



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS EM IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES  
GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM: EFEITO SOBRE MACROINVERTEBRADOS  
E DEGRADAÇÃO DE FOLHAS

SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO

BRASÍLIA/DF

2009

SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO

SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS EM IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES  
GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM: EFEITO SOBRE MACROINVERTEBRADOS  
E DEGRADAÇÃO DE FOLHAS

Tese de Doutorado apresentada ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia.

Orientadora

CLAUDIA PADOVESI FONSECA

Co-orientadora

NEUSA HAMADA

BRASÍLIA/DF

2009

## FICHA CATALOGRÁFICA

C853

Couceiro, Sheyla Regina Marques.

Sedimentos antropogênicos em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari-AM : efeito sobre macroinvertebrados e degradação de folhas / Sheyla Regina Marques Couceiro. - 2009. xv, 122 f. : il. ; 30 cm.

Tese (doutorado) - Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, 2009.

Orientador: Claudia Padovesi Fonseca, Neusa Hamada

1. Impacto antropogênico. 2. Biomonitoramento. 3. Processo ecológico. 4. Desmatamento. 5. Recurso hídricos. 6. Desmatamento. I. Fonseca, Claudia Padovesi (orient.). II. Hamada, Neusa (orient.). II. Título.

CDU 504(811.3)

SHEYLA REGINA MARQUES COUCEIRO

SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS EM IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES  
GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM: EFEITO SOBRE MACROINVERTEBRADOS  
E DEGRADAÇÃO DE FOLHAS

Tese de Doutorado apresentada ao  
Departamento de Ecologia do Instituto de  
Ciências Biológicas da Universidade de  
Brasília, como parte dos requisitos necessários  
para a obtenção do grau de Doutor em Ecologia.

Aprovada em Brasília/DF  
Em 20 de fevereiro de 2009

Por:

---

CLAUDIA PADOVESI FONSECA, DRA. (UnB)  
(ORIENTADOR)

---

CARLOS HIROO SAITO, DR. (UnB)  
(EXAMINADOR INTERNO)

---

IVONE REZENDE DINIZ, DRA. (UnB)  
(EXAMINADOR INTERNO)

---

ADRIANO SANCHES MELO, DR. (UFRGS)  
(EXAMINADOR EXTERNO)

---

GERALDO RESENDE BOAVENTURA, DR. (UnB)  
(EXAMINADOR EXTERNO)

## AGRADECIMENTOS

À PETROBRAS, CNPq (CT-HIDRO 552697/2005-2), CAPES e FINEP pelo financiamento de projetos relacionados a essa tese, incluindo a bolsa de doutorado (CAPES. CNPq).

A Fundação Djalma Batista, especialmente a Regina Vieira por administrar os projetos FINEP e CT-Petro.

Aos funcionários e colaboradores da PETROBRAS pela gentileza em atender as minhas solicitações sempre que possível. Especialmente ao pessoal do SMS por apoiar o estudo em Manaus e Urucu e ao pessoal do viveiro em Urucu (Sr. Clóvis, Cláudio e Kalry).

À Dra. Claudia Fonseca, por sua orientação que permitiu que eu seguisse meu caminho com total liberdade.

À Dra. Neusa Hamada, sempre presente na minha vida acadêmica, um exemplo de profissional a qual eu procuro seguir, mesmo que em muitas horas discordemos em ações e palavras!

Ao Dr. Bruce Forsberg, que também acompanha e colabora em meus estudos, no papel de um segundo co-orientador desde a minha iniciação científica.

Dentre as pessoas que, por vezes, me acompanharam a campo e que me ajudaram no laboratório estão João Batista Rocha, Gilcélvio Jorge, Jeferson Oliveira da Silva e Claudimir Menezes, a estes agradeço muitíssimo o auxílio.

Agradeço à Dra. Ana Maria O. Pes por auxiliar na identificação de alguns Trichoptera e ao MSc. Daniel Pimpão por identificar os Mollusca.

Aos Programas de Pós-Graduação em Ecologia da UnB e INPA (secretarias e coordenação). Especialmente aos professores pelo repasse de conhecimento que me fizeram enxergar horizontes alheios aos que eu conhecia.

À banca avaliadora dessa Tese, por suas sugestões para torná-la qualitativamente melhor.

Ao Dr. Luis Maurício Bini pela sugestão de análise no experimento de degradação de folhas.

Ao Dr. Philip Fearnside, por revisar o inglês desta Tese e dos artigos submetidos.

Aos colegas do Curso por momentos descontraídos que passamos juntos durante minha estadia na Instituição – Adnilton Fonseca “Ad”, Patrícia Gomes, Cintia Lapesqueur, Tamiel Baiocchi, Janaína Fernandes, Fabrício Carvalho, Felipe Rego, Thiago Silva e Clayton Batista – Lembranças sempre presentes.

Agradeço as sempre amigas Aldaléia Santos e Eleny Silva por quebrarem meus galhos quanto a UnB, Ranyse Querino e à Gercélia Mendes pelos aconselhamentos nos momentos difíceis.

À minha pequena grande família (Antonieta, Guio, Mike, Sarah e Adriana). Especialmente à minha mãe a qual ainda quero fazer muito feliz.

