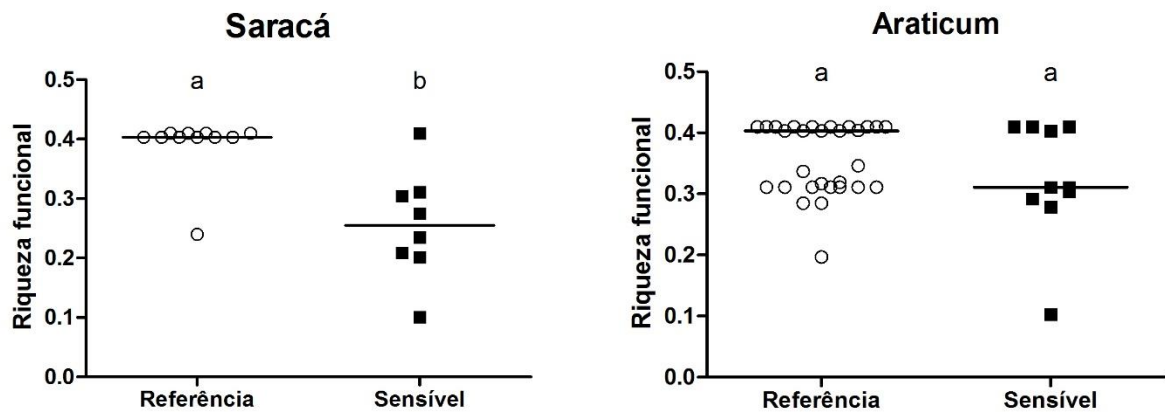


Figura 17: Comparações da riqueza funcional alimentar entre os igarapés de referência e sensíveis para as sub-bacias Saracá (a) e Araticum (b). As comparações foram feitas com teste *t* e letras diferentes sobre os boxplot indicam diferenças significativas ($p < 0,05$)

4.4.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos funcionais

Com relação aos grupos funcionais alimentares, na sub-bacia Saracá os resultados da PCoA demonstraram que entre os dois *status* de igarapés analisados a distribuição das abundâncias dos grupos funcionais alimentares não é significativamente diferente (Bray-Curtis; $R^2 = 0,147$, $p = 0,058$), e a composição desses grupos funcionais também não apresenta diferença entre os igarapés de referência e os igarapés sensíveis (Jaccard; $R^2 = 0,008$, $p = 1$). Entretanto, com a PERMISP observou-se que a variabilidade da dispersão das abundâncias dos grupos funcionais dentro dos igarapés de referência e igarapés sensíveis analisados apresentou diferença significativa entre estes grupos (PERMDISP, $p = 0,007$ ***), embora não tenha sido possível inferir tal diferença com relação à variabilidade da dispersão da composição de grupos funcionais alimentares (PERMDISP, $p = 0,494$) (Figura 18).

Estes resultados não expressam diferenciação funcional evidente entre os igarapés de referência e sensíveis analisados na sub-bacia Saracá. Juntos, os eixos 1 e 2 representaram 69% da variação dos dados.

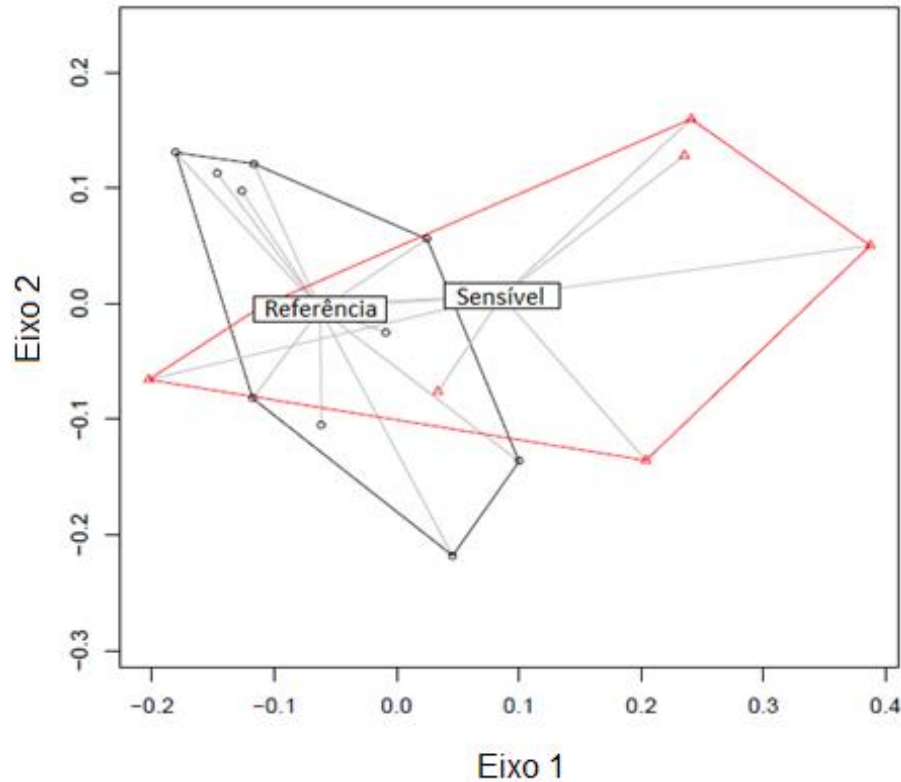


Figura 18: Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância dos grupos funcionais alimentares dos macroinvertebrados coletados na sub-bacia Saracá na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição dos grupos em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem.

Na sub-bacia Araticum, os resultados da PCoA indicaram que a distribuição das abundâncias dos grupos funcionais alimentares entre os dois status de igarapés analisados é significativamente diferente (Bray-Curtis; $R^2 = 0,135$, $p = 0,001$ ***). A composição dos grupos funcionais entre os igarapés de referência e igarapés sensíveis, não apresenta diferença (Jaccard; $R^2 : 0,032$, $p = 0,311$).

Por meio da PERMDISP foi verificada diferença significativa entre os grupos (status de igarapés) quanto à variabilidade da dispersão das abundâncias dos grupos funcionais dentro de cada um desses status de igarapés analisados (PERMDISP, $p = 0,002$ ***), porém não foi observada diferença significativa com relação à variabilidade da dispersão da composição de grupos funcionais alimentares (PERMDISP, $p = 0,904$)(Figura 19).

Estes resultados, assim como em Saracá, não expressam diferenciação funcional evidente entre os ambientes de referência e sensíveis analisados nesta sub-bacia. Juntos, os eixos 1 e 2 representaram 62% da variação dos dados.

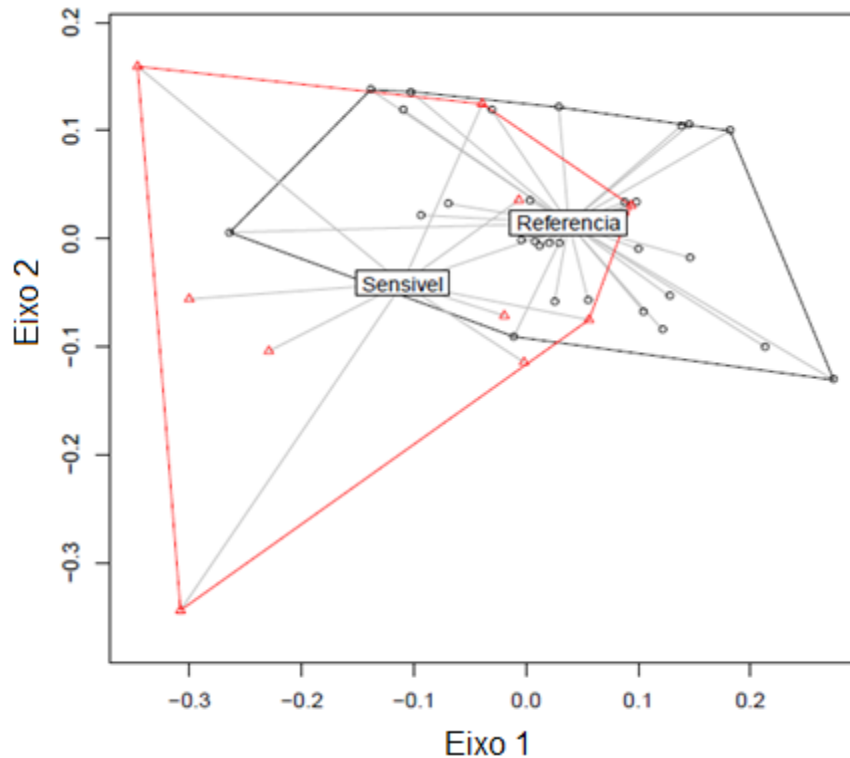


Figura 19: Análise de Coordenadas Principais dos dados de abundância dos grupos funcionais alimentares dos macroinvertebrados coletados na sub-bacia Araticum na FLONA Saracá-Taquera, Pará. Polígono em preto representa distribuição dos grupos em ambientes de referência e vermelho em ambientes sensíveis. Os diferentes símbolos representam diferentes grupos formados mediante os locais de amostragem.

4.5. Relação entre riqueza taxonômica e funcional dos macroinvertebrados aquáticos

Mediante a análise de regressão realizada, tanto nos igarapés sensíveis como nos de referência, a riqueza funcional aumentou conforme aumento da riqueza taxonômica (Figura 20). De acordo com o modelo assintótico gerado, a figura 20a demonstra que os ambientes de referência mesmo apresentando maior número de táxons, fica evidenciado o maior grau de saturação funcional nestes ambientes em relação aos sensíveis, podendo ser observado pela estabilização da curva a partir de uma riqueza taxonômica de 20 e pelo maior valor do coeficiente de decaimento ($k = 0,155$ para os ambientes de referência (fig 19a). A partir da figura 20b, correspondente aos ambientes sensíveis, é possível observar que a baixa riqueza taxonômica reduziu o momento para a estabilização funcional no modelo analisado, com $k = 0,102$, ou seja, mesmo com a quantidade máxima de táxons nem todas as combinações funcionais foram abrangidas nessa categoria de ambiente analisada.

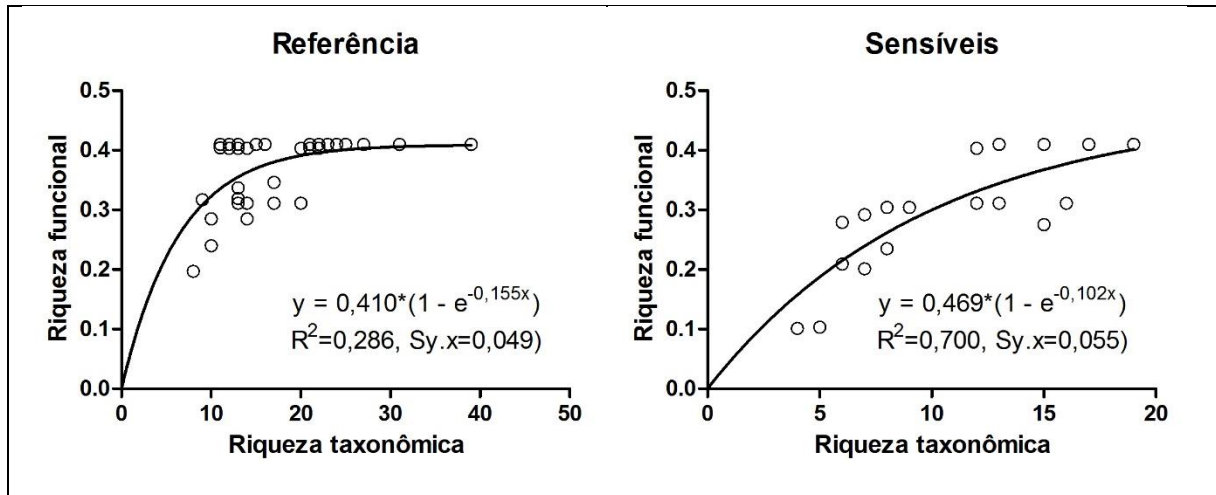


Figura 20: Regressão não linear entre a riqueza funcional alimentar e taxonômica dos macroinvertebrados aquáticos da FLONA Saraca-Taquera, Pará

5. DISCUSSÃO

5.1. Caracterização dos igarapés estudados

No geral, é observado em igarapés de terra firme na Amazônia águas mais ácidas, uma vez que nesses ambientes a drenagem das águas pluviais advindas da floresta adjacente carregam ácidos húmicos para dentro dos cursos d'água, diminuindo assim o pH nesse ecossistema. Os valores médios de pH observados nos igarapés neste trabalho correspondem ao que é encontrado na literatura (Mendonça *et al.*, 2005; Espírito-Santo *et al.*, 2009).

A faixa média de temperatura em relação a cada ambiente analisado por sub-bacia esteve entorno de 25/26°C, conforme ICMBio (2014). O valor médio elevado da temperatura observado em Almeidas 02 no ano de 2010 pode estar relacionado com a formação de um alagado a montante deste ponto, com a construção de uma estrada cortando o curso d'água (Projeto Igarapés, 2010). Este alagado, exposto à radiação solar apresenta elevação na temperatura local e tende a resultar em um aumento de temperatura também nos trechos a jusante. Apesar do aumento de temperatura nesse ponto não ter influenciado em redução da abundância e diversidade da fauna nesse período seco de 2010, é conhecido que o aumento de temperatura em pequenos riachos tem a capacidade de alterar a taxa metabólica de invertebrados, influenciar em seus ciclos de vida, sua distribuição ao longo de trechos no curso d'água e sua

capacidade de interação com outras espécies (Hynes, 1970; Knight & Bottorff, 1984; Allan; Castillo, 2007).

Alguns dentre os igarapés sensíveis da sub-bacia Saracá relacionaram-se positivamente a maiores valores de turbidez e a frações mais finas da granulometria no sedimento (figura 7). Dentre estes, o igarapé Saracá 01, com o segundo maior valor de turbidez registrado dentre todo o conjunto de dados neste trabalho, apresentou 92% da composição de substratos do leito composto por areia no ano de 2012 (estiagem), sendo majoritariamente composta por areia fina (65%) e silte e argila (19%) (anexo 2). Em 2013, também no período de estiagem, este trecho de igarapé apresentou a granulometria composta por grande contribuição de granulometria média (67%) e fina (18%) (anexo2), possivelmente os componentes mais finos tenham sido carregados pelo fluxo d'água ao longo deste ano subsequente. Esses sedimentos mais finos são considerados instáveis se comparados a outros como grandes pedras que, mesmo diante de maiores velocidades de correnteza permanecem fixas nos leitos (Allan, 1995). A estrutura física neste igarapé aparentemente foi alterada, segundo relatório anual do Projeto Igarapés (2012), devido à erosão ocorrida no platô Saracá anos antes deste registro.

Por outro lado, o igarapé Saracazinho 01, apresentou o maior valor de turbidez, destacando-se dos demais, certamente devido à intervenção ocorrida no mesmo, em setembro de 2012, com a construção de uma escadaria para escoamento superficial da água pluvial a montante (Figura 20a; Projeto Igarapés, 2012). Neste ano a areia representou 99,4% dos componentes do leito neste ponto, apresentando a segunda maior contribuição de silte e argila observada (10%). Em 2013, a turbidez neste ponto apresentou menor valor, 3,59 NTU, porém como observado na figura 20b, referente a outubro de 2015, com a presença da mesma escadaria demarcada com concreto somado à delimitação do corpo hídrico com sacos aparentemente com concreto, é possível observar a fragilidade e vulnerabilidade deste sistema a sofrer com novos e elevados aportes de sedimentos para o curso d'água, além de implicações para o crescimento vegetal às margens do igarapé.