Em fim, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a elaboração dessa Tese.

## RESUMO

Sedimentos antropogênicos são considerados um dos principais impacto em igarapés e rios. Nesse contexto, os igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari, Amazonas, Brasil) tem sido impactados por desmatamento relacionados as atividades de exploração de petróleo e gás natural. Com o objetivo de estimar o impacto do aporte de sedimentos antropogênicos sobre os macroinvertebrados aquáticos, estrutura trófica e funcionamento ecológico nos igarapés dessa área, amostragens foram realizadas para estimar a riqueza taxonômica, densidade de indivíduos, composição da comunidade e categorização trófica dos macroinvertebrados em igarapés impactados por sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados assim como um experimento de degradação de folhas. Variáveis abióticas diretamente relacionadas com o impacto (índice de assoreamento, sedimentos inorgânicos em suspensão e índice de cor do sedimento) também foram medidos juntamente a outras variáveis. Os principais resultados foram: índice de sedimentação similar entre igarapés impactados e não impactados; concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão significativamente maior e o índice de cor do sedimento significativamente menor (sedimentos mais escuros) em igarapés impactados em relação aos igarapés não impactados; sedimentos inorgânicos em suspensão e índice de cor de sedimentos relacionado à redução na riqueza e abundância de macroinvertebrados e mudanças na composição da comunidade de macroinvertebrados; 32% dos táxons observados foram significativamente associados com igarapés não impactados e nenhum foi associado com igarapés impactados; os igarapés impactados estocam metade da matéria orgânica particulada grossa estocada nos igarapés não impactados; todos os grupos funcionais tróficos tiveram menor riqueza e densidade absoluta nos igarapés impactados em comparação com os igarapés não impactados; o índice de cor do sedimento, sedimento inorgânico em suspensão e oxigênio dissolvido foram relacionados a redução na riqueza e densidade da maior parte dos grupos funcionais tróficos. No experimento de degradação de folhas dois diferentes resultados foram observados: 1) maior deposição de sedimentos finos e menor coeficiente de decomposição (k) no trecho a montante do igarapé Marta, e conseqüentemente, a perda de peso foi maior no trecho a montante do igarapé. O coeficiente de decomposição no Marta foi relacionado positivamente a densidade de fragmentadores. O segundo resultado foi observado nos igarapés Ruc e Cobra, sedimentos, k e, conseqüentemente, a perda de peso nos pacotes de folhas foram similar entre trecho a jusante e a montante da estrada nesses igarapés. O k não foi relacionado significativamente a densidade de fragmentadores. Coletor-apanhadores dominaram em densidade em ambos os trechos dos três igarapés amostrados e a composição de macroinvertebrados nos pacotes de folhas diferiu entre trecho a jusante e a montante de todos os igarapés amostrados. Os resultados obtidos indicam que a modificação na fauna de macroinvertebrados vai além da redução na riqueza e densidade de macroinvertebrados, modificando a comunidade, a estrutura trófica e o funcionamento dos igarapés. Desse modo, concluiu-se que os igarapés estão sobre forte impacto por sedimentos antropogênicos causados pelas atividades de exploração de petróleo e gás natural na área de estudo.