Figura 21: Retirada da vegetação ripária e consequente modificação do leito no igarapé Saracazinho 01 em setembro de 2012 (a), e em outubro de 2015 (b)

Foto: Nicholas Marino e Thiago Barros

Wood e Armitage (1997), ao revisarem os efeitos biológicos dos sedimentos finos no ambiente lótico, com uma abordagem holística visando identificar causas e extensão da sedimentação nesse ecossistema e com destaque para a ecologia ribeirinha, destacam que os efeitos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos mais graves e óbvios da sedimentação ocorrem como resultado de atividades antrópicas próximas ao curso d'água. Além disso, ressaltam que o tipo de ambiente existente às proximidades do curso d'água fortemente influenciam o volume do sedimento carregado para os mesmos, além do grau de sedimentação. Este tipo de interferência do homem gera impactos mais acentuados na produtividade primária e na diversidade (Hynes, 1970) e abundância da fauna.

Embora exista essa forte correlação de aumento de turbidez e aporte de componentes mais finos da granulometria para o curso d'água em alguns pontos sensíveis em Saracá e sobre um ponto de referência e um sensível em Araticum, como observado na PCA, é necessário ressaltar que os valores de turbidez encontrados, variando de 2 a 4 NTU, mesmo para ambientes sensíveis, são considerados relativamente baixos quando comparados com o valor considerado de referência para água doce de classe 1 de acordo com o CONAMA 357/2005 (Brasil, 2017).

A porcentagem de cobertura de dossel, dentre outras variáveis ambientais, normalmente é utilizada na literatura por contribuir como importante fator capaz de controlar a disponibilidade e qualidade de habitats em ambientes lóticos (Gordon *et al.*, 2004). Iñiguez–Armijos *et al.* (2014), investigaram a influência da cobertura vegetal em diferentes escalas espaciais, sobre a estrutura e composição da fauna

macrobentônica e sobre qualidade da água em riachos, nos Andes, em região com pressões antrópicas, dentre elas o desmatamento, e observaram relação mais forte entre a cobertura florestal e as métricas analisadas para a fauna em uma escala de bacia hidrográfica. Estes autores atribuíram a queda de qualidade da água em dois pontos analisados à presença de estradas secundárias próximas ao curso d'água. No presente trabalho, a porcentagem de cobertura de dossel apresentou uma faixa de variação elevada, entre 20 a 90%, onde a menor média foi observada nas áreas sensíveis da sub-bacia Saracá (46,67%).

Apesar dessa análise, em escala de bacia hidrográfica, muitos impactos a nível local são identificados, embora nem sempre seja simples e rápido estabelecer o grau dessas perturbações ao ecossistema aquático e o quanto as alterações podem interagir com variáveis físicas, químicas e biológicas na Amazônia, uma vez que essas podem mesclar-se com o intervalo de ocorrência de perturbações de origem natural (Nessimian *et al.*, 2008; Couceiro *et al.*, 2010).

Os principais eventos observados neste trabalho com relação a supressão de parte ou grande parte de determinada extensão de vegetação ripária não são resultados diretos do processo de extração da bauxita, pois estão associados à criação de estradas ou da escadaria e tubulações para escoamento de água pluvial. A criação das estradas faz parte da sequência de operação para extração e beneficiamento da bauxita em Porto Trombetas, uma malha de estradas está distribuída entre os blocos onde ocorrem as operações de forma a garantir o acesso otimizado às áreas de lavra e à estrada principal (Bozzeli *et al.*, 2000). Ressalta-se assim, o potencial efeito negativo das atividades indiretas desse tipo de empreendimento para a integridade do ecossistema nessa região da Amazônia paraense.

Mesmo que a média dos valores captados para as variáveis ambientais analisadas neste trabalho não estejam em desacordo com os padrões já observados em igarapés de terra firme na Amazônia, é possível que a interferência das atividades da mineração ao longo dos anos e de modo constante em determinados igarapés possa ter refletido sobre alguns descritores ecológicos da fauna de macroinvertebrados analisados.

5.2. Composição e riqueza taxonômica da fauna de macroinvertebrados aquáticos

Dentre todos os táxons, os maiores valores de abundância foram identificados dentre as ordens de insetos aquáticos Diptera e Trichoptera em ambas as sub-bacias estudadas. Os dípteros embora mais abundantes, não foram os mais representativos, em número de táxons, em nenhum dos ambientes analisados em Saracá e Araticum. Em Saracá, foi a segunda ordem mais representativa em número de táxons nas duas categorias de ambiente analisadas. Trivinho-Strixino (2014), ao discorrer sobre os quironomídeos na Amazônia, destacou que à ordem Diptera pertence cerca de metade da fauna de insetos nos ambientes aquáticos, e algumas famílias desta ordem podem predominar a maioria dos ambientes aquáticos dulcícolas, quando na forma imatura. No presente trabalho, Chironomidae foi a família mais abundante.

Conhecida em muitos trabalhos ecológicos por ser frequente e dominante em ecossistemas de água doce, a família Chironomidae é capaz de colonizar rapidamente e facilmente diversos ambientes (lênticos e lóticos) e possui diversos hábitos alimentares e estratégias adaptativas (Pinder, 1986, Henriques-oliveira *et al.*, 2003; Trivinho-Strixino, 2014). Os táxons mais abundantes nesse trabalho estiveram distribuídos nas sub-famílias de Chironomidae: Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae.

Diferente da ordem Diptera, a ordem Trichoptera demonstrou maior representatividade tanto nos ambientes sensíveis quanto nos ambientes de referências, cujo número de táxons foi maior. De acordo com a literatura, a ordem é reconhecida por sua abundância em ambientes lóticos e por sua importante contribuição para a diversidade taxonômica em riachos (Mackay; Wiggins, 1979; Callisto *et al.*, 2001; Pes *et al.*, 2005). A alta diversidade dessa ordem pode estar relacionada com a sua ampla associação com diferentes materiais alóctones disponíveis nos cursos d'água, como recursos alimentares (Galdean *et al.*, 2001) ou mesmo para confecção de abrigos.

Com relação aos gêneros com maior número de indivíduos da Ordem Trichoptera, os gêneros *Triplectides*, *Marilia*, *Macronema* e *Helicopsyche* estiveram associados a ambientes considerados não impactados no presente estudo. Este resultado é consistente com o encontrado em cursos d'água preservados em áreas urbanas em Manaus por Couceiro *et al.* (2007) e associados a cursos d'água também sem impacto pela entrada de sedimentos derivados de construções humanas

relacionadas com a exploração de gás e petróleo na Amazônia Central brasileira. Dentre estes gêneros, *Helicopsyche* foi considerado indicador de áreas não impactadas (Couceiro *et al.*, 2010), por outro lado os gêneros *Marilia*, *Macronema* e *Helicopsyche* também foram pouco seletistas para com o tipo de substrato colonizado no leito dos riachos, segundo Fidelis *et al.* (2008). Portanto, o que possivelmente explica a maior representatividade de *Marilia* e *Helicopsyche* na maioria dos ambientes analisados. Além disso, *Helicopsyche* foi mais representativo em ambientes de referência e sensível de Araticum, onde a porcentagem de cobertura de dossel também foi, em média, elevada. Os gêneros *Triplectides* e *Phylloicus* têm sido observados colonizando primariamente folhiços submersos (Landeiro *et al.*, 2010). Estes apresentam estreita relação com o substrato orgânico (e.i. folhas e pequenos troncos), como fonte de energia além de utilizá-los para construção de abrigos. Neste trabalho *Triplectides* foi mais representativo apenas nas áreas de referência em Araticum. Os gêneros *Smicridea*, *Macronema* e *Macrostemum*, foram mais representativos de ambientes de referência e sensível em Araticum e com relativa abundância, apesar de *Smicridea* ter sido observado apenas em áreas desmatadas por Nessimian *et al.* (2008). No geral, estes três gêneros apresentaram-se em igarapés com maior disponibilidade de frações maiores de granulometria quando em ambientes de referência, exceto o gênero *Smicridea*, dentre esses três, no ambiente sensível em Araticum (Almeidas 02, em 2010) apresentou maior abundância em igarapé composto ricamente com areia fina (54%). Este gênero tem por hábito construir abrigos fixos e formar redes contra a corrente para capturar o seu alimento.

A ordem Odonata apresentou uma representatividade elevada de táxons nos igarapés de referência na sub-bacia Araticum e a segunda ordem mais representativa, em número de gêneros, em Saracá. Esta ordem de insetos aquáticos é amplamente encontrada em ambientes lóticos e lênticos. Delgado (2002) estudando a distribuição espacial e temporal de larvas de odonata em igarapés de terra firme observou uma elevada diversidade ocorrendo entre os meses de setembro e outubro de todos os anos por ele estudados.

Dentre os gêneros: *Progomphus*, *Zonophora*, *Desmogomphus* e *Aeschnosoma*, os dois primeiros foram, em outros estudos, classificados como fossadores, encontrados em microhabitat composto por sedimento arenoso (Carvalho e Nessimian, 1998; Delgado, 2002). Além disso, *Progomphus* foi associado a ambientes preservados segundo Couceiro *et al.*, (2007). Dados que confirmam o

observado no presente trabalho e a elevada presença desses gêneros em áreas preservadas na sub-bacia Araticum, além da característica naturalmente encontrada da composição do leito nos igarapés de terra firme (igarapés de cabeceira), composto por substratos arenosos além de bancos de folhiço submersos (Landeiro *et al.*, 2010).

Mesmo com uma maior abundância do grupo considerado mais generalista (*i.e.* Quironomídeos) nos igarapés de referência em relação aos sensíveis, a riqueza foi significativamente maior nos igarapés de referência em relação aos sensíveis em ambas as sub-bacias. Buss *et al.* (2002), observaram em seu estudo que o tipo de substrato no leito, significativamente influenciado pela degradação ambiental local, foi o fator que mais influenciou a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos. Na Amazônia Central, os pequenos cursos são especialmente afetados direta e negativamente pelo desmatamento, uma das principais perturbações antrópicas sobre os cursos d'água (Couceiro *et al.* 2007; Nessimian *et al.*, 2008). Este evento tem efeitos no aumento da taxa de erosão para os cursos, advindo das margens instáveis pela falta de proteção da vegetação ripária, podendo assim elevar o assoreamento local e também pode afetar o processo de forrageamento de alguns táxons devido a alteração das características estruturais no leito, modificadas por esse tipo de interferência.

No presente trabalho foram evidenciadas as alterações das características físicas nos igarapés sensíveis devido às intervenções da atividade da mineração, identificadas por menor porcentagem de cobertura de dossel e principalmente pelo médio ou elevado aporte de sedimentos como areia fina e argila para o curso d'água, possivelmente esses fatores estejam dificultando o reestabelecimento da fauna (riqueza e abundância) em alguns dos igarapés sensíveis.

A interferência antrópica observada no igarapé Saracazinho 01 (em 2012) aparentemente refletiu na menor riqueza taxonômica registrada neste estudo (total de oito indivíduos coletados). Isto pode ter ocorrido através de eliminação de indivíduos por soterramento, evento discutido por outros autores como capaz de gerar efeitos deletérios na fauna de macroinvertebrados aquáticos, mesmo para os táxons com natural mobilidade no leito (Wood *et al.*, 2005; Harrison *et al.*, 2007; Couceiro *et al.*, 2010; Jones *et al.*, 2012), mas principalmente por impedir a colonização do substrato, tornando-o inabitável para grande parte das espécies. A colonização nesse ambiente foi composta apenas por alguns quironomídeos, além de indivíduos da família Philopotamidae, o que demonstra que alguns táxons conseguem superar tais

interferências por naturalmente se beneficiarem com o elevado aporte desse tipo de sedimento (Philopotamidae)(Jones *et al.*, 2012), ou com relação ao seu hábito mais generalista para colonização (Chironomidae).

Mesmo com a relativa variedade na disponibilidade de componentes no leito nesse mesmo igarapé (Saracazinho 01) em 2013, em concordância com a ACP para os ambientes sensíveis em Saracá, foi possível observar uma riqueza taxonômica pouco expressiva e baixa diversidade da fauna de macroinvertebrados nesses ambientes, dessa forma, destacando a fragilidade ainda existente nesse ecossistema.

Outro registro importante foi com relação à riqueza e abundância de táxons de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), frequentemente utilizados na avaliação de impactos por serem considerados sensíveis a impactos antropogênicos (Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2006; Nessimian *et al.*, 2008). Em ambas as sub-bacias, e considerando todo o conjunto de táxons estudados, essas métricas foram menores nas áreas sensíveis (riqueza: 11 e abundância: 29 em Saracá, e riqueza: 15 e abundância: 101 em Araticum) em relação as áreas preservadas (riqueza: 19 e abundância: 226 em Saracá, e riqueza: 30 e abundância: 670 em Araticum). A composição e riqueza deste grupo de táxons podem ser afetadas tanto com relação à supressão de vegetação ripária em pequenos riachos tropicais (Nessimian *et al.*, 2008), quanto com relação ao elevado aporte de frações mais finas de sedimento para pequenos cursos d'água (Kaller *et al.*, 2001; Zweig; Rabeni, 2001). Esses dados podem sugerir que os igarapés de referência aparentemente estão fornecendo melhor disponibilidade de hábitat e estrutura física no leito capaz de sustentar maior abundância e riqueza de táxons.

Alguns táxons foram raros em cada tipo de ambiente analisado, com ocorrência em apenas um determinado ambiente em cada sub-bacia e considerados como exclusivos (Tabela 5). De acordo com Cao *et al.* (1998) espécies raras são consideradas, usualmente, como aquelas com baixa frequência ou número dentro de uma amostra com tamanho determinado, especialmente. Resh *et al.* (2005) tratam com uma outra abordagem, segundo os autores podemos considerar a raridade de espécies caso ocorram apenas ocasionalmente em coletas realizadas durante um período longo de tempo. Ao examinarem a frequência e ocorrência temporal de macroinvertebrados bentônicos a partir de um conjunto de dados de pesquisa com coletas ao longo de vinte anos em riachos na Califórnia, obtiveram resultados indicando que os táxons temporalmente raros foram comuns em sua ocorrência,

embora não em densidade. Estes podem auxiliar na interpretação dos efeitos de impactos ambientais sobre a fauna de macroinvertebrados, dada a importância em estudos de avaliação biológica, envolvendo a riqueza total de espécies, além da abundância dessas em relação às espécies comuns (Cao *et al.* 1998; Resh *et al.*, 2005; Siqueira *et al.*, 2012). Foi evidenciado neste estudo que a proporção de táxons exclusivos (e raros) foi maior em ambientes sem influência de impacto antrópico, bem como observado por outros autores (Cao *et al.*, 1998; Nessimian *et al.* 2008).

Neste trabalho ficou evidenciada a menor frequência de ocorrência de gêneros como *Askola*, *Farrodes*, *Macrogynoplax*, *Polythoridae*, *Oecetis*, *Triplectides* e *Phylloicus*, porém, somente em igarapés considerados de referência. O gênero *Phylloicus* utiliza majoritariamente estruturas de plantas tanto para alimentação quanto como forma de abrigo, sendo observado em muitos estudos como indicador em ambientes mais prístinos em regiões neotropicais (Prather, 2003; Holzenthal, 2007; Silveira *et al.*, 2006; Valle *et al.*, 2013). Os gêneros *Askola*, *Farrodes* e *Triplectides* são normalmente encontrados em bancos de folhiço em diferentes mesohabitats nos riachos e este último também conhecido por utilizar pequenos gravetos para construção de abrigo (Buss *et al.*, 2004; Fidelis *et al.*, 2008; Landeiro *et al.*, 2010). *Oecetis* foi considerado táxon indicador para os ambientes não impactados por aumento de sedimentos finos de acordo Couceiro *et al.*, (2010). Bobot e Hamada (2002), investigando a presença do gênero *Macrogynoplax* em um igarapé com aumento de sedimento no leito em relação a outro igarapé íntegro, mas com dossel florestal preservado, observaram a redução da abundância deste gênero em ambientes com o impacto antrópico detectado, e a família Polythoridae, exclusivamente neotropical e predominante na Amazônia, é considerada boa indicadora da integridade ambiental, pois os registros desta família evidenciam a sua associação com a floresta primária, de acordo com Neiss e Hamada (2014). Além disso, dentre todos os táxons exclusivos, os representantes de EPT foram mais frequentes nos ambientes de referência em relação aos sensíveis. De acordo com Callisto e Esteves (1996), até mesmo em discretas ocorrências e em baixas densidades, alguns táxons (raros) podem fornecer informações valiosas sobre os locais onde foram amostrados. Leitão *et al.* (2016), ao investigarem as consequências das extinções locais e regionais de espécies sobre a estrutura funcional das comunidades estudadas consideraram o importante papel também das espécies raras

para a funcionalidade de um ecossistema, não só em escala local, mas também em escala regional.

Portanto, mesmo a menor frequência desses táxons destacados pode ser um indício do estado de preservação que esses ambientes ainda mantêm, bem como a frequência de EPT em ambientes de referência pode ser mais um indicativo da melhor qualidade ambiental nestes (Silveira *et al.*, 2005; Merritt *et al.*, 2008).

5.2.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos taxonômicos

De um modo geral, a maior ocorrência de táxons exclusivos, na maioria também raros, nos ambientes de referência pode expressar um registro da maior diversidade da fauna nesse conjunto de igarapés em relação aos sensíveis. Tal diferença de composição entre os ambientes é expressa nos resultados da PERMANOVA realizada para a sub-bacia Saracá, onde foi possível observar alta diversidade beta entre os ambientes de referência e sensível.

Segundo Costa e Melo (2008), a diversidade beta tem relação com o quanto as comunidades se diferenciam ao longo de gradientes como também a taxa de substituição de espécies entre os ambientes analisados. Os fatores que podem influenciar esse grau de dissimilaridade da fauna de macroinvertebrados aquáticos entre ambientes envolvem desde as diferenças no ambiente físico e nas condições ambientais ou bióticos (*i.e.* teoria de nicho), como associado à agricultura e à atividade de mineração mediante contínuo aporte de sedimentos ao curso d'água, as limitações nas dispersões das espécies (*i.e.* teoria neutra) e a distância geográfica (Carling 1984; Davies-Colley *et al.*, 1992; Wood e Armitage 1997). Por sua vez, a composição dos grupos de macroinvertebrados em cada micro-habitat em um curso d'água está sujeita a um conjunto de fatores ambientais ou bióticos, tais como as variáveis químicas da água, a profundidade, a largura do canal, a composição e tamanho das partículas (*i.e.* fina ou grossa), atuando sobre cada micro-habitat formado (Robson & Chester, 1999; Buss *et al.*, 2002; Lamouroux *et al.*, 2004; COSTA & MELO, 2008).

5.3. Relação entre as variáveis abióticas e a fauna de macroinvertebrados aquáticos

Apesar de bem conhecida e evidenciada na literatura a influência de características hidráulicas (*e.g.* velocidade média e profundidade) e variáveis físicas

e químicas (e.g. temperatura, pH e oxigênio dissolvido) (Statzner *et al.*, 1988; Allan, 1995; Gordon *et al.*, 2004; Allan; Castillo, 2007) na distribuição da fauna de macroinvertebrados em sistemas lóticos, outros fatores também são relevantes como a alteração na proporção de cobertura ripícola (Robinson; Minshall, 1986; Zimmermann; Death, 2002; Bleich *et al.*, 2014), composição do substrato e tamanho das partículas no mesmo e a interação organismo-substrato, ou seja, a seletividade (Rabeni; Minshall; 1977; Reice, 1980; Buss *et al.*, 2004; Allan; Castillo, 2007; Fidelis, 2008).

Em relação aos resultados obtidos a respeito das variáveis abióticas, por apresentarem valores muito próximos à média e sem diferença significativa entre os ambientes de referência e sensíveis, estes sugerem que os igarapés de cabeceira analisados na FLONA Saracá-Taquera são homogêneos mediante os parâmetros ambientais analisados. Aliado a esses resultados, os dados da ACC demonstraram baixa influência dos fatores estruturais na distribuição das abundâncias dos táxons de macroinvertebrados aquáticos, indicando possível semelhança também entre as características estruturais analisadas. No entanto, a partir da ACC, embora sem uma clara separação de grupos de táxons, foi evidenciado que a tendência ao aumento da porcentagem da cobertura de dossel, aumento da heterogeneidade na composição dos componentes do leito e a redução da disponibilidade de componentes mais finos da granulometria foram fatores relevantes para a distribuição da fauna, deste modo corroborando com o encontrado na literatura.

Dentre os táxons destacados, de acordo com a literatura alguns são encontrados em ambientes naturais/ íntegros como *Macrobrachium* e *Miroculis* (Couceiro *et al.*, 2007), *Macrostemum* e Simuliidae (Nessimian *et al.*, 2008) e Potythoridae (Nessimian *et al.*, 2008; Neiss; Hamada, 2014); em folhiço localizados em área de remanso como *Triplectides* e *Brechmorhoga* (Buss *et al.*, 2004; Fidellis *et al.*, 2008; Landeiro *et al.*, 2010), *Nectopsyche* e *Campylocia* (Buss *et al.*, 2004; Fidellis *et al.*, 2008), ambos também encontrados em áreas consideradas preservadas (Couceiro *et al.*, 2007; 2010); em folhiço em área de correnteza como *Macrogynoplax* (Buss *et al.*, 2004), também considerado sensível a impacto antrópico (Bobot; Hamada, 2002), e os gêneros da família Elmidae: *Heterelmis*, *Phanoceroides*, *Stegoelmis* e *Xenelmis* (Buss *et al.*, 2004; Couceiro *et al.*, 2007; 2010); e em ambientes com substrato arenoso como *Desmogomphus* e com detritos como *Agriogomphus* e *Aeschnosoma* em áreas naturais (Neiss; Hamada, 2014). Portanto,

essas informações reforçam os resultados obtidos com a distribuição dos táxons mais associados a maior porcentagem de cobertura de dossel e maior heterogeneidade de componentes do leito nas duas sub-bacias analisadas.

Outros táxons foram destacados por estarem mais associados a frações mais finas da granulometria principalmente em relação aos igarapés estudados na sub-bacia Saracá e ao aumento da turbidez, principalmente quanto aos igarapés estudados na sub-bacia Araticum. De acordo com a literatura, Perilestidae e *Epigomphus* são normalmente encontrados em áreas com depósitos de folhiços (Delgado, 2002; Buss *et al.*, 2004; Neiss; Hamada, 2010), portanto a ocorrência dos táxons associados a frações mais finas da granulometria (Saracá) talvez possa indicar esse tipo de componente, porém associado a algum banco de liteira disponível no ambiente; *Phylocycla*, *Haplotaxidae* são característicos de áreas com sedimento arenoso (Carvalho e Nessimian, 1998; Montanholi-Martins; Takeda, 1999, 2001) bem como Enchytraenidae e *Progomphus*, também encontrados em locais com detrito disponível e associado a ambientes preservados (Buss *et al.*, 2002; Lencioni; Maiolini 2002; Couceiro *et al.*, 2007; Alves *et al.*, 2008; Neiss; Hamada, 2014). Neste trabalho, *Progomphus* foi encontrado em todas as categorias de ambientes estudados, porém não esteve presente nos igarapés com elevada influência da atividade de mineração; e Alluroididae e *Tubificinae*, associados a sedimentos com granulometria mais fina, sendo o segundo, de acordo com Rosa e colaboradores (2014) e Beghelli e colaboradores (2015), também associado a condições de impacto antropogênico e uso do solo. *Tubificinae* apesar de presente nos ambientes mais impactados pela atividade da mineração em Saracá, também esteve associado aos ambientes de referência na sub-bacia Araticum, logo, não podendo aqui ser considerado indicador do impacto decorrente das atividades de mineração.

Para ambas as sub-bacias, a distribuição das abundâncias dos táxons foi pouco influenciada pelo aumento das frações de granulometria fina e turbidez. Rabeni e Minshall (1977), a partir de experimentos em campo, estudando a respeito da microdistribuição de insetos em sistema lótico em relação a algumas variáveis ambientais e estruturais como o tamanho das partículas no sedimento, observaram que independente da influência da velocidade, ocorreu menor colonização da maioria dos táxons em substratos com os menores tamanhos estudados (5 a 7 mm de diâmetro), o que corresponde, neste trabalho, à classificação granulométrica de areia muito grossa. Semelhantemente, Richards e Bacon (1994) avaliaram a colonização

de macroinvertebrados em um riacho que recebeu elevado aporte de sedimentos finos, e obtiveram que os efeitos significativos sobre abundância e diversidade da fauna se deram apenas na presença de sedimento de 150 μm , correspondendo, neste trabalho à classificação granulométrica de 'areia fina'. Os autores ainda concluíram reforçando a forte influência de grandes quantidades de sedimentos finos para o agrupamento desses indivíduos. Em vista disso, espera-se que em partículas proporcionalmente menores a colonização pela fauna de macroinvertebrados aquáticos também seja alterada, ainda considerando a maior instabilidade de sedimentos mais finos para a fauna (Allan, 1995).

Rabeni e Minshall (1977) observaram baixa influência sobre a fauna com a deposição de leve revestimento de silte, de <1 mm de profundidade, afetando significativamente poucos táxons. Porém, autores como Larsen e Ormerod (2010) evidenciaram, por exemplo, a redução da colonização de táxons de EPT expostos a profundidades iguais ou superiores a 5mm. Logo, além do aporte de sedimentos finos, a sua contínua deposição é capaz de gerar efeitos deletérios para a fauna de macroinvertebrados aquáticos também na FLONA Saracá-Taquera.

5.4. Composição e riqueza funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos

Em estudos sobre processos ecológicos em ecossistemas aquáticos tropicais esforços vêm sendo realizados em relação à classificação de macroinvertebrados em grupos tróficos alimentares, pois é reconhecida por muitos autores a limitada (ou ausente) informação não só morfológica como também comportamental de táxons, esta última em alguns casos determinante para tal classificação, como observado por Baptista *et al.* (2006). Devido à flexibilidade na dieta, um táxon pode ser atribuído a mais de um grupo funcional alimentar (Tomanova *et al.*, 2006; Fogaça *et al.*, 2013; Ramírez; Gutiérrez-Fonseca, 2014). Frequentemente são observados estudos tropicais utilizando a classificação funcional alimentar de outras regiões (*e.g.* temperada). Por outro lado, trabalhos como Cummins *et al.* 2005 e Hamada *et al.* (2014) demonstram um avanço ao conhecimento dos macroinvertebrados tropicais e a respectiva classificação em grupos funcionais alimentares.

A maior ocorrência de fragmentadores nos igarapés sensíveis em Saracá possivelmente apresenta relação com o elevado número de indivíduos da subfamília Chironominae registrado nesses ambientes. Esta subfamília foi atribuída a mais de

um grupo funcional alimentar, uma vez que pode atuar também como fragmentador facultativo (Merritt *et al.*, 2014). A elevada representatividade do grupo dos predadores nesse trabalho pode estar mais relacionada à elevada representatividade da ordem Odonata, considerada uma das ordens de macroinvertebrados predadores mais diversas em riachos florestados segundo Delgado (2002).

O grupo dos fragmentadores, apesar do registro de apenas 13 representantes nesse trabalho, apresentou a segunda maior abundância geral (25,85%). Alguns fatores capazes de influenciar a taxa de decomposição foliar por invertebrados fragmentadores, com descrição recorrente na literatura, estão relacionados às características físicas e químicas do material vegetal e à água, mas também relacionados à presença e atividade de microorganismos (Cummins *et al.*, 1989; Graça 2001; Wantzen *et al.*, 2002; Gonçalves-Junior *et al.*, 2014; Graça; Cressa, 2010), que atuam indiretamente como facilitadores do processo de decomposição foliar para os fragmentadores, mediante alterações químicas e na estrutura vegetal. Alguns autores atribuem a reduzida taxa de fragmentadores em cursos d'água tropicais ao elevado grau de dureza e conseqüente menor palatabilidade vegetal para os fragmentadores, bem como a existência de inibidores químicos no vegetal (Wantzen *et al.*, 2002; Graça; Cressa, 2010). Por outro lado, outros trabalhos demonstram a capacidade desse grupo em atuar de modo semelhante ao daqueles em locais temperados em relação a decomposição foliar, mesmo com melhor taxa de sobrevivência associada a bancos de folhas anteriormente condicionadas pela microbiota (Graça *et al.*, 2001). Também, é conhecida a significativa relação entre o aumento de fragmentadores e a decomposição foliar, indicando, segundo Landeiro e colaboradores (2010), não só a importância da atuação desses invertebrados em riachos tropicais, como a possibilidade desta superar a atuação em ambientes temperados. Os dados do presente trabalho sugerem suficiente disponibilidade de material vegetal para os cursos d'água, uma vez que o grupo dos fragmentadores esteve entre os três mais abundantes dentre todos os grupos funcionais analisados tanto com relação a Saracá quanto Araticum e independente da categoria de ambiente estudada, não sendo a característica vegetal um fator limitante para alta taxa de invertebrados fragmentadores nos igarapés de terra firme analisados na FLONA Saracá-Taquera.

Callisto e Esteves (1998) ao investigarem a distribuição de grupos funcionais tróficos da fauna de macroinvertebrados aquáticos considerando trechos contidos na

mesma sub-bacia (Saracá) e sazonalidade (período de seca) investigados no presente trabalho, obtiveram como principais grupos funcionais alimentares, nos anos de 1994 e 1995, fragmentadores e raspadores nos trechos de igarapés considerados naturais e predadores na área com represamento. Os autores ressaltaram uma menor representatividade do grupo dos coletores catadores nos ambientes estudados bem como a inexistência de coletores filtradores.

Em contrapartida, no presente trabalho o grupo dos catadores-coletores foi o mais abundante e segundo grupo funcional alimentar mais representativo. Tomanova *et al.* (2006), analisando o conteúdo estomacal de invertebrados em riachos neotropicais, destacaram a importância de detritos finos nesses ambientes e a elevada frequência do recurso alimentar utilizado por quase todos os indivíduos analisados. A maior contribuição do grupo dos fragmentadores e coletores para a abundância geral dentre os grupos funcionais já é esperada para riachos de cabeceira de acordo com o Conceito de Rio Contínuo proposto por Vannote *et al.* (1980), onde existe elevada disponibilidade de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) e matéria orgânica particulada fina (MOPF), parte originada dos excrementos de fragmentadores e depositada sobre bancos de folhço no leito (Heard; Richardson, 1995; Cheshire *et al.* 2005). Portanto, a composição dos componentes no leito dos igarapés estudados sustenta bem esse grupo funcional.

A maior abundância do grupo dos coletores-filtradores nos igarapés de referência em Saracá em relação aos igarapés sensíveis pode estar relacionada a maior abundância dos gêneros *Leptonema*, *Macronema*, *Macrostemum* e *Smicridea* nos ambientes de referência. Estes gêneros já foram reportados por outros autores associados a bancos de folhço e/ou raiz (Wiggins (1996); Fidelis *et al.*, 2008), em relação à sub-bacia Saracá todos foram registrados em igarapés com maior contribuição de frações maiores da granulometria da areia no sedimento, além de cascalho. Segundo Merritt *et al.* (2014), esses substratos anteriormente citados oferecem maior estabilidade na superfície, o que permite a fixação de coletores-filtradores para filtração dos sedimentos finos na coluna d'água. Os quatro gêneros destacados pertencem a ordem Trichoptera e, segundo Pes *et al.* (2014), todos são construtores de abrigos. Logo, para realizarem o processo de filtração, diferentes de outros gêneros filtradores, é esperado que haja a fixação dessas estruturas em superfícies minimamente estáveis.