## ABSTRACT

Anthropogenic sediments are considered the main pollution in streams and rivers. In this context, the Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari, Amazonas, Brazil) has been impacted because of the deforestation activities related to petroleum and natural gas exploitation. With the objective of estimating the impact of anthropogenic sediments on aquatic macroinvertebrates, trophic structure and ecological functioning in streams in this area, samples were taken to estimate taxonomic richness, density of individuals, community composition and trophic categorization of macroinvertebrates in streams impacted by sedimentation and in non-impacted streams. Also, a leaf packet decomposition experiment was done. Abiotic variables directly associated with the impact (sedimentation index, suspended inorganic sediment and sediment color index) were estimated, together with other variables. The main results were that sedimentation index was similar between impacted and non-impacted streams; suspended inorganic sediment concentration is significantly higher and sediment color index was significantly lower (darker color of suspended sediments) in impacted streams than in non-impacted streams. Suspended inorganic sediment and sediment color index were related to richness and abundance reduction and to changes in the aquatic macroinvertebrate community; 32% of collected taxon were significantly associated with non-impacted streams and none were associated with the impacted ones; the impacted streams had half the level of coarse particulate organic matter than the non-impacted streams; all the trophic functional groups had lower richness and absolute density in the impacted streams than non-impacted; sediment color index, suspended inorganic sediment and dissolved oxygen were related to richness and/or density reduction in the majority of the trophic functional groups. In the decomposition experiment two different results were observed: 1) there was higher deposition of fine sediments and lower coefficient of decomposition ( $k$ ) in the downstream stretch of Marta stream and, consequently, the loss of weight was greater in the upstream stretch. The coefficient of decomposition was related to the density of shredders. The second result was that in the Ruc and Cobra streams, sediments,  $k$  and, consequently, the weight loss in the leaf packs were similar in the downstream and upstream stretches. The  $k$  was not related to shredder density. Gathering-collectors dominated in density in both stretches of the three sampled streams and the macroinvertebrate composition in the leaf packs differed between the downstream and upstream stretches of all sampled streams. The results obtained indicate that the modification of the macroinvertebrate fauna goes beyond richness loss and density reduction. It changes the community and the trophic structure and modifies the functioning of the streams. In this way, we conclude that the studied streams are receiving strong impact from the anthropogenic sediments caused by the natural gas and petroleum exploitation in study area.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 – Principais efeitos do aporte de sedimentos sobre a biota aquática.....	19
Figura 1.2 – Localização da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). .....	23
Figura 1.3 – Exemplo de fontes de sedimentos para os igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM): poços (a), clareiras (b), estrada (c–d), passagem de gasoduto (e), igarapé assoreado, com interrupção do fluxo devido ao aporte de sedimentos (f). .....	25
Figura 2.1 – Localização dos igarapés estudados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Números de 1 a 10 representam os igarapés impactados por sedimentos antropogênicos; de 11 a 19 representam igarapés não impactados. ....	30
Figura 2.2 – Exemplo dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Impactados por sedimentos antropogênicos (a–c) e não impactados (d–f). .....	31
Figura 2.3 – Disposição dos pontos de coleta de macroinvertebrados aquáticos e amostragem de variáveis físico–químicas em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Conjunto de setas indica o fluxo da correnteza, enquanto seta única indica sentido da amostragem no igarapé. ....	32
Figura 2.4 – Exemplo de amostragem de macroinvertebrados aquáticos com uso de rede entomológica aquática nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. ....	33
Figura 2.5 – Exemplo de fotografia antes (a) e após a classificação para estimar a abertura de dossel (b), em um igarapé da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, (Coari–AM). ....	34
Figura 2.6 – Coleta de sedimento do leito para a estimativa do índice de assoreamento (IA). Coleta no igarapé (a); despejo dos primeiros 25 cm de sedimento no agitador (b); agitação do sedimento com água do igarapé (c); e retirada de uma sub–amostra de 50 ml (d). ....	35
Figura 2.7 – Amostrador de profundidades integradas (modificado) para coleta de água e sedimento em suspensão nos sistemas aquáticos. ....	36
Figura 2.8 – Exemplos das cores dos filtros após a filtragem de sedimentos em suspensão de igarapés impactados e não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Número entre parênteses representa o igarapé amostrado. ....	38
Figura 2.9 – Comparação do índice de assoreamento (IA) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	42
Figura 2.10 – Comparação da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	42
Figura 2.11 – Comparação da cor dos sedimentos inorgânicos em suspensão (ICS) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	43
Figura 2.12 – Comparação da riqueza de macroinvertebrados entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	44
Figura 2.13 – Comparação da densidade de macroinvertebrados entre igarapés impactados pelo aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	44
Figura 2.14 – Ordenação dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM, baseada na composição (densidade) de macroinvertebrados aquáticos. ....	45

Figura 2.15 – Ordenação dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), baseada na composição (presença–ausência) de macroinvertebrados aquáticos. ....	45
Figura 2.16 – Foz do igarapé Tartaruga, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM) no rio Urucu. Mancha alaranjada indica o carreamento de alta quantidade de sedimento do igarapé Tartaruga para o rio Urucu. ....	55
Figura 3.1 – Riqueza relativa dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	66
Figura 3.2 – Comparação da densidade relativa dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	66
Figura 3.3 – Comparação da riqueza média dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Barras representam o erro padrão. ....	66
Figura 3.4 – Comparação da densidade média dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados na BOGPM (Coari–AM). Barras representam o erro padrão. ....	67
Figura 4.1 – Exemplo de igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM): impactado por sedimentos antropogênicos com leito assoreado (inclusive as margens) e com soterramento dos bancos de folhicho (a); igarapé não impactado com leito encaixado e bancos de folhas presentes (b). Setas indicam folhas nos igarapés. 77	77
Figura 4.2 – Localização dos igarapés Marta, Ruc e Cobra na Base de Operações Geólogo Pedro Moura, (Coari–AM). ....	79
Pacote de folha de <i>Mabea speciosa</i> usado no experimento de degradação em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	80
Figura 4.3 – Pacote de folha de <i>Mabea speciosa</i> usado no experimento de degradação em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	80
Figura 4.4 – Comparação do coeficiente de degradação (k) no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança. ....	84
Figura 4.5 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de <i>M. speciosa</i> entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	84
Figura 4.6 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de <i>M. speciosa</i> no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	85
Figura 4.7 – Comparação do coeficiente de degradação (k) no igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança. ....	86
Figura 4.8 – Comparação do coeficiente de degradação (k) no igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança. ....	86

- Figura 4.9 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de *M. speciosa* entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Ruc, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 87
- Figura 4.10 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de *M. speciosa* entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Cobra, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 87
- Figura 4.11 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de *M. speciosa* no igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 88
- Figura 4.12 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de *M. speciosa* no igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 88
- Figura 4.13 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 89
- Figura 4.14 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Ruc, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 90
- Figura 4.15 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Cobra, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 91
- Figura 4.16 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (MM) e a jusante (MJ) da estrada do igarapé Marta, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 93
- Figura 4.17 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (RM) e a jusante (RJ) da estrada do igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 93
- Figura 4.18 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (RM) e a jusante (RJ) da estrada do igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). ..... 93