A menor riqueza funcional (FRic) nos ambientes sensíveis em relação aos de referência pode indicar que mesmo com a maior heterogeneidade de componentes no leito na maioria dos igarapés sensíveis em Saracá (visto com a ACP), alguns desses recursos potencialmente disponíveis não estão sendo utilizados pela fauna de macroinvertebrados. Logo, pode refletir uma redução na produtividade secundária nesses ambientes (biomassa, da fauna, acumulada no ecossistema) (Fridley 2001; Mason *et al.*, 2005). É possível observar que os valores de FRic nos ambientes sensíveis em Saracá apresentam maior variabilidade, ou menor combinação de espaços de nicho ocupados, em relação aos valores de FRic, mais elevados, nas áreas de referência nesta mesma sub-bacia, demonstrando o possível efeito negativo das atividades da mineração sobre a riqueza funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos.

Embora seja esperado que o aumento no número de espécies influencie positivamente a riqueza funcional, ou seja, o volume de nicho ocupado pela fauna, é conhecido que o FRic só é alterado mediante a adição ou retirada de espécies/táxons com combinações únicas dos traços funcionais. Assim, as espécies com redundância de atributos não contribuem para aumentar o volume de nicho ocupado pela amostra no espaço multidimensional (Villéger *et al.*, 2008; Schleuter *et al.*, 2010). Essa informação pode explicar a falta de diferenciação entre ambientes sensíveis e de referência em Araticum, onde não foi observada diferença significativa quanto às características ambientais e quanto aos descritores ecológicos analisados da fauna de macroinvertebrados, como a riqueza taxonômica e funcional. Em adição, mesmo com a aparente redundância dos valores de riqueza funcional máximos observada nos ambientes de referência em Saracá, coincidente com maior riqueza taxonômica anteriormente descrita para tais ambientes, é possível inferir que a fauna neste caso esteja melhor ocupando o volume de espaço de nicho e apresentando mais combinações de atributos funcionais em cada igarapé amostrado.

5.4.1. Similaridade da fauna de macroinvertebrados com base em aspectos funcionais

A falta de diferença considerando os grupos funcionais alimentares tanto em Saracá quanto em Araticum possivelmente se deve ao fato de os grupos funcionais alimentares são poucos e, portanto, quase os mesmos presentes entre os tipos de ambientes estudados nas duas sub-bacias, com diferenças na variação em

abundância relativa, embora a riqueza funcional (FRic) tenha sido maior nos igarapés de referência. Couceiro e colaboradores (2010) avaliando o efeito do elevado aporte de sedimento com origem antrópica em riachos tropicais (Amazônia) sobre a estrutura trófica da fauna de macroinvertebrados aquáticos, mediante análise das proporções dos grupos funcionais alimentares, também observaram estrutura trófica semelhante entre os riachos impactados e não impactados, embora com redução em riqueza e densidade da fauna em ambientes com os fluxos impactados por sedimentos inorgânicos suspensos.

Alguns táxons foram classificados em diferentes grupos funcionais alimentares. Tomanova e colaboradores (2006) demonstraram que a maioria dos táxons examinados foram capazes de ocupar pelo menos dois diferentes grupos funcionais. Essa maior flexibilidade, expressa pela facultativa ou generalista atuação de alguns táxons para aquisição de recursos alimentares de diferentes formas, ao mesmo tempo que reduz a eficiência na aquisição de um determinado tipo de recurso, confere vantagem a esses indivíduos ao ampliar a ocupação de nicho, o que torna uma importante adaptação capaz de reduzir o peso de competições intra e interespecíficas para os invertebrados aquáticos (Cummins; Klug, 1979; Woodward; Hildrew, 2002; Hooper *et al.*, 2005).

Dessa forma, apesar das diferenças nos valores de riqueza taxonômica e funcional, a existência de táxons que ocupam mais de um grupo funcional, garantiram que a estrutura funcional dos dois sistemas fosse semelhante mesmo diante dos impactos antrópicos.

5.5. Relação entre riqueza taxonômica e funcional dos macroinvertebrados aquáticos

O modelo assintótico gerado a partir da regressão realizada entre a riqueza taxonômica e a riqueza funcional ressalta cenários diferentes quanto à saturação funcional, maior entre os ambientes de referência, considerando a fauna de macroinvertebrados aquáticos. De acordo com Naeem (2006) essa relação assintótica se dá pois cada espécie (táxon) é considerada singular em sua função quando é a única que representa um grupo funcional e são susceptíveis a tornarem-se redundantes quando são adicionadas espécies (táxons) com equivalência de funcionalidade (sendo capazes de substituir as ausentes).

Tanto na figura 20a quanto 20b inicialmente, na porção íngreme do modelo, o acréscimo de táxons correspondeu ao acréscimo de combinações de traços exclusivos, porém nos ambientes de referência em dado momento, na porção plana do modelo, foi ressaltada a prevalência de táxons redundantes. Nessa condição, a chance de ser adicionado um táxon com combinações únicas de traços funcionais diminui à medida em que aumenta a riqueza funcional, portanto demonstrando que essa relação entre a riqueza funcional e a riqueza taxonômica nos ambientes de referência torna-se funcionalmente saturada (Petchey ; Gaston, 2002; Hooper *et al.*, 2005; Naeem, 2006).

É possível considerar que os ambientes de referência aparentam ter alta disponibilidade de recursos, expresso pela elevada quantidade e diversidade de indivíduos nesses ambientes, permitindo que táxons redundantes em seus traços funcionais possam coexistir utilizando a fonte alimentar de forma complementar. Segundo Hooper *et al.* (2005), a complementaridade no uso dos recursos é resultado da redução da competição interespecífica mediante a partição de nicho pelos táxons; além da possível especialização de grupos devido a diferenças no forrageamento, também como parte do processo de partição de nicho (Kricher, 2011).

Em relação a redundância de espécies apresentada em um ecossistema, é observado que quanto maior, mais equitativo, estável e resiliente torna-se o funcionamento desse ecossistema frente aos possíveis impactos e flutuações ambientais. Nesse caso, os táxons funcionalmente redundantes e, portanto, sujeitos a substituição frente a impactos, apresentam respostas diferentes a fatores ambientais (Lawton; Brown, 1993; Walker 1995; Naeem, 2006).

Por outro lado, alguns autores destacam que existe uma maior probabilidade em ocorrer redundância funcional quanto menos traços funcionais são estudados (Lawton; Brown, 1993; Petchey; Gaston, 2002; Naeem e Wright, 2003). Isto é, a medida em que mais atributos funcionais são considerados para caracterizar diferenças entre comunidades mais a relação entre a riqueza funcional e taxonômica transforma-se em linear (Petchey ; Gaston, 2002). Neste trabalho, mesmo considerando cinco traços funcionais diferentes, todos são correlacionados com a morfologia e o comportamento dos invertebrados para a captura e utilização do recurso alimentar, mediante a definição dos grupos funcionais alimentares. Entretanto, embora a fauna de macroinvertebrados tenha sido redundante nos ambientes de

referência com esse conjunto de atributos, o mesmo não foi observado com a fauna nos ambientes sensíveis.

Segundo Brown e Brussock (1991), dentre um conjunto de fatores apontados como críticos para a colonização de macroinvertebrados está a intensidade, gravidade e frequência dos distúrbios no ecossistema. Bem como ressaltado por Connell (1978), ao propor a hipótese do distúrbio intermediário; quando um distúrbio é acentuado e frequente, poucas espécies devem ser capazes de suportar, logo permanecendo baixa a diversidade, com a comunidade composta por espécies capazes de atingir rapidamente a maturidade e realizar a recolonização. Nos igarapés sensíveis analisados nesse trabalho pôde ser observado que as atividades da mineração próximas aos cursos d'água foram capazes de alterar as características estruturais do leito e da biota, mas em destaque a intensidade do distúrbio ocorrido no Saracazinho 01, e observada frequência demonstram consequência em curto e médio prazo na composição e baixa colonização da fauna de macroinvertebrados aquáticos.

Uma vez que a perda de espécies resulta em comunidades altamente empobrecidas, a perda de complementaridade nesses ambientes, ou seja, a perda de combinações de espécies complementares em seus padrões de uso de recursos, aumenta as chances de comprometer o desempenho do ecossistema, tanto de imediato quanto impedindo a resposta a distúrbios (Hooper *et al.* 2005). Portanto, o baixo número de combinações de traços funcionais considerando todo o conjunto de igarapés sensíveis analisados demonstra a baixa funcionalidade da fauna de macroinvertebrados destes ambientes, logo, a fragilidade do ecossistema diante de novas alterações ambientais como também diante do frequente aporte de sedimentos para o curso d'água.

Além disso, de acordo com Walker (1995) é importante atentar para a pouca representatividade de alguns grupos funcionais alimentares as vezes com apenas uma espécie. Segundo a autora estes grupos merecem destaque devido à conservação, uma vez que as funções exercidas podem ser rapidamente perdidas com a extinção desses poucos representantes.

Esses dados sugerem que os igarapés sensíveis, por apresentarem menor redundância funcional, estão estreitamente mais suscetíveis a prejuízos funcionais caso sofram impactos adicionais e percam espécies, enquanto os igarapés de referência ainda conseguem estabilizar, até certo grau, o efeito da perda funcional caso percam táxons, devido à maior redundância funcional apresentada.

6. CONCLUSÕES

- Dentre os 4500 macroinvertebrados aquáticos coletados, a composição taxonômica, em relação a composição funcional, indicou diferenças entre as categorias (Referência e sensível) de ambientes estudados para ambas as sub-bacias analisadas.
- A riqueza taxonômica sofreu redução significativa em igarapés sensíveis em relação aos de referência considerando as duas sub-bacias estudadas, por outro lado a riqueza funcional foi significativamente menor nos igarapés sensíveis em relação aos de referência apenas em Saracá.
- Não foi observada diferenciação clara dos igarapés em relação aos *status* de impacto ambiental e às sub-bacias, mediante a distribuição da fauna, em função das variáveis ambientais analisadas.
- Os igarapés sensíveis apresentam menor redundância funcional da fauna de macroinvertebrados aquáticos do que os igarapés de referência, indicando, portanto, que são ambientes mais suscetíveis à perdas de funcionalidade frente a novos ou constantes impactos ambientais. As análises realizadas podem ser ferramentas sensíveis à detecção de impactos ambientais em igarapés, e a interferência pelas atividades da mineração ao longo dos anos, e de modo constante em determinados igarapés pode ter refletido sobre alguns descritores ecológicos da fauna de macroinvertebrados analisados. Logo, a permanência das atividades de mineração próximas ao curso d'água apresenta risco para a manutenção da estrutura ecológica do ecossistema aquático.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A. Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas. São Paulo: Atelier Editorial, 2003.
- ALCÁNTARA, L.A.G. Sobre Cultura Tradicional e Práticas Legitimadas em Espaços Territoriais Protegidos: Uma Reflexão Acerca da Exploração da Madeira, Mineração da Bauxita e Populações Tradicionais na Floresta Nacional Saracá-Taquera e na Reserva Biológica Do Rio Trombetas – PA. V Encontro Nacional da Anppas. Disponível em: <<http://www.anppas.org.br/encontro5/cd/artigos/GT18-718-749-20100903232409.pdf>>. Acesso em 26 de Jan. 2017
- ALLAN, J. D. 1995. Stream Ecology: structure and function of running waters. London, Chapman & Hall. 388p.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. Stream Ecology: Structure and function of running waters. 2a ed. *Springer Science & Business Media*, 436 p., 2007.
- ALVES, R.G.; MARCHESE, M.R.; MARTINS, R.T. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) de ambientes lóticos do Parque Estadual Intervales (São Paulo, Brasil). *Biota Neotropical*, v. 8, n. 1, 2008.
- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v.26, p. 32–46, 2001.
- ARAUJO, S. M. S.; CANCIO, Raimundo Nonato . Colonialidade do poder e sujeição nas relações sociais e educativas no Alto Trombetas. *Revista Antropológica*, v. 2, p. 22-42, 2014.
- ARMITAGE, P.D. 1995. Faunal community change in response to flow manipulation. In Harper, D.M.; Ferguson, A.J.D. (eds.). The ecological basis for river management. Wiley, Chichester. p. 59-78.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D., DIAS, L., NESSIMIAN, J., DA SILVA, E., DE MORAES NETO, A., . . ANDRADE, L. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs : ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 42(2), 87-96, 2006.
- BAPTISTA, D.F.; DORVILLÉ, L.F.M.; BUSS, D.F.; NESSIAMIAN, J.L.; SOARES, L.H.J. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, E. (Eds). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro: Series Oecologia Brasiliensis, 1998. 16p.
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER, AND J.B. STRIBLING 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- BARRETO, Maria Laura. Mineração e Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Brasil. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2001
- BARROWS, E.M. Animal behavior desk reference: a dictionary of animal behavior, ecology, and evolution. 3a ed. Broken Sound Parkway NW: CRC Press, 2011. 800p
- BEGHELLI, F. G. DE SOUZA; CARVALHO, M. E. K.; PECHE FILHO, A.; MACHADO, F. H.; CARLOS, V. M.; POMPÊO, M., RIBEIRO, A.I.; DE MEDEIROS, G. A. Uso do índice de estado trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como indicadores da qualidade ambiental das águas na Bacia do Rio Jundiá-Mirim-SP-BR. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 19, n. 1, p. 13-22, 2015.
- BENTES, S.; PES, A.; HAMADA, N.; KEPPLER, R. Larvas de *Synoestropsis* sp. (Trichoptera: Hydropsychidae) são predadoras? *Acta Amazonica*, 38(3), 579-582, 2008.
- BEZERRA-NETO, J.F. e R. M. PINTO-COELHO. 2002. Migração vertical de larvas de *Chaoborus brasiliensis* (Theobald, 1901) (Diptera, Chaoboridae) em um reservatório tropical: Lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. *Acta Scientiarum*, 24:329-336.

BLEICH, M. E.; MORTATI, A. F.; ANDRÉ, T.; PIEDADE, M. T. F. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science*, v. 7, n. 4, p. 657-676, 2014.

BOBOT, T.E.; HAMADA, N. Plecoptera genera of two streams in Central Amazonia, Brazil. *Entomotropica*, v.17, p. 299-301, 2002.

BONADA N, PRAT N, RESH VH AND STATZNER B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology*, 51: 495-523.

BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; ROLAND, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro: Instituto de Biologia UFRJ: *Sociedade Brasileira de Limnologia*, P. 265. 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 14 jan. 2017.

BROWN, A. V.; BRUSSOCK, P. P. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, v. 220, n. 2, p. 99-108, 1991.

Brown, G.; Callahan Jr., A.; Nivaa, C.; Feijoo, A; Sautter, K; James, S.; Fragoso, C.; Pasini, A. e Schmelz, R. 2013. Terrestrial oligochaete research in Latin 65 America: The importance of the Latin American Meetings on Oligochaete Ecology and Taxonomy. *Applied Soil Ecology*. 69;2– 12

BUSS, D.; BAPTISTA, D.; SILVEIRA, M.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125-136.

BUSS, D.F.; OLIVEIRA, R.B.; BAPTISTA, D.F. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 339-345.

CAIRNS, J., JR; J.R. PRATT. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pages 10-27 in D.M. Rosenberg and V.H. Resh, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, NY. 488pp.