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Coordenadas geográficas dos igarapés estudados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), para avaliar o efeito do aporte de sedimentos antropogênicos sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos. ....	29
Tabela 2.2 – Cores obtidas da comparação do sedimento inorgânico em suspensão com a notação de cores de solo de Munsell (MUNSELL COLOR Co., 1975). ....	39
Tabela 2.3 – Correlação de Pearson do índice de assoreamento (IA), sedimento inorgânico em suspensão (SIS) e índice de cor do sedimento (ICS) com outras variáveis abióticas amostradas nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. .	43
Tabela 2.4 – Relação das variáveis abióticas com a riqueza de macroinvertebrados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão. ....	46
Tabela 2.5 – Relação das variáveis abióticas com a densidade de macroinvertebrados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento. ....	46
Tabela 2.6 – Relação das variáveis abióticas com a composição de macroinvertebrados baseada na densidade de indivíduos em cada táxon, em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento. ....	47
Tabela 2.7 – Relação das variáveis abióticas com a composição de macroinvertebrados baseada na presença–ausência de cada táxon, em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Coari–AM. SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão. ....	47
Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997). ....	48
Tabela 3.1 – Organização dos táxons de macroinvertebrados coletados nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM) em grupos funcionais tróficos (GFT). ....	63
Tabela 3.2 – Caracterização dos igarapés baseado nas proporções entre grupos funcionais tróficos, modificado de MERRITT e CUMMINS (1996). ....	64
Tabela 3.3 – Caracterização trófica dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM) com relação à participação dos macroinvertebrados em grupos funcionais tróficos (GFT). ....	65
Tabela 3.4 – Comparação da representatividade (%) dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	68
Tabela 3.5 – Diferenças entre igarapés impactados e não impactados quanto à riqueza e densidade dos grupos funcionais tróficos dos macroinvertebrados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	68
Tabela 3.6 – Relação das variáveis abióticas com a riqueza (R) e densidade (D) dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados nos igarapés da Base de Operações Geólogo	

	Pedro Moura (Coari-AM). Símbolos representam relações positivas (+) e negativas (-).	68
Tabela 3.7	– Regressões múltiplas das variáveis abióticas com a riqueza dos grupos funcionais tróficos (GFT) de macroinvertebrados coletados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = sedimento inorgânico em suspensão, OD oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.	69
Tabela 3.8	– Regressões múltiplas das variáveis abióticas com a densidade dos grupos funcionais tróficos (GFT) de macroinvertebrados coletados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = sedimento inorgânico em suspensão, OD oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.	70
Tabela 4.1	– Características abióticas medidas no início do experimento de degradação de folhas no trecho a montante e a jusante da estrada nos igarapés Cobra, Marta e Ruc (Coari-AM).	81
Tabela 4.2	– Concentração de sedimento inorgânico em suspensão nos trechos a montante e a jusante da estrada nos igarapés Cobra, Marta e Ruc, localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).	83
Tabela 4.3	– Análise granulométrica dos sedimentos depositados no leito do trecho a montante (M) e a jusante (J) da estrada, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).	83
Tabela 4.4	– Relações de fragmentador com o coeficiente de degradação de pacotes de folhas de <i>M. speciosa</i> em três igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).	85
Tabela 4.5	– Táxons com respectivas abundâncias coletados nos pacotes de folhas de <i>M. speciosa</i> expostos por 81 dias no trecho a montante (M) e a jusante (J) da estrada, nos igarapés Marta, Cobra e Ruc, localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). GFT = Grupo Funcional Trófico, R = raspador, P = predador, Cf = coletor-filtrador, F = fragmentador, Ca = coletor-apanhador.	92

**LISTA DE APÊNDICES**

Apêndice A – Equipamentos eletro–eletrônicos utilizados no estudo. ....	120
Apêndice B – Valores das variáveis abióticas dos igarapés amostrados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Nota : I = impactado, NI = não impactado, Cod. = código, Loc. = Localização, OD = oxigênio dissolvido, Temp. = temperatura, Larg. = largura, Ab. Dossel = abertura do dossel, Prof. = profundidade, Vel. Velocidade, SIS = sedimento inorgânico em suspensão, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento, ICS = índice de cor do sedimento inorgânicos em suspensão, EP = erro padrão. ....	121
Apêndice C – Valores das variáveis bióticas dos igarapés amostrados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). ....	122

**LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACÕES**

#/g = Densidade (número de indivíduos por grama)  
#/m<sup>2</sup> = Densidade (número de indivíduos por metro quadrado)  
AM = Amazonas  
ANCOVA = Análise de Covariância  
ANOVA = Análise de variância  
BOGPM = Base de Operações geólogo Pedro Moura  
CJ = Cobra jusante  
CM = Cobra montante  
DCEN = Divisão de Curso em Entomologia  
g/L = Grama por litro  
GFT = Grupo Funcional Trófico  
I = Impactado  
IA = Índice de assoreamento  
ICS = Índice de cor do sedimento  
INPA = Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia  
J = jusante  
k = Coeficiente de degradação dos pacotes de folhas  
M = montante  
m/s = Metro por segundos  
MJ = Marta jusante  
MM = Marta montante  
MOPF = Matéria orgânica particulada fina  
MOPFD = Matéria orgânica particulada fina depositada  
MOPG = matéria orgânica particulada grossa  
MOPPS = Matéria orgânica particulada fina em suspensão  
MPS = Material particulado em suspensão  
NI = Não impactado  
NMDS = Escalonamento Multidimensional Não Métrico  
°C = Grau Celsius  
OD = Oxigênio dissolvido  
RJ = Ruc jusante  
RM = Ruc montante  
SIS = Sedimento inorgânico em suspensão  
SOS = Sedimento orgânico em suspensão  
SS = Sedimento em suspensão  
μS/cm = micro-siemens por centímetro  
t/ha/ano = tonelada/hectar/ano

## SUMÁRIO

1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	17
1.1 – INTRODUÇÃO GERAL .....	17
1.2 – OBJETIVO GERAL.....	23
1.3 – ÁREA DE ESTUDO .....	23
2 – EFEITOS DOS SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS SOBRE A FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS EM IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM .....	26
2.1 – INTRODUÇÃO.....	26
2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
2.3 – HIPÓTESES .....	28
2.4 – MATERIAL E MÉTODOS.....	29
2.4.3.1 – Abertura de Dossel (%).....	33
2.4.3.2 – Índice de Assoreamento (IA).....	34
2.4.3.3 – Sedimento Inorgânico em Suspensão (SIS) e Sedimento Orgânico em Suspensão (SOS).....	36
2.4.3.4 – Índice de Cor do Sedimento (ICS).....	37
2.4.3.5 – Demais Variáveis Abióticas.....	39
2.5 – RESULTADOS .....	41
2.6 – DISCUSSÃO .....	54
2.7 – CONCLUSÃO.....	58
3 – EFEITOS DOS SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS SOBRE A ESTRUTURA TRÓFICA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM.....	60
3.1 – INTRODUÇÃO.....	60
3.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	62
3.3 – HIPÓTESES .....	62
3.4 – MATERIAL E MÉTODOS.....	62
3.5 – RESULTADOS .....	65
3.6 – DISCUSSÃO .....	70
3.7 – CONCLUSÃO.....	74
4 – SEDIMENTOS E MACROINVERTEBRADOS NA DEGRADAÇÃO DE PACOTES DE FOLHAS A MONTANTE E A JUSANTE DE ESTRADAS NA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM.....	75
4.1 – INTRODUÇÃO.....	75
4.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	78
4.3 – HIPÓTESES .....	78
4.4 – MATERIAL E MÉTODOS.....	78
4.4.2.1 – <i>Mabea speciosa</i> (Mueller Argoviensis).....	79

4.4.2.2 – Confeção dos Pacotes de Folhas .....	79
4.4.2.3 – Colocação e Retirada dos Pacotes nos Igarapés.....	80
4.5 – RESULTADOS .....	82
4.6 – DISCUSSÃO .....	94
4.7 – CONCLUSÃO .....	97
5 – CONCLUSOES FINAIS E RECOMENDAÇÕES .....	99
5.1 – CONCLUSÕES FINAIS .....	99
5.2 – RECOMENDAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO AMBIENTAL .....	100
5.2 – RECOMENDAÇÕES DE ESTUDOS FUTUROS .....	101
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	102

# 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

## 1.1 – INTRODUÇÃO GERAL

Sedimentos são detritos rochosos resultante do processo de erosão, que são depositados em sistemas terrestres ou em sistemas aquáticos quando diminui a energia do fluido que o transporta (água, gelo ou vento).

O aporte de sedimentos em igarapés é um processo que ocorre naturalmente. Porém, a influência humana tem aumentado e acelerado o processo, causando, às vezes, assoreamento e a transformação de rios e igarapés em novas terras. Um processo que normalmente ocorre em uma escala temporal de milhões de anos.

O aporte de sedimentos antropogênicos para os cursos de água é causado por várias atividades humanas (e.g. agricultura, desenvolvimento urbano, mineração e construção de rodovias). Qualquer uso da terra que em alguma etapa envolva desmatamento resulta em liberação de sedimentos que podem ser transportados aos cursos de água (LOWDERMILK, 1935). Os sedimentos de origem antropogênica são, portanto, considerados uma das maiores fontes de poluição de cursos de água em países como Estados Unidos (USEPA, 1990; 2000).

Os estudos com sedimentos foram e são relacionados principalmente a reservatórios onde estes são, geralmente, acumulados. Isso porque o excesso de sedimentos nos reservatórios diminui a capacidade de retenção de água, causando prejuízos econômicos. Os benefícios de estratégias para remover o sedimento de reservatório tendem a ser de pouca duração (SOUTHGATE et al., 1984), forçando, às vezes, o abandono do reservatório muito antes que seu tempo de vida útil seja alcançado (em média 20 anos) (SOUTHGATE e MACKE, 1989).