CALIMAN, A.; LEAL, J.J.F.; ESTEVES, F.A.; CARNEIRO, L.S.; BOZELLI, R.L.; FARJALLA, V.F. 2007. Functional bioturbator diversity enhances benthic–pelagic processes and properties in experimental microcosms. *Journal of the North American Benthological Society*, 26: 450-459

CALLISTO M; ESTEVES FA. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). In: ESTEVES, F.A. (Ed.) *Oecologia Brasiliensis. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros*. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1: 281-291.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A.; GONÇALVES, J. F. Jr.; FONSECA, J. J. L., 1998, Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers (igarapés) in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. *Amazoniana*,15(1/2):1-9.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: GOULART, E.M.A. (Ed.). *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*. 1ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2004. p. 1-12

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J.F. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, v. 31, n. 182, p. 68-71, 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71-82, 2001.

CALLISTO, M.F.P. 1994. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussuruá. PPGE-UFRJ, 109pp. Dissertação de Mestrado.

_____, 2000. Macroinvertebrados Bentônicos. *In*: Reinaldo Bozelli; Francisco Esteves & Fabio Roland (Eds.). Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico, 141-151.

CALLISTO, M.F.P.; ESTEVES, F.A. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos Amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de Bauxita) e lago Mussurá (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 8: 137-147, 1996.

CALLISTO, M; ESTEVES, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). p. 223-234, 1998. *In*: Nessimian, J.L.; Carvalho, E. (eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Serie Oecologia Brasiliensis, v. 5. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

CAO, Yong; WILLIAMS, D. Dudley; WILLIAMS, Nancy E. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment?. *Oceanography*, v. 43, n. 7, 1998.

CARLING, P. A. Deposition of fine and coarse sand in na open-work gravel bed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41:263–270, 1984.

CARVALHO, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Odonata do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Hábitats e hábitos das larvas. *In*: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (eds.). *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. p. 3-28. 1998.

CAVALLARO, K. Aspectos da ecologia e biologia de Plecoptera (Insecta) em riachos da Serra da. 175. Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil: Universidade de São Paulo, 2011.

CHARVET, S; KOSMALA, A.; STATZNER, B. Biomonitoring through biological traits of benthic macro invertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für hydrobiologie*, 142:415-432, 1998.

CHESHIRE, K.; BOYERO, L.; PEARSON, R.G. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 748–769, 2005.

COSTA-LIMA, A.M.D. *Insetos do Brasil*. 12 tomos. Escola Nacional de Agronomia, Rio de Janeiro, 1938-1962.

COUCEIRO S. R. M., HAMADA N., FORSBERG B. R. & PADOVESIFONSECA C. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *J. Soils Sediments*. 10, 89–113, 2010.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N., LUZ, S.L.B.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia*, 575: 271-284, 2007.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, v.18, p.183-206, 1973.

_____. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, v. 24, p. 631-641. 1974.

_____. Combining taxonomy and function in the study of stream macroinvertebrates. *Journal of Limnology*, v. 75, s1. p. 235-241, 2016

CUMMINS, K.; MERRITT, R.; ANDRADE, P. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v.40, n.1, p. 69-89, 2005.

CUMMINS, K.W.; CUSHING, C.E.; MINSHALL, G.W. Introduction: An overview of stream ecosystems. *River and Stream Ecosystems* (eds C.E. Cushing, K.W. Cummins and G.W. Minshall), *Ecosystems of the World* 22. Elsevier, Amsterdam. pp. 1–80, 1995.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology*, v. 10, n. 1, p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K.W.; WILZBACH, M.A; GATES, D.M.; PERRY, J.B.; TALIAFERRO, W.B. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, v. 39, p. 25-30, 1989.

DAVIES-COLLEY, R. J., HICKEY, C. W.; QUINN, J. M.; RYAN, P. A. Effects of clay discharges on streams: 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia*, v.248, p.215–234, 1992.

DELGADO, C. Spatial and temporal distribution patterns of Odonata larvae in the streams of a Terra Firma Forest of the Central Amazon, Brazil. *Journal of Freshwater Ecology*, v. 17, n. 4, p. 555-561, 2002.

DOCILE, T. N., E FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. *Acta Scientiae et Technicae*, v.1, p. 31-44, 2013.

ENRÍQUEZ, Maria Amélia. Mineração na Amazônia. **Parcerias Estratégicas**, v. 19, n. 38, p. 155-198, 2015.

ESPIRITO-SANTO, H.M.V.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J.; MENDONÇA, F.P.; LANDEIRO, V.L. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology*, v. 54, p. 536 - 548, 2009.

FARIAS, C. E. G., COELHO, J. M. Mineração e meio ambiente no Brasil. Relatório Preparado para o CGEE PNUD – Contrato 2002/001604. [S.l.:s.n.], outubro, 2002.

FERRAGUT, C. Perifíton: uma complexa microbiota praticamente desconhecida nos lagos amazônicos. *Acta Amazonica*, v.41, n.2, 2011.

FERREIRA-JR, N., SAMPAIO, B., FERNANDES, A., CLARKSON, B., BRAGA, R., PASSOS, M., & SANTOS, A. (2014). Ordem Coleoptera. *In*: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus: (pp. 349-375). INPA.

FERREIRA-KEPPLER, R.; RONDEROS, M.; DÍAZ, F.; SPINELLI, G.; TORREIAS, S. (2014). Ordem Diptera. *Em* HAMADA, N; NESSIMIAN, J.; QUERINO, R. *Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia* (pp. 711-723). AM: INPA.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.38, n.1, p. 127-134, 2008.

FIDELIS, L.S. 2006. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Central, com diferentes graus de preservação da cobertura vegetal e apresentação de chave de identificação para gêneros de larvas da ordem Odonata. Dissertação de Mestrado, UFAM - INPA, Manaus, AM. 77p.

FIGUEIREDO, R.O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; SCHULER, A.E.; WATRIN, O.S.; SILVA, P.S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 115, n.4, p. G04004, doi:10.1029/2009JG001200, 2010.

FITTKAU, E.J. 1964. Remarks on limnology of central- Amazon rain-forest streams. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 15: 1092-1096.

_____ 1967. On the ecology of Amazonian rainforest streams. *Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica*, 3: 97-108.

FOGAÇA, F.; GOMES, L.; HIGUTI, J. (4 de Julho de 2013). Percentage of Impervious Surface Soil as Indicator of Urbanization Impacts in Neotropical Aquatic Insects. *Neotropical Entomology*, v.42, p. 483-491.

FRIDLEY, J. D. The influence of species diversity on ecosystem productivity: how, where, and why? – *Oikos*, v. 93, p. 514–526, 2001.

GALDEAN, N., CALLISTO, M., BARBOSA, F. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of serra do cipó (MG, Brazil). *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, n.2, p.239-248, 2001.

GONCALVES-JUNIOR; J.F; MARTINS, R.T; OTTONI, B.M.P; REGINA, S.; COUCEIRO, S.M. Uma visao sobre a decomposicao foliar em sistemas aquaticos brasileiros. *In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus, INPA, p. 349-375, 2014.*

GORDON, N.D.; McMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L.; GIPPEL, C.J.; NATHAN, R.J. Stream hidrology: an introduction for ecologists. 2ª ed. Chichester: Wiley Publishers, 429 p, 2004.

GOWER, J. C. A general coefficient of similarity and some of its properties. *Biometrics*, v. 27, p.857-871, 1971.

GRAÇA, M. A. S., CRESSA, C. M. O. G., GESSNER, T. M. O., FEIO, M. J., CALLIES, K. A., & BARRIOS, C. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, v.46, n.7, p. 947-957, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; CRESSA, C. Leaf quality of some tropical and temperate tree species as food resource for stream shredders. *International Review of Hydrobiology*, v. 95, p. 27-41, 2010.

GRACA, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86: 383-393, 2001.

GRIFFITH MB, HILL B, MCCORMICK FH, KAUFMANN PR, HERLIHY AT AND SELLE AR. 2005. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates and fish to southern Rocky Moutain streams. *Ecological Indicators*, v.5, p. 117-136.

HALL Jr LW, KILLEN WD AND ANDERSON RD. "Charactezation of benthic communities and fhisical habitat in the Stanislaus, Tuolumne, and Merced Rivers, California". *Environmental Monitoring and Assessment*, 115: 223–264, 2006.

HALSTEAD JA, KLIMAN S, BERHEID, CW, CHAUCER A, COCK-ESTEB A. Urban streams syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.186, n.6, p. 3391-3414, 2014.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 724 p., 2014.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal of the North American Benthological Society*, Illinois, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HARRISON, EVAN T., RICHARD H. NORRIS, AND SCOTT N. Wilkinson. "The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management." *Proceedings of the 5th Australian Stream Management Conference. Australian rivers: making a difference. Charles Sturt University: Thurgoona, New South Wales, 2007.*

HAWKINS, C.P.; MACMAHON, J.A. Guilds: The multiple meanings os a concept. *Annual Review of Entomology*, v.34, p. 423-451, 1989.

HEARD, S. B.; RICHARDSON, J. S. Shredder-collector facilitation in streams detrital food webs: is there enough evidence? *Oikos*, v. 72, p. 359–366, 1995.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L.; NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L.F.M. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.63, n.2, p.269–281, 2003.

HERNANDEZ O., MERRITT R.W., WIPFLI M.S. Benthic invertebrate community structure is influenced by forest succession after clearcut logging in southeastern Alaska. *Hydrobiologia*, v. 533, n. 1-3, p. 45–59, 2005.

HOLZENTHAL, R. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VIII: The Genera *Atanatolica* Mosely and *Grumichella* Müller (Triplectidinae: Grumichellini). *Transactions of the American Entomological Society*, 114, 71-128. 1988.

HOLZENTHAL, R.W. Studies in neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VIII: The Genera *Atanatolica* Mosely na *Grumichella* Müller (Triplectidinae: Grumichellini). *Transactions of the American Entomological Society*, v. 114, 1998.

HOLZENTHAL, R.W.; BLAHNIK R.J.; PRATHER, A.P.; KJER, K.M. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies, In: ZHANG, Z.Q.; SHEAR, W.A. (Eds.). Linnaeus Tercentenary: Progress in Invertebrate Taxonomy. Auckland: *Zootaxa*, p. 639-698, 2007.

HOLZENTHAL, R.W.; PES, A.M.O. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon basin (Trichoptera: Leptoceridae: Grumichellini). *Zootaxa*, v.621, p.1-16, 2004.

HONORATO, G. B. S. ; PELLI, A.; Avaliação da qualidade da água em dois trechos do córrego Gameleira, Uberaba-MG, com base em variáveis físico-químicas e a comunidade bentônica. *Revista Saúde e Biologia*, v.6, n.2, p. 15-26, 2011.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35, 2005.

HYNES, H.B.N. 1970a. The ecology of stream insects. *Annual Review of Entomology*, v.15, p.25-42.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2001. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Estado do Para, Brasil, Sumário Executivo, Curitiba, Paraná (paginado por capítulo).

ICMBio. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Saracá-Taquera. 2014. Disponível em: <http://www.consultaesic.cgu.gov.br/busca/dados/Lists/Pedido/Attachments/514052/RESPOSTA_RECURSO_1_Volume%20I%20Diagnostico%20Saraca-Taquera-Versao_PFE.pdf>. Acesso em: 26 de jan. 2017

IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; LEIVA, A., FREDE; H. G., HAMPEL, H.; BREUER, L. Deforestation and benthic indicators: how much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams?. *PLoS one*, 9(8), 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Lagoa de Sapucaá. Rio de Janeiro, 1983. 1 mapa. Escala: 1:100.000 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa de Biomas e de Vegetação. 2004. Disponível: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtml>>. Acesso em: 26 de jan. 2017

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Porto Trombetas. Rio de Janeiro, 1983. 1 mapa. Escala: 1:100.000

JARDIM, G.; NESSIMIAN, J. A new species of *Contulma* Flint (Trichoptera, Anomalopsychidae) from southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, v.55, n.2, p.226-228, 2011.

JONES, J. I.; MURPHY, J. F.; COLLINS, A. L.; SEAR, D. A.; NADEN, P. S.; ARMITAGE, P. D. The impact of fine sediment on Macro-Invertebrates. *River Research and Applications*, v.28, n.8, p.1055-1071, 2012.

KALLER, M.D.; HARTMAN, K.J.; ANGRADI T.R. Experimental determination of benthic macro invertebrate metric sensitivity to fine sediment in Appalachian streams. Proceedings of the Fifty - Fifth Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies, v.55, p.105-115, 2001.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A.L. (Eds.). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998. p. 157-173.

_____. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomologia y Vectores*, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.

KNIGHT, A.W.; BOTTORFF, R.L. The importance of riparian vegetation to stream ecosystems. In: WARNER, R.E.; KATHLEEN, M.H. (Eds.). *California Riparian Systems: Ecology, Conservation, and Productive Management*. Berkeley: University of California Press, 1984. p. 160-167.

KRICHER, J. *Tropical ecology*. Princeton University Press, 2011.

LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; GODOY, B. S.; MELO, A. S. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v.649, n.1, p. 355-363, 2010.

LARSEN S; ORMEROD; S.J. Low-level effects of inert sediments on temperate stream invertebrates. *Freshwater Biology*, v.55, p. 476–486, 2010.

LAVOIE, I; VINCENT, W.F.; PIENITZ, R; PINCHAUD, J. 2004. Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1): 43–58.

LAWTON, J. H., & BROWN, V. K. Redundancy in ecosystems. Pages 255–270 in E. D. Schulze, and H. A. Mooney, editors. *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Verlag, New York, 1993.

LEAL, J.J.F; FURTADO, A.L.S.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L.; FIGUEIREDO-BARROS, M.P. The role of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) bioturbation and sediment quality on potential gas fluxes in a tropical lake. *Hydrobiologia* (The Hague), v. 586, p.146-154, 2007.

LECCI, L.; FROEHLICH, C. (13 de Abril de 2016). *Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta)*. Fonte: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Plecoptera.http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_identifica%C3%A7%C3%A3o_larvas_Plecoptera.pdf

LEITÃO, R. P.; ZUANON, J.; VILLÉGER, S.; WILLIAMS, S. E.; BARALOTO, C.; FORTUNEL, C.; MENDONÇA, F.P.; MOUILLOT, D. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 283, n.1828. The Royal Society, 2016.

LENCIONI, V.; MAIOLINI, B. L'ecologia di un ecosistema acquatico alpino (Val de la Mare, Parco Nazionale dello Stelvio). *Natura Alpina*, v. 54, n.4, p.1-96, 2002.

LIMA, M.G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, v. 91, n. 2, p. 241-247, 1999.

LÓPEZ-RODRIGUEZ, M.J.; De Figueroa, J.M.T; ABA-TERCEDOR, J. Life history and larval feeding of some species of Ephemeroptera and Plecoptera (Insecta) in the Sierra Nevada (Southern Iberian Peninsula). *Hydrobiologia*, v. 610 n. 1. P. 277-295, 2008.

LOUREIRO, R. C. ; URBIM, F. M. ; TONELLO, G. ; RESTELLO, R. M. ; HEPP, L. U. . Larvas de Gripterygidae (Insecta, Plecoptera) associadas a fragmentação de detritos foliares em riachos subtropicais. *Perspectiva (Erexim)*, v. 39, p. 61, 2015.

MACKAY, R. J.; WIGGINS, G. B. Ecological diversity in Trichoptera. *Annual review of entomology*, v. 24, n. 1, p. 185-208, 1979.

MAGURRAN A. E.; MCGILL B. J.; MAY R. M. Foreword. In *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (eds Magurran A. E., McGill B. J.), Oxford, UK: Oxford University Press, 2010.

MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Na fauna do fundo o retrato da degradação. *Revista Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, RJ, v. 30, n. 175, p. 72-75, 2001.

MARQUES, M.; BARBOSA, F.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 553-561, 1999.

MARTINS, R.T.; OLIVEIRA, V.C.; SALCEDO, A.K.M. (2014). Uso de insetos aquáticos na avaliação de impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: p. 117-128. INPA.

MASON, N. W.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v. 111, n.1, p.112-118, 2005.