Como um problema ambiental os sedimentos são tratados com seriedade em alguns países como EUA, Austrália e Nova Zelândia, onde as agências ambientais (e.g. United States Environmental Protection Agency) consideram na determinação dos padrões de qualidade da água, todos os componentes do corpo hídrico, incluindo a biota e o aporte de sedimentos (PIZELLA e SOUZA, 2007); e desenvolvem programas para minimizar o processo de erosão, transporte e sedimentação nos igarapés e rios.

Entretanto, em países em desenvolvimento o assunto ainda é pouco abordado, e conseqüentemente, muito dos recursos hídricos têm sido perdidos (SOUTHGATE e MACKE, 1989). No Brasil há uma Política Nacional de Recursos Hídricos, onde os órgãos responsáveis por fiscalizar e avaliar a utilização, mudanças e impactos sobre esses recursos, tais como a Agência Nacional de Águas e o Serviço Geológico do Brasil, atuam em escala de sub-bacias. Assim, o aporte de sedimentos para os cursos de água tem seus impactos mascarados pelo volume de água na sub-bacia avaliada.

Sedimentos são observados nos igarapés tanto em suspensão quanto depositados no leito (BESCHTA, 1996). Sendo em suspensão a forma mais comum de transporte, e a capacidade desse transporte dependente de fatores como tamanho das partículas, condições de fluxo de água e morfologia do canal (WATERS, 1995). Em geral, sedimentos em suspensão são principalmente incluídos na categoria argila (partícula  $< 4 \mu\text{m}$ ), silte ( $4 \mu\text{m} - 63 \mu\text{m}$ ) e areia muito fina ( $0,06 - 0,13 \text{ mm}$ ). Essas partículas, uma vez na água, são mantidas em suspensão pela turbulência do fluxo da água e em fluxos lentos são depositadas.

O aporte de sedimentos antropogênicos tanto em suspensão quanto depositados sobre o leito dos igarapés tem inúmeros efeitos sobre a biota aquática. Tais efeitos foram sumarizados na Figura 1.1 e são melhor detalhados abaixo.

Juntos à correnteza, sedimentos provocam turbidez, reduzindo a produtividade primária, seja devido à limitação da camada eufótica (HORNE e GOLDMAN, 1994) ou a efeitos abrasivos sobre as algas (AIROLD, 1998; FRANCOEUR e BIGGS, 2006). Poucas algas sobrevivem em águas com excesso de sedimento, e a sobrevivência destas é relacionada a adaptações morfológicas. WILSON et al. (1999), por exemplo, demonstraram que *Cladophora glomerata* (Linnaeus) Kützing em águas com alta concentração de sedimentos em suspensão tornam-se mais largas e curtas e assim, toleram a força abrasiva das partículas em suspensão. Porém, nem todos os organismos têm essa plasticidade.

Sedimentos em suspensão interferem também na sobrevivência de animais como anuros (GILLESPIE, 2002), peixes (SUTHERLAND et al., 2002) e macroinvertebrados (CHUTER, 1969; HOLOMUZKI e BIGGS, 2003; WALTERS et al., 2003; BOND e DOWNES, 2003; CHOU et al., 2004), dificultando a busca visual do alimento (e.g. predadores em busca de suas presas), entupindo brânquias respiratórias ou estruturas (e.g. redes) para a captura de alimento (STRAND e MERRITT, 1997).

Quando depositado, os sedimentos em excesso promovem o soterramento dos substratos, causando a perda de habitats como os espaços intersticiais. Estes espaços são

geralmente ocupados por organismos escavadores e são também usados como sítios de desova. Conseqüentemente, a perda desses habitats pode ocasionar modificação de assembléias aquáticas, como a fauna de macroinvertebrados que utiliza o fundo dos igarapés para esse fim (EGGERMONT e VERSCHUREN, 2003; CURRY e MACNEILL, 2004; GOTTFELD et al., 2004). O depósito de sedimentos pode também soterrar organismos imóveis ou com pouca mobilidade como perifíton (GRAHAM, 1990) e insetos aquáticos (STRAND e MERRITT, 1997; CROWE e HAY, 2004) levando-os a morte.

Figura 1.1 – Principais efeitos do aporte de sedimentos sobre a biota aquática.

Macroinvertebrados aquáticos constituem um grupo formado por invertebrados que ficam retidos em rede com malha entre 200 – 500 mm. Na maior parte são insetos, mas também incluem crustáceos, moluscos, minhocas e sanguessuga. Esse grupo tem fundamental importância na ciclagem e repasse de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (MERMILLOD-BLONDIN et al., 2004). Além de participarem de outras funções, tais como, bioturbação de sedimentos dos espaços intersticiais (ZANETELL e PECKARSKY, 1996), criando microhabitats para o refúgio contra a correnteza e predadores (CARDINALE et al., 2004).

A importância de macroinvertebrados para os ecossistemas aquáticos também se traduz na sensibilidade de alguns grupos aos impactos antropogênicos, sendo então, excelentes bioindicadores da integridade dos ecossistemas (e.g. ROSENBERG e RESH, 1992; SMITH et al., 2007). COUCEIRO et al. (2007) por exemplo, observaram nos igarapés urbanos de Manaus, 29 táxons de macroinvertebrados associados significativamente a igarapés preservados, 16 associados a igarapés com desmatamento nas suas margens e somente três associados significativamente a igarapés impactados por desmatamento e esgoto domésticos. Outros táxons foram apontados como tolerantes aos impactos, ocorrendo tanto em igarapés preservados quanto impactados.