MELO, A.S. Ecologia de riachos no Brasil: breve histórico e conhecimento atual sobre macroinvertebrados. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. (Org.). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA, 2014. p. 29-37.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, v. 2005, n. 4, p. 751-764, 2005.

MENDONÇA, F; PAZIN, V.; SANTO, H.E.; ZUANON, J.; MAGNUSSON, W.E. Peixes In Reserva Ducke - a biodiversidade amazônica através de uma grade (org. M.L. Oliveira; F.B. Baccaro; R. Braga-Neto; W.E. Magnusson). Manaus: Áttema Design Editorial, 2008.

MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B.; NOVAK, J.A.; HIGGINS, M.J.; WESSELL, K.J.; LESSARD, J.L. Development and application of a macroinverte functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *Journal Of The North American Benthological Society*, v. 21, n.2, p. 290–310, 2002.

MERRITT, R., CUMMINS, K., BERG, M. An introduction to the aquatic insects of North America. *Kendall/Hunt Publishing Company*, 1214, 2008.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B. *An Introduction to the Aquatic Insects of the North America*. Kendall/Hunt Publishing Destepany, Dubuque, 1158p. , 2008.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; CAMPBELL, E.Y. (2014). Uma abordagem funcional para a caracterização de riachos brasileiros. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: p. 349-375. INPA.

MESA, L. M.; REYNAGA, M. C.; CORREA, M. del V.; SIROMBRA, M. G. Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. *Iheringia, Sér. Zool.* [online]. v.103, n.4, p. 342-349, 2013.

- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60:101- 139, 1989.
- MONTANHOLI-MARTINS, M. C.; TAKEDA, A. M. Communities of Benthic Oligochaetes in Relation to Sediment Structure in the Upper Paraná River, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 34, n. 1, p. 52-58, 1999.
- MONTANHOLI-MARTINS, M.C. ; TAKEDA, A. M. Spatial and temporal variations of oligochaetes of the Ivinhema River and Patos Lake in the Upper Paraná River Basin, Brazil. *In: Aquatic Oligochaete Biology VIII. Springer Netherlands*, 2001. p. 197-205.
- MOULTON, T. P.; MAGALHÃES-FRAGA, S. A. P.; FRAGA, S. A. P.; BRITO, E. F.; BARBOSA, F. A. R. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638:55-66, 2010.
- NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. *Foundations of restoration ecology*, p. 210-237, 2006.
- NAEEM, S.; WRIGHT, J. P. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology letters*, v. 6, n. 6, p. 567-579, 2003.
- NEISS, U.; HAMADA, N. (2014). Ordem Odonata. *In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B.* 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. p. 67. AM, Brasil: INPA.
- NESSIMIAN J.L.; HENRIQUES-OLIVEIRA A.L. Relações tróficas de insetos aquáticos em riachos com diferentes altitudes na serra da Bocaina. *In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL*, 23-28 set. 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu, 2007. p. 2076
- NESSIMIAN, J.; DORVILLÉ, L.; SANSEVERINO, A.; BAPTISTA, D. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, 35-50, 1998.
- NESSIMIAN, J.L.; VENTICINQUE, E.M.; ZUANON, J.; DE MARCO JUNIOR, P.; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 614, n. 1, p. 117-131, 2008.
- NILSSON, C.; EKBLAD, A.; DYNESIUS, M.; BACKE, S.; GARDFJELL, M.; CARLBERG, B.; HELLQVIST, S.; JANSSON, R. A comparison of species richness and traits of riparian plants between a main river channel and its tributaries. *Journal of Ecology*, v. 82, n. 2, p. 281-295, 1994.
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-6, 2011. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLIVEIRA, Augusto; CALLISTO, Marcos. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, v. 100, n. 4, p. 291-300, 2010.
- PEREIRA, M.; MELO, A. Influência do tipo de presa no desenvolvimento e na preferência alimentar de *Belostoma anurum* HerrichSchäffer, 1848 e *B. plebejum* (Stal,1858) (Heteroptera, Belostomatidae). *Oecologia Brasiliensis*, v.5, n.41-49, 1998.
- PES, A., MOREIRA SANTOS, A. P., BARCELOS-SILVA, P.; Camargos, L. (2014). Ordem Trichoptera. *In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B.* 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. pp. 391-433. INPA.
- PES, A.M.O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 49, n.2, p.181-204, 2005.
- PETCHEY, O. L. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. – *Oikos* 101: 323–330, 2003.

- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5(3), 402-411, 2002.
- PINDER, L.C.V. Biology of freshwater Chironomidae. *Annual Review of Entomology*, v.31, n 1, p. 1-23, 1986.
- PIRES, J.M.; PRANCE, G. T. The vegetations types of the Brazilian Amazon. In: PRANCE, G. T.; LOVEJOY, T.E. (eds.) Key Environments: Amazonian. p. 109-145, 1985.
- POMPÊO M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v.12, n.3, p. 406- 424, 2008.
- PRATHER, A.L. Revision of the Neotropical caddisfly genus *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Zootaxa*, v. 275, p. 1-214, 2003.
- PRATT, J. M.; COLER, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. *Water Research*, 10, 1019-25, 1976.
- PRICE K., SUSKI A., MCGARVIE J., BEASLEY B., RICHARDSON J.S. Communities of aquatic insects of old-growth and clearcut coastal headwater streams of varying flow persistence. *Canadian Journal of Forest Research*, v.33, n.8, p. 1416–1432, 2003.
- PRINCIPE, R. E.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M.; RAFFAINI, G. B.; CORIGLIANO, M. C. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 20:257-268, 2010.
- PRÍNCIPE, R. E.; GUALDONI, C. M.; OBERTO, A. M.; RAFFAINI, G. B.; CORIGLIANO, M. C. Patrones de variación espacio-temporal de grupos funcionales alimentarios en arroyos serranos de Córdoba, Argentina. *Ecología austral*, 20(3), 257-268, 2010.
- PROJETO IGARAPÉS. Relatório anual: monitoramento limnológico e ictiológico dos igarapés da FLONA Saracá-Taquera. Rio de Janeiro, 2010.
- PROJETO IGARAPÉS. Relatório anual: monitoramento limnológico e ictiológico dos igarapés da FLONA Saracá-Taquera. Rio de Janeiro, 2012.
- PURVIS, A.; HECTOR, A. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, v. 405, p. 212-219, 2000.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RABENI, C. F.; MINSHALL, G. W. Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos*, v. 29, pp. 33-43, 1977.
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P.E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*, v. 62, n.2, p. 155-167, 2014.
- REICE, S. R. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology*, v. 61, n. 3, p. 580-590, 1980.
- RESH, V.H.; BÊCHE, L.A.; MCELRAVY, E.P. How common are rare taxa in long-term benthic macroinvertebrate surveys? *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, p.976-989, 2005.
- RIBEIRO, J., MOREIRA, F., Barbosa, J., ALECRIM, V.; RODRIGUES, H. (2014). Ordem Hemiptera. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L.; Querino, R.B. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia. pp. 313-333. INPA.

- RICHARDS, C.; BACON, K. L. Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates *The Great Basin Naturalist*, p. 106-113, 1994.
- ROBINSON, C. T.; MINSHALL, G. W. Effects of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 5, n. 3, p. 237-248, 1986.
- ROOT, Richard B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*, v. 37, n. 4, p. 317-350, 1967.
- ROQUE, F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R.; FOGO, J. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. *Journal of Insect Conservation*, 7: 63-72, 2003.
- ROSA, B. J. F. V.; RODRIGUES, L. F. T.; DE OLIVEIRA, G. S.; DA GAMA ALVES, R. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, v. 186, n. 11, p. 7771-7779, 2014.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. eds. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, NY. p.488, 1993.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: _____. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall, p. 1-9, 1993.
- SALLES, F.F. A Ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): Taxonomia e diversidade. 300f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- SALOMAO, R. de P. Densidade, estrutura e distribuição espacial de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H. & B.) em dois platôs de floresta ombrófila densa na Amazônia setentrional brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais* [online], 4, n.1, pp. 11-25, 2009.
- SANSEVERINO, A.; NESSIMIAN, J. The food of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) in submerged litter in a forest stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil). *Acta limnologica Brasileira*, 20(1), 15-20, 2008.
- SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, v.80, n 3, p. 469-484, 2010.
- SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Floresta Nacional Saracá-Taquera (PA). Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/concessoes-florestais/florestas-sob-concessao/destaques2florestasso_bconcessao/floresta-nacional-de-saraca-taquera-pa>. Acesso em: 3 de jan. 2016.
- SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal da FLONA de Saracá-Taquera: relatório final. 2008. Disponível em: <https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=0ahKEwi4jJ_s6t7RAhUFmJAKHYOuBWEQFgghMAI&url=http%3A%2F%2Fwww.florestal.gov.br%2Fdocumentos%2Fconcessoes-florestais%2Fconcessoes-florestais-florestas-sob-concessao%2Fflona-de-saraca-taquera%2Fedital-1%2F1441-inventario-flona-saraca-taquera-volume-1&usg=AFQjCNHd2FSuZP2juTJ0mw-Y47bpxSQ0wA&sig2=VbFaoM-0DxOuJmQ_N0i_yg&bv m=bv.145063293,d.Y2I>. Acesso em: 26 de Jan. 2017.
- SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in southeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 101, n 1-3, p. 117-128, 2005.
- SILVEIRA, M.P.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrate in a southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, p. 623-632, 2006.
- SIOLI, H.F.L. A limnologia e a sua importância em pesquisas da Amazônia. *Amazoniana*, v.1, p.11-35, 1965.

SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O.; MARQUES COUCEIRO, S. R.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; COTTENIE, K. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, v.35, n. 2, 183-192, 2012.

SPELLMAN, F.R. The science of water: concepts and applications. *Taylor & Francis Group*, LLC, Boca Raton, FL. 422, 2008.

STATZNER, B. J. A. G.; RESH, V. H. Hydraulic stream ecology: Observed patterns and potential applications. *J. n. am. benthol. Soc.* v. 7, pp.307–360, 1988.

STRAHLER, A. N. "Quantitative analysis of watershed geomorphology", *Transactions of the American Geophysical Union*,38 (6): 913–920, 1957.

SUGUIO, K. Introdução a sedimentologia. São Paulo: Edgard Blucher. EDUSP, 317 p., 1973.

TER BRAAK, C. J. F. *In*: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge: Cambridge University, 1995. p. 91-173.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251-264, 2006.

TRIVINHO-STRIXINO, S. Ordem Diptera. Família Chironomidae. Guia de identificação de larvas. In Hamada, N.; Nessimian J. L. & Querino, R. B. (eds), *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia*, Vol. 1. Editora do INPA, Manaus: 457–660, 2014.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos 631p, 2008.

UDGEON, D. Research strategies for the conservation and management of tropical Asian streams and rivers. *International Journal of Ecology & Environmental Sciences*, vol. 20, p. 255-285, 1994.

UIEDA, V.S.; MOTTA, R.L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

_____. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 19, n. 1, p. 15-30, 2007.

UTTAH, C.; UTTAH, E.; AYANDA, I. "Environmental Quality Assessment of Anthropogenically Impacted Estuary using Fish Genera Composition, Tissue Analysis, and condition Factor". *Pacific Journal of Science and Technology*, v.13, n.2, p. 537-542, 2012.

UTTAH, E.C; UTTAH, C.; AKPAN, P.A.; IKPEME, E.M.; J. OGBECHE; USIP, L; ASOR, J. "Bio-survey of Plankton as Indicators of Water Quality for Recreational Activities in Calabar River, Nigeria". *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v.12, n.2, p.35-42, 2008.

VALLE, I.C.; BUSS, D.F.; BAPTISTA, DF. The influence of connectivity in forest patches, and riparian vegetation width on stream macroinvertebrate fauna. *Brazilian Journal of Biology*, v.73, n.2, p. 231-238, 2013.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, n.1, p. 130-137, 1980.

VILLE´GER, S., MASON, N.W.H. & MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v.89, p. 2290–2301, 2008.

VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v.89, n.8, p. 2290-2301, 2008.

VITOUSEK, P. M. Biological invasions and ecosystem processes: towards integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, v.57, p. 7-13, 1990.

WALKER, B. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9: 747-752, 1995.

WALKER, I. Ecologia e Biologia de Igapós e Igarapés. *Ciência Hoje*, v.64, n.11, p. 44-53, 1990.

_____ (2009). Omnivory and resource - sharing in nutrient - deficient Rio Negro waters: Stabilization of biodiversity ? *Acta Amazonica*, 39(3), 617-626.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R.; SUETFELD, R; JUNK, W. J. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, v. 28, p. 1-7, 2002.

WHITFIELD, J. Vital signs. *Nature*, v.411, n. 28, p. 989-990, 2001.

WIGGINS, G.B. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*; University of Toronto Press, Toronto. 2 ed. 457p, 1996.

WOOD PJ, TOONE J, GREENWOOD MT, ARMITAGE PD. The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv für Hydrobiologie*, v.163, p. 145-162, 2005.

WOOD, P. J.; ARMITAGE, P.D. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management*, v. 21, n. 2, p. 203-217, 1997.

WOODWARD, Guy; HILDREW, Alan G. Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web. *Journal of Animal Ecology*, v. 71, n. 6, p. 1063-1074, 2002.

YOSHIMURA, M. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science*, v.15, n.2, p.145-154, 2012.

ZILLI, F.; MONTALTO, L.; MARCHESE, M. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica*, v.38, p.159-171, 2008.

ZIMMERMANN, E. M.; DEATH, R. G. Effect of substrate stability and canopy cover on stream invertebrate communities. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 36, n. 3, p. 537-545, 2002.

ZWEIG, L.D.; RABENI, C.F. Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 20, p. 643-657, 2001.