Sedimentos antropogênicos têm profundos efeitos sobre a comunidade de macroinvertebrados (WATERS, 1995). Quando em pequena quantidade o sedimento diminui a densidade de macroinvertebrados pela redução dos espaços intersticiais, podendo não ter efeito sobre a riqueza ou composição. Enquanto em grandes quantidades sedimentos modificam o substrato, podendo alterar a riqueza e a composição de macroinvertebrados, promovendo, às vezes, o aumento nas densidades de alguns grupos tolerantes, como Oligochaeta e Chironomidae (PEDERSEN e PERKINS, 1986; COLLIER, 1995; DAVIES et al., 2001).

De outro modo, alguns estudos como o de CULP et al. (1986), FAIRCHILD et al. (1987) e ANGRADI (1999) têm apontado pouco ou nenhum efeito do aporte de sedimentos sobre a fauna. Uma vez que, impactos por sedimentos geralmente são relacionados a outros poluentes (e.g. metais pesados, agrotóxicos), podem ser de difícil predição (RYAN, 1991). Desse modo, uma variedade de respostas pode ser esperada de acordo com o grau de perturbação.

Assim como, do local de estudo, uma vez que quase todos os estudos sobre sedimentos foram conduzidos em áreas temperadas. Em áreas de florestas tropicais a produção de sedimento antropogênico para os cursos de água é pobremente documentada (BRUIJNZEEL, 1993) e, os efeitos sobre a fauna aquática são quase sempre ignorados (WATERS, 1995). Essas observações reforçam a necessidade de investimentos nos estudos de avaliação do impacto de sedimentos sobre os igarapés, incluindo sua fauna, principalmente nas regiões tropicais.

As perdas mundiais da biodiversidade têm aumentado o interesse sobre a riqueza, composição e integração dessas variáveis nas propriedades de funcionamento dos ecossistemas (DANGLES et al., 2003) e os estudos têm sugerido que mudanças nas

comunidades têm efeito sobre todo o ecossistema (CHAPIN-III et al., 1997; CROWL et al., 2001; MARTIN, 2001).

Uma vez que nem sempre a estrutura de comunidade e o funcionamento respondem da mesma forma ao estresse antropogênico, estudos como os de GESSNER e CHAUVET (2002) e PASCOAL et al. (2005) têm reforçado o uso de medidas de estrutura de comunidade e funcionamento do ecossistema para avaliar a integridade dos igarapés. Dessa forma, deve ser considerado não somente o impacto no ambiente, mas também, as mudanças ocasionadas na fauna e o efeito dessas mudanças sobre o ambiente, por exemplo, na degradação de folhas – papel central no funcionamento de muitos ecossistemas aquáticos (MOTTA e UIEDA, 2005).

Na floresta amazônica, a maior parte dos igarapés tem fundo arenoso (FITTKAU, 1964) e baixa produtividade primária (FITTKAU, 1964; 1967). A areia, geralmente, é considerada um substrato pobre para a manutenção dos organismos, devido à instabilidade dos grãos, que reduz a adesão de detritos (ALLAN e CASTILLO, 2007). A limitada produtividade primária faz com que esses igarapés dependam de material alóctone para sua nutrição e manutenção. Material este, constituído em grande parte por folhas. Assim, os bancos de folhas (folhiço) que se acumulam nos igarapés têm múltiplas funções, como por exemplo, prover substrato e refúgio contra a correnteza e predadores a muitos organismos (DOBSON e HILDREW, 1992); e nutrir igarapés com baixa produtividade primária (BENFIELD, 1996).

O folhiço quando soterrado por sedimentos perde suas funções (MOL e OUBOTER, 2004) e a ausência desse recurso tem um forte efeito ascendente, propagado de detritívoros a predadores, principalmente pela redução do recurso detrito (WALLACE et al., 1997), base de muitas teias alimentares aquáticas (WALLACE et al., 1999; MOTTA e UIEDA, 2005). A transformação de material alóctone em detrito se dá por ação principalmente de fungos, bactérias e macroinvertebrados (VANNOTTE et al., 1980). Diversos estudos têm demonstrado que macroinvertebrados controlam a taxa de quebra de folhas (WEBSTER e BENFIELD, 1986; DANGLES et al., 2001), e que na ausência desses, as folhas submersas deixam de ser fragmentadas e a disponibilidade de detritos diminui (KONISHI et al., 2001).