ANEXOS

Anexo 1 : Frações da granulometria do sedimento registradas, de acordo com o ano de amostragem, para a sub-bacia Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. S – sensível, Sa – Saracá, R – referência, A – Araticum

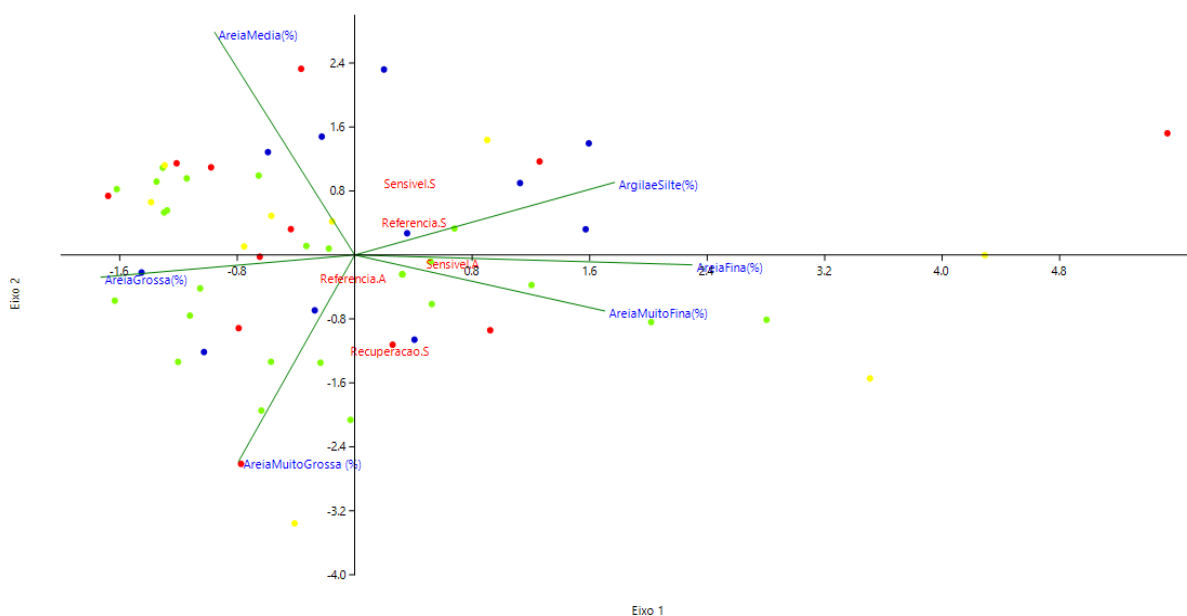
Igarapés	Ano	Sub-bacia/ Status	Areia Muito Grossa (%)	Areia Grossa (%)	Areia Media (%)	Areia Fina (%)	Areia Muito Fina (%)	Silte e Argila (%)
MBS03	2009	Sa/R	22	47	29	2	0	0
MBS03	2010	Sa/R	5	12	35	47	0	1
CIS17	2011	Sa/R	6	30	24	39	0	0
CIS24	2011	Sa/R	14	40	1	45	0	0
CIS32	2011	Sa/R	22	47	29	2	0	0
CIS17	2012	Sa/R	1	4	41	51	0	2
CIS24	2012	Sa/R	40	31	22	7	0	0
CIS32	2012	Sa/R	10	12	56	22	0	0
MBSW21	2011	Sa/R	15	43	11	30	0	0
MBSW21	2012	Sa/R	6	29	47	17	0	1
MBSE22	2012	Sa/R	2	5	65	26	0	1
Saracazinho03	2010	Sa/S	2	45	43	9	1	0
Saracazinho03	2012	Sa/S	6	41	46	7	0	0
Saracazinho03	2013	Sa/S	3	59	35	2	0	0
Saraca01	2011	Sa/S	-	-	-	-	-	-
Saraca01	2012	Sa/S	0	0	15	65	2	19
Saraca01	2013	Sa/S	0	14	67	18	0	0
Srczinho01	2012	Sa/S	18	17	37	18	0	10
Srczinho01	2013	Sa/S	33	34	24	8	1	0
BACA01	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
BACA02	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
BACA01	2011	A/R	12	34	9	46	0	0
BACA02	2011	A/R	7	26	8	59	0	0
BACA01	2012	A/R	11	41	45	3	0	0
BACA02	2012	A/R	22	25	33	18	0	2
BCA01	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
BCA01	2010	A/R	0	28	0	68	3	1
BCA02	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
BCA02	2010	A/R	41	36	5	17	0	0
Araticum02	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
Severino01	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
Severino03	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
Severino01	2010	A/R	0	0	0	0	0	0
Severino03	2010	A/R	39	39	19	3	0	0
Severino03	2011	A/R	11	20	1	66	1	2
Severino01	2012	A/R	0	0	0	0	0	0
Severino03	2012	A/R	11	45	37	6	0	0
ASP03	2010	A/R	2	39	39	19	0	0
ASP03	2011	A/R	21	47	0	32	0	0
ASP03	2012	A/R	25	51	23	2	0	0
ASP03	2013	A/R	10	46	36	8	0	0
ASP06	2010	A/R	4	44	18	33	0	0

ASP06	2011	A/R	20	53	0	27	0	0
ASP06	2012	A/R	6	43	44	7	0	0
ASP06	2013	A/R	3	57	36	5	0	0
ASP07	2009	A/R	-	-	-	-	-	-
ASP07	2010	A/R	53	13	16	16	1	0
ASP14	2010	A/R	2	28	22	47	0	0
Aviso01	2009	A/S	-	-	-	-	-	-
Aviso01	2010	A/S	39	24	1	32	2	1
Aviso01	2012	A/S	0	3	22	66	5	4
Aviso01	2013	A/S	-	-	-	-	-	-
Almeidas01	2010	A/S	69	18	0	11	1	0
Almeidas02	2010	A/S	3	34	0	54	7	1
Almeidas01	2012	A/S	17	41	30	11	0	1
Almeidas02	2012	A/S	6	15	43	31	0	5
Almeidas01	2013	A/S	10	40	37	12	1	0
Almeidas02	2013	A/S	4	46	44	7	0	0

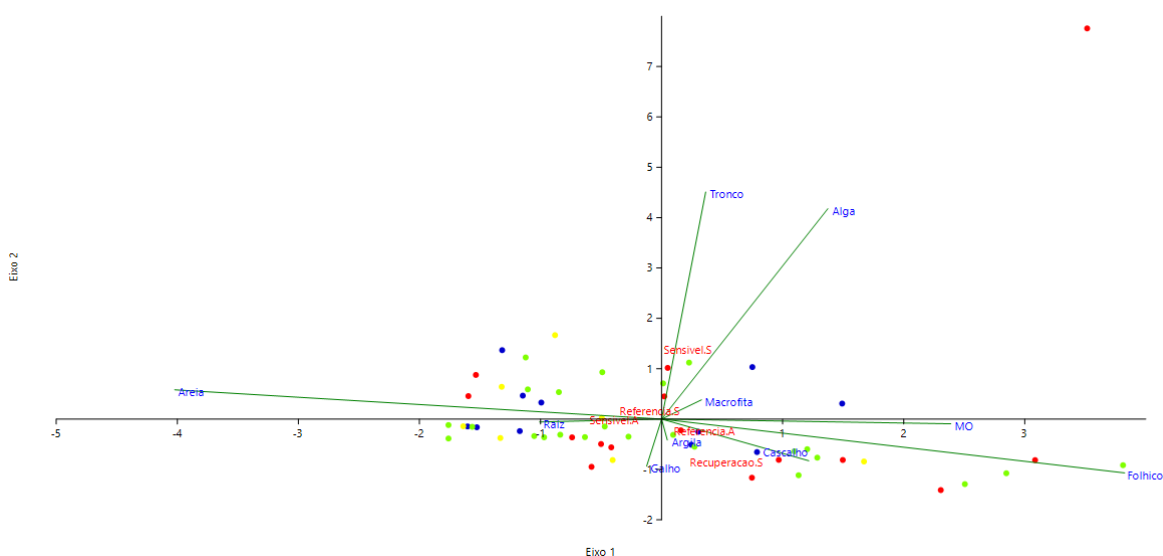
Anexo 2: Componentes do leito, de acordo com o ano de amostragem, para a sub-bacia Araticum e Saracá, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. S – sensível, Sa – Saracá, R – referência, A – Araticum

Igarapés	Ano	Sub-bacia/ Status	Argila (%)	Areia (%)	MO (%)	Folhiço (%)	Raiz (%)	Galho (%)	Cascalho (%)	Macrófit a (%)	Tronco (%)	Alga (%)
MBS03	2009	S/R	-	92.8	-	7.2	-	-	-	-	-	-
MBS03	2010	S/R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIS17	2011	S/R	-	54	-	44	-	-	-	-	2	-
CIS24	2011	S/R	-	52	-	-	43	-	-	-	5	-
CIS32	2011	S/R	-	46	-	-	53.6	-	-	-	0.4	-
CIS17	2012	S/R	-	44.6	0.4	55	-	-	-	-	-	-
CIS24	2012	S/R	-	94.4	-	5.6	-	-	-	-	-	-
CIS32	2012	S/R	-	80	-	15.2	0.8	-	-	-	4	-
MBSW21	2011	S/R	-	85.6	-	4	-	-	-	-	10.4	-
MBSW21	2012	S/R	-	36.79	-	20	-	-	24	7.2	12	-
MBSE22	2012	S/R	-	30.95	11.11	46.03	-	-	-	5.56	6.35	-
Saracazinho03	2010	S/S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saracazinho03	2012	S/S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saracazinho03	2013	S/S	-	92	-	2.4	1.6	-	-	-	4	-
Saraca01	2011	S/S	-	99.2	-	-	-	-	-	-	-	0.8
Saraca01	2012	S/S	-	36	-	4.8	-	-	-	56	3.2	-
Saraca01	2013	S/S	-	18.39	7.2	52	0.8	-	-	-	24.8	4
Srczinho01	2012	S/S	24	18.39	-	16.8	36	-	-	-	4.8	-
Srczinho01	2013	S/S	-	36	-	4.8	-	-	-	52	7.2	-
BACA01	2009	A/R	-	78.40	-	21.6	-	-	-	-	-	-
BACA02	2009	A/R	-	48.8	-	27.2	-	-	-	24	-	-
BACA01	2011	A/R	-	93.6	-	0.8	5.6	-	-	-	-	-
BACA02	2011	A/R	-	29.6	-	0	70.40	-	-	-	-	-
BACA01	2012	A/R	-	71.77	-	25	3.23	-	-	-	-	-

Almeidas01	2012	A/S	-	86.4	-	7.2	0.8	-	-	-	5.6	-
Almeidas02	2012	A/S	-	71.2	-	8	4	-	-	4	12.8	-
Almeidas01	2013	A/S	-	63.2	-	27.2	-	9.6	-	-	-	-
Almeidas02	2013	A/S	-	58.4	2.4	14.4	4.8	13.6	-	-	6.4	-



Anexo 3: Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas das frações da granulometria do sedimento em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Na sub-bacia Saracá: em azul os igarapés de referência e em vermelho os igarapés sensíveis. Na sub-bacia Araticum: em verde os igarapés de referência e em amarelo os igarapés sensíveis. Os eixos 1 e 2 explicam, respectivamente 35,12% e 22,55% da variabilidade dos dados



Anexo 4: Análise de Componentes Principais ordenando as variáveis abióticas dos componentes do leito (porcentagem de Argila, areia, cascalho, tronco, alga, raiz, macrófita, folhico e galho) em relação aos igarapés das sub-bacia do Araticum e Saracá, em Oriximiná (PA). Na sub-bacia Saracá: em azul os igarapés de referência e em vermelho os igarapés sensíveis. Na sub-bacia Araticum: em verde os igarapés de referência e em amarelo os igarapés sensíveis. Os eixos 1 e 2 explicam, respectivamente 19,89% e 16,16% da variabilidade dos dados

Anexo 5: Autovalores referentes a PCA com dados da granulometria, turbidez, componentes do leito e porcentagem de cobertura de dossel nos igarapés estudados na FLONA Saracá-Taquera, Pará

Eixos	Autovalor	% Variância
1	1,5442	38,61
2	1,0651	26,63
3	0,8068	20,17
4	0,5837	14,60

Anexo 6: Autovetores referentes a PCA com dados da granulometria, turbidez, componentes do leito e porcentagem de cobertura de dossel nos igarapés estudados na FLONA Saracá-Taquera, Pará

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4
Granulometria	0,5354	0,0321	0,7933	-0,2880
Componentes do leito	-0,3778	0,7143	0,3871	0,4438
Turbidez	0,6529	-0,0194	-0,1721	0,7373
Cobertura de dossel	-0,3797	-0,6987	0,4371	0,4199

Anexo 7: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2010, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	BACA 01	BACA 02	BCA 01	BCA 02	ARA 02	Seve 01	Seve 03	ASP 07	ASP 07	BCA 01	BCA 02	ASP 03	ASP 06	ASP 14	Seve 01	Seve 03
Ano	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010
Status	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Mês	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set
COLEOPTERA																
Familia Dryopidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Dyticidae	-	-	-	-	-	1	-	-	2	2	1	-	-	-	4	-
<i>Heterelmis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	-	-	2
<i>Hexacylloepus</i> spp.	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Macrelmis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	1	-	-
<i>Mycrocylloepus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Neelmis</i> spp.	-	-	-	2	-	-	3	5	4	-	-	2	5	4	-	9
<i>Phanocerus</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2
<i>Stegoelmis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-
<i>Tyletelmis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	20	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xenelmis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	3	2	1	-	4
Familia Hydrophilidae	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Familia Noteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-
Familia Ptyodactilidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Scirtidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Staphylinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERA																
Subfamília Ceratopogoninae	3	5	5	5	10	27	3	2	12	9	5	4	13	4	1	16
<i>Dasyhelea</i> Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamília Forcipomyiinae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Chironomidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae não identificado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamília Tanypodinae	-	5	7	18	21	24	2	4	1	7	4	9	7	9	18	38
Subfamília Chironominae	18	47	32	40	78	43	9	9	24	38	13	27	46	35	8	98

Anexo 7: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2010, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	BACA 01	BACA 02	BCA 01	BCA 02	ARA 02	Seve 01	Seve 03	ASP 07	ASP 07	BCA 01	BCA 02	ASP 03	ASP 06	ASP 14	Seve 01	Seve 03
Ano	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010
Status	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Mês	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set
<i>Progomphus</i> spp.	7	-	4	3	1	-	-	3	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Zonophora</i> spp.	-	-	-	-	2	-	-	-	-	20	1	-	-	-	1	-
Libellulidae não identificado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brechmorhoga</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Macrothemis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Myathiria</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	2
<i>Microthyria</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pantala</i>	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Perithemis</i> spp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
Familia Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Argia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heliocaris amazonas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
Familia Megapodagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Familia Perilestidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Platystictidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Polythoridae	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
PLECOPTERA																
<i>Anacroneuria</i> sp.	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-	7	8	-	-	4
<i>Kempnyia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Macrogynoplax</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	3	-	3
TRICHOPTERA																
<i>Phylloicus</i> sp.	-	-	-	3	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Austrotinodes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Familia Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Helicopsyche</i> spp.	9	4	2	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	-	1

Anexo 7: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2010, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	BACA 01	BACA 02	BCA 01	BCA 02	ARA 02	Seve 01	Seve 03	ASP 07	ASP 07	BCA 01	BCA 02	ASP 03	ASP 06	ASP 14	Seve 01	Seve 03
Ano	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2009	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010	2010
Status	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Mês	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set	Set
<i>Leptonema</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	31
<i>Macronema</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	11
<i>Macrostemum</i> spp.	-	-	-	1	-	-	9	-	-	-	-	-	5	-	-	92
<i>Smicridea</i> spp.	-	-	-	-	9	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	22
<i>Synoestropsis</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Hydroptylidae	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Amazonatolica hamadae	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	4	2	-	-	-
Genero A	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	6
<i>Nectopsyche</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Notalina</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Oecetis</i> sp.	2	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triplectides eglei</i>	-	-	2	-	-	9	-	-	11	-	1	7	1	2	5	-
Familia Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marilia</i> spp.	1	-	6	1	6	4	17	-	-	8	1	-	-	-	-	4
Familia Philopotamidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	15
Familia Polycentropodidae	-	2	2	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	1	5
Familia Xiphocentronidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	2
BLATTODEA																
Blaberidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
ACARI	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DECAPODA																
<i>Macrobrachium</i> spp.	5	1	-	2	4	2	-	-	-	1	2	3	-	4	1	5
OLIGOCHAETA																
Subfamilia Naidinae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamilia Tubificinae	-	-	-	-	-	2	-	4	-	4	-	-	-	-	-	-

Anexo 7: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência selecionados na sub-bacia Araticum entre 2011 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	ASP 03	BACA 01	BACA 02	ASP 06	Seve 03	ASP 03	ASP 06	BACA 01	BACA 02	Seve 01	Seve 03	ASP 03	ASP 06
Ano	2011	2011	2011	2011	2011	2012	2012	2012	2012	2012	2012	2013	2013
Status	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref
Mês	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Set	Set
<i>Phanocerooides</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stegoelmis</i> sp.	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tyletelmis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xenelmis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1
Familia Hydrophylidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Noteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Ptyodactilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Scirtidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Staphylinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIPTERA													
Subfamilia Ceratopogoninae	4	3	1	7	13	7	-	12	3	2	1	1	3
<i>Dasyhelea</i> Kieffer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1
Subfamilia Forcipomyiinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Chironomidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae não identificado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamilia Tanypodinae	2	4	-	1	10	8	3	5	3	11	7	1	8
Subfamilia Chironominae	2	2	7	50	58	34	6	19	6	16	51	14	9
Subfamilia Orthocladiinae	-	-	-	7	-	2	1	3	3	-	-	2	1
Familia Dixidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Familia Dolichopodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Empididae	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	2	-
Familia Simuliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Tabanidae	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Familia Tanyderidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Tipulidae	2	1	-	1	3	-	-	6	3	2	-	2	1

Anexo 8: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés sensíveis selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	Aviso 01	Aviso 01	Alm 01	Alm 02	Aviso 01	Alm 01	Alm 02	Aviso 01	Alm 01	Alm 02
Ano	2009	2010	2010	2010	2012	2012	2012	2013	2013	2013
Status	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens
Mês	Out	Set	Set	Set	Out	Out	Out	Set	Set	Set
<i>Eucaphebia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Farrodes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hagenulopsis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hydrosmilodon</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microphlebia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miroculis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Simothraulopsis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tikuna</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Traverella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Campsurus</i> spp.	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Leptohyphidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HEMIPTERA										
Familia Corixidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Gerridae	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Mesoveloidea</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ambrysus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pelocoris</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Limnocoris</i> sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Paravelia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LEPIDOPTERA										
Familia Crambidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Pyralidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MEGALOPTERA										
Familia Corydalidae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 8: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés sensíveis selecionados na sub-bacia Araticum entre 2009 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	Aviso 01	Aviso 01	Alm 01	Alm 02	Aviso 01	Alm 01	Alm 02	Aviso 01	Alm 01	Alm 02
Ano	2009	2010	2010	2010	2012	2012	2012	2013	2013	2013
Status	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens
Mês	Out	Set	Set	Set	Out	Out	Out	Set	Set	Set
<i>Notalina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oecetis</i> spp.	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triplectides eglerii</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marilia</i> sp.	2	-	4	1	1	1	1	-	-	4
Familia Philopotamidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Polycentropodidae	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-
Familia Xiphocentronidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BLATTODEA										
Blaberidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ACARI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DECAPODA										
<i>Macrobrachium</i> sp.	4	4	4	1	-	1	-	-	-	-
OLIGOCHAETA										
Subfamilia Naidinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamilia Tubificinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Enchytraeidae	1	-	-	-	-	-	-	-	5	-
Familia Haplotaxidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
Familia Lumbriculidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Glossoscolecidae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Familia Alluroididae	-	2	-	2	-	-	-	-	2	-
Subclasse Hirudinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Filo Nematomorpha	-	-	-	-	-	-	1	-	-	3
Filo Nematoda	3	-	-	-	2	10	-	-	-	-

Anexo 9: Total de táxons de macroinvertebrados aquáticos coletados nos igarapés de referência e sensíveis selecionados na sub-bacia Saracá entre 2009 e 2013, em Oriximiná (PA). Ref – referência; mês de coleta: Set – Setembro, Out – Outubro

Amostra	MBS 03	MBS 03	CIS 17	CIS 24	CIS 32	MBSW 21	CIS 17	CIS 24	CIS 32	MBSE 22	MBSW 21	Srczinho 03	Saraca 01	Saraca 01	Srczinho 01	Srczinho 03	Saraca 01	Srczinho 01	Srczinho 03
Ano	2009	2010	2011	2011	2011	2011	2012	2012	2012	2012	2012	2010	2011	2012	2012	2012	2013	2013	2013
Status	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Ref	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens	Sens
Mês	Out	Set	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	Out	set	Out	Out	Out	Set	Set	Set	Set
PLECOPTERA																			
<i>Anacroneuria</i> spp.	1	1	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Kempnyia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Macrogynoplax</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA																			
<i>Phylloicus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Austrotinodes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Glossosomatidae	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Helicopsyche</i> sp.	-	-	1	1	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptonema</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Macronema</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Macrostemum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Smicridea</i> sp.	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Synoestropsis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Hydroptylidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amazonatolica hamadae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Genero A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-
<i>Nectopsyche</i> sp.	1	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Notalina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oecetis</i> sp.	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triplectides eglerii</i>	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Familia Odontoceridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marilia</i> sp.	-	-	1	1	-	1	1	1	-	-	1	1	-	-	-	1	-	1	1
Familia Philopotamidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-

Anexo 10: Abreviaturas, utilizadas na ACC, referentes aos táxons amostrados nos igarapés selecionados na FLONA Saracá-Taquera, Pará

Dry	Dryopidae	Simu	Simuliidae	Goph	<i>Gomphoides</i>
Dyt	Dyticidae	Tab	Tabanidae	Phycy	<i>Phyllocycla</i>
Het	Heterelmis	Tayd	Tanyderidae	Phoid	<i>Phyllogomphoides</i>
Hex	<i>Hexacylloepus</i>	Tip	Tipulidae	Prae	<i>Praeviogomphus</i>
Mac	<i>Macrelmis</i>	Bae	Baetidae	Prog	<i>Progomphus</i>
Myc	<i>Mycrocylloepus</i>	Ask	<i>Askola</i>	Zon	<i>Zonophora</i>
Neo	<i>Neoelmis</i>	Euca	<i>Eucaphebia</i>	Lib	Libellulidae
Phac	<i>Phanocerus</i>	Mphl	<i>Microphlebia</i>	Brec	<i>Brechmorhoga</i>
Phad	<i>Phanoceroidea</i>	Miro	<i>Miroculis</i>	Macth	<i>Macrothemis</i>
Steg	<i>Stegoelmis</i>	Simo	<i>Simothraulopsis</i>	Miria	Microthyria
Tyl	<i>Tyletelmis</i>	Lhy	Leptohephidae	Hel	<i>Heliocaris amazonas</i>
Xen	<i>Xenelmis</i>	Ger	Gerridae	Mega	Megapodagrionidae
Hydr	Hydrophylidae	Meso	<i>Mesoveloidea</i>	Peril	Perilestidae
Scir	Scirtidae	Lim	Limnocois	Platy	Platystictidae
Stap	Staphylinidae	Para	<i>Paravelia</i>	Poly	Polythoridae
Cerat	Ceratopogoninae	Cory	Corydalidae	Kemp	<i>Kempnyia</i>
Dasy	Dasyheleinae	Aesc	<i>Aeschnosoma</i>	Phyll	<i>Phylloicus</i>
Forc	Forcipomyiinae	Navi	<i>Navicordulia</i>	Aust	<i>Austrotinodes</i>
Chin	Chironominae	Gom	Gomphidae	Gloss	Glossosomatidae
Orth	Orthoclaadiinae	Cyan	<i>Cyanogomphus</i>	Heli	<i>Helicopsyche</i>
Dix	Dixidae	Desm	<i>Desmogomphus</i>	Lep	<i>Leptonema</i>
Dol	Dolichopodidae	Epi	<i>Epigomphus</i>	Mcne	<i>Macronema</i>
Emp	Empididae	Erp	<i>Erpetogomphus</i>	Mcros	<i>Macrostemum</i>
Smic	<i>Smicridea</i>	Nota	<i>Notalina</i>	Polyd	Polycentropodidae
Syno	<i>Synoestropsis</i>	Tripl	<i>Triplectides eglei</i>	Xiph	Xiphocentronidae
Hydrop	Hydroptilidae	Odon	Odontoceridae	Bla	<i>Blatodea</i>

GenA	Genero A	Philo	Philopotamidae	Mcbr	<i>Macrobrachium</i>
Necto	<i>Nectopsyche</i>	Enchy	Enchytraeidae	Glosl	Glossoscolecidae
Naid	Naidinae	Hapl	Haplotaxidae	Allur	Alluroididae
Tub	Tubificinae	Lumb	Lumbriculidae	Hiru	Hirudinae
Nmph	Nematomorpha	Nema	Nematoda	CampI	Campylocia

Anexo 11: Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura

	TAXA	FRAG	RAS	COL/C	COL/F	PRE
COLEOPTERA	Dryopidae		X			
	Dytiscidae					X
	<i>Heterelmis</i>			X		
	<i>Hexacylloepus</i>			X		
	<i>Macrelmis</i>			X		
	<i>Mycrocylloepus</i>			X		
	<i>Neoelmis</i>			X		
	<i>Phanocerus</i>			X		
	<i>Phanoceroidea</i>			X		
	<i>Stegoelmis</i>			X		
	<i>Tyletelmis</i>			X		
	<i>Xenelmis</i>			X		
	Hydrophilidae					X
	Noteridae					X
	Ptilodactylidae	X				
Scirtidae				X		
Staphylinidae					X	
DIPTERA	Dixidae			X	X	
	Dolichopodidae			X		X
	Empididae					X
	Simulidae				X	
	Tabanidae					X
	Tanyderidae ***					
	Tipulidae	X				X
	Ceratopogoninae			X		X

Anexo 11: Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura

	TAXA	FRAG	RAS	COL/C	COL/F	PRE
DIPTERA	Forcipomyiinae		X			X
	Tanypodinae		X	X		X
	Chironominae	X		X		
	Orthocladiinae		X	X		
EPHEMEROPTERA	Baetidae			X		
	Caenidae			X		
	<i>Campylocia</i>			X		
	<i>Askola</i>		X			
	<i>Eucaphebia</i>		X			
	<i>Farrodes</i>		X			
	<i>Hagenulopsis</i>		X			
	<i>Hydrosmilodon</i>		X			
	<i>Microphlebia</i>		X			
	<i>Miroculis</i>		X			
	<i>Simothraulopsis</i>		X			
	<i>Tikuna</i>		X			
	<i>Traverella</i>		X			
	<i>Campsurus</i>					X
Leptohiphidae				X		
PLECOPTERA	<i>Anacroneuria</i>					X
	<i>Kempnyia</i>					X
	<i>Macrogynoplax</i>					X
MEGALOPTERA	Corydalidae					X
HEMIPTERA	Corixidae		X			
	Gerridae					X

Anexo 11: Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura

	TAXA	FRAG	RAS	COL/C	COL/F	PRE
HEMIPTERA	<i>Mesoveloidea</i>					X
	<i>Ambrysus</i>					X
	<i>Pelocoris</i>					X
	<i>Paravelia</i>					X
	<i>Limnocoris</i>					X
LEPIDOPTERA	Crambidae	X	X			
	Pyralidae		X			
ODONATA	<i>Aeschnosoma</i>					X
	<i>Navicordulia</i>					X
	<i>Neocordulia</i>					X
	Gomphidae não identificado					X
	<i>Agriogomphus</i>					X
	<i>Cyanogomphus</i>					X
	<i>Desmogomphus</i>					X
	<i>Epigomphus</i>					X
	<i>Erpetogomphus</i>					X
	<i>Gomphoides</i>					X
	<i>Phyllocycla</i>					X
	<i>Phyllogomphoides</i>					X
	<i>Praeviogomphus</i>					X
	<i>Progomphus</i>					X
	<i>Zonophora</i>					X
	Libellulidae não identificado					X
<i>Brechmorhoga</i>					X	
<i>Macrothemis</i>					X	

Anexo 11: Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura

	TAXA	FRAG	RAS	COL/C	COL/F	PRE
ODONATA	<i>Myathiria</i>					X
	<i>Microthyria</i>					X
	<i>Pantala</i>					X
	<i>Perithemis</i>					X
	Coenagrionidae					X
	<i>Argia</i>					X
	<i>Heliocharis amazonas</i>					X
	Megapodagrionidae					X
	Perilestidae					X
	Platystictidae					X
	Polythoridae					X
TRICHOPTERA	<i>Phylloicus</i>	X				
	<i>Austrotinodes</i>				X	
	Glossosomatidae		X			
	<i>Helicopsyche</i>		X			
	<i>Leptonema</i>				X	
	<i>Macronema</i>				X	
	<i>Macrostemum</i>				X	
	Smicridea				X	
	<i>Synoestropsis</i>				X	
	Hydroptilidae			X		
	<i>Amazonatolica hamadae</i> **	X				
	Gênero A **	X				
<i>Nectopsyche</i>	X					

Anexo 11: Categorias funcionais tróficas, de acordo com a literatura, consideradas para cada táxon coletado nos igarapés na Floresta Nacional Saracá-Taquera, Oriximiná, Pará. FRAG - Fragmentador, RAS - Raspador, COL/C – Coletor/ Coletor-Catador, COL/F – Coletor-filtrador/ Filtrador e PRE – Predador. ** Classificação baseada na categoria de recurso alimentar utilizada, mediante literatura, por taxa da mesma família *** Ausência de informação alimentar na literatura

	TAXA	FRAG	RAS	COL/C	COL/F	PRE
TRICHOPTERA	<i>Notalina</i>	X				
	<i>Oecetis</i>	X				X
	<i>Triplectides egleii</i>	X				
	Odontoceridae		X			
	<i>Marilia</i>	X		X		X
	Philopotamidae				X	
	Polycentropodidae				X	
	Xiphocentronidae		X			
BLATTODEA	Blaberidae	X				
ACARI						X
DECAPODA	<i>Macrobrachium</i>	X				
SUBCLASSE OLIGOCHAETA	Naidinae			X		
	Tubificinae			X		
	Família Enchytraeidae			X		
	Família Haplotaxidae					X
	Família Lumbriculidae					X
	Família Glossoscolecidae ***					
	Família Alluroididae			X		
SUBCLASSE HIRUDINAE						X
FILO NEMATOMORPHA				X		
FILO NEMATODA				X		

Anexo 12: Valores de riqueza taxonômica e FRic para os igarapés de referência e sensíveis selecionados nas sub-bacias Saracá e Araticum, entre os anos de 2009 e 2013, na FLONA Saracá-Taquera, Pará. R. Tax. – Riqueza Taxonômica

Sub-bacia Saracá							
Referência				Sensível			
Igarapé	Ano	R.Tax.	FRic	Igarapé	Ano	Riq.Tax.	FRic
MBS03	2009	10	0,240	Srczinho03	2010	15	0,275
MBS03	2010	11	0,410	Srczinho03	2012	15	0,209
CIS17	2011	14	0,403	Srczinho03	2013	8	0,201
CIS24	2011	14	0,403	Saraca01	2011	6	0,101
CIS32	2011	13	0,403	Saraca01	2012	7	0,410
CIS17	2012	16	0,403	Saraca01	2013	9	0,311
CIS24	2012	24	0,410	Srczinho01	2012	4	0,304
CIS32	2012	27	0,410	Srczinho01	2013	9	0,235
MBSW21	2011	14	0,410				
MBSW21	2012	12	0,403				
MBSE22	2012	21	0,403				
Sub-bacia Araticum							
Referência				Sensível			
Igarapé	Ano	R.Tax.	FRic	Igarapé	Ano	Riq.Tax.	FRic
BACA01	2009	13	0,337	Aviso01	2009	19	0,410
BACA02	2009	12	0,410	Aviso01	2010	17	0,410
BACA01	2011	12	0,403	Aviso01	2012	12	0,403
BACA02	2011	8	0,197	Aviso01	2013	8	0,304
BACA01	2012	22	0,410	Almeidas01	2010	16	0,311
BACA02	2012	13	0,410	Almeidas02	2010	13	0,311
BCA01	2009	13	0,319	Almeidas01	2012	13	0,410
BCA01	2010	21	0,410	Almeidas02	2012	7	0,292
BCA02	2009	20	0,311	Almeidas01	2013	6	0,279
BCA02	2010	22	0,403	Almeidas02	2013	5	0,103
Araticum02	2009	31	0,410				
Severino01	2009	17	0,346				
Severino03	2009	17	0,311				
Severino01	2010	14	0,285				
Severino03	2010	39	0,410				
Severino03	2011	20	0,403				
Severino01	2012	9	0,317				
Severino03	2012	10	0,285				

ASP03	2010	25	0,410
ASP03	2011	13	0,403
ASP03	2012	13	0,311
ASP03	2013	23	0,410
ASP06	2010	20	0,311
ASP06	2011	14	0,311
ASP06	2012	11	0,404
ASP06	2013	14	0,311
ASP07	2009	13	0,311
ASP07	2010	23	0,410
ASP14	2010	15	0,410