A Base de Operações Geólogo Pedro Moura (BOGPM), localiza-se em plena Floresta Tropical Amazônica. Desde o início de sua construção (1986) até hoje, faixas de floresta têm sido removidas para o estabelecimento de poços de extração do gás e de petróleo, assim como para a construção de estradas entre a Base e os poços de exploração. Clareiras

também têm sido mantidas no entorno dos poços de extração para evitar alastramento de fogo em caso de incêndio. Estudos sobre processos erosivos e de sedimentação na BOGPM foram iniciados recentemente. ARRUDA (2005) avaliou a perda de solo por processos erosivos na BOGMP durante um ano e estimou que a perda varia de 3,02 a 258,30 t/ha/ano e, que parte desse sedimento é carregado para os igarapés promovendo assoreamento dos mesmos. FORSBURG (2006) estudou alguns tributários que drenam a BOGPM e observou correlação positiva entre a concentração de material particulado em suspensão e a porcentagem de uso antropogênico na bacia de drenagem a montante dos igarapés, principalmente, relacionado a clareiras e áreas construídas. De acordo com o autor, o desmatamento para formação de clareiras e construções expôs o solo da área à ação direta da chuva, aumentando o potencial para erosão; juntamente com a compactação do solo que reduziu a penetração de água, aumentando o escoamento e conseqüentemente a erosão superficial.

A abertura de caminhos para a passagem de tubulações e linhas elétricas, principalmente em seus estágios iniciais, acarreta mudanças na paisagem, que incluem deslocamento de solos, gerando sedimentos que podem ser transportados aos igarapés (DOUGLAS et al., 1992; ARNÁEZ et al., 2003), impactando desta forma, também o ambiente aquático (LOWDERMILK, 1935). A construção de estradas pode alterar as condições abióticas e bióticas dos igarapés por distância considerável, tanto acima (~50 m) como abaixo de pontes (~1000 m), podendo, até mesmo, atingir cursos de águas que se encontram a 200 m de distância da borda da estrada (FORMAN e ALEXANDER, 1998). A extensão do impacto varia de acordo com as características físicas da bacia de drenagem (FORMAN e ALEXANDER, 1998).

Mesmo após anos, e com o re-estabelecimento da cobertura vegetal (reduzindo o suprimento de sedimento), áreas que sofreram algum tipo de distúrbio retêm o potencial para carrear grande quantidade de sedimento. Pois o solo se mantém instável, de forma que mesmo uma pequena quantidade de chuva age como um gatilho para a erosão (BINDIN et al., 1999) e conseqüente aporte de sedimentos para os igarapés.

## 1.2 – OBJETIVO GERAL

Estabelecer os impactos do aporte de sedimentos antropogênicos sobre a fauna de macroinvertebrados e processo de degradação de folhas em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

## 1.3 – ÁREA DE ESTUDO

Os igarapés estudados localizam-se na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (BOGPM) ( $04^{\circ}50'31,25''\text{S} - 65^{\circ}10'46,4''\text{W}$ ; Fig. 1.2), no município de Coari–AM, a 700 km de Manaus.

A exploração de óleo e gás natural na BOGPM é administrada pela PETROBRAS há 23 anos (2009). Nessa área estão os 50 maiores poços terrestres de gás natural do país, com uma produção de 1,88 milhões de  $\text{m}^3/\text{dia}$  (SOLTANI et al., 2001).

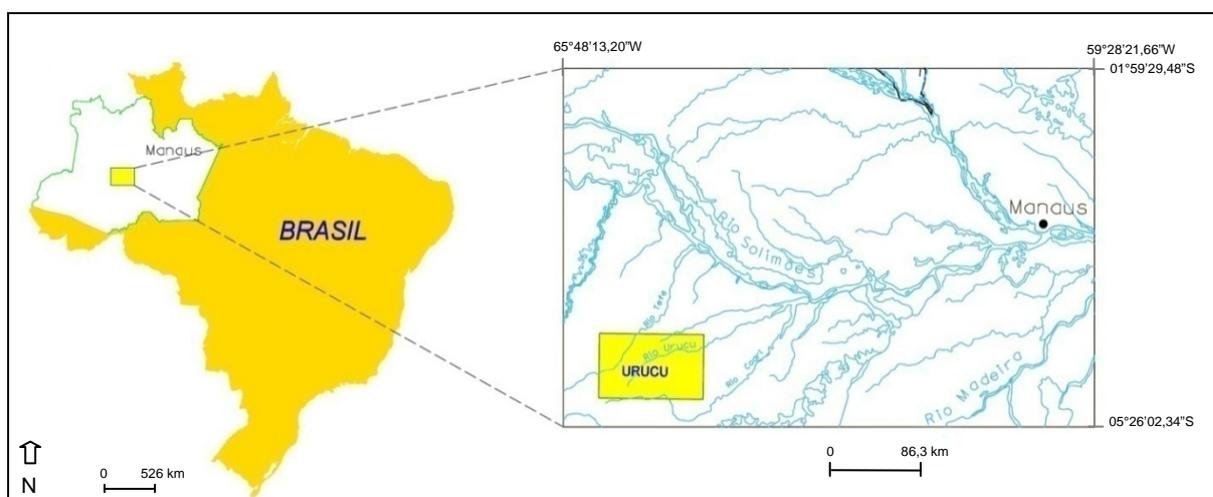


Figura 1.2 – Localização da Base de Operações Geólogo Pedro Moura, em Coari–AM.

Embora seja uma área explorada, a BOGPM tem atributos de floresta tropical amazônica preservada. O aporte de sedimentos provenientes das jazidas, poços de exploração e estradas (Fig. 1.3a–e) é o principal, se não o único, poluente para os igarapés dessa área (Fig. 1.3f).

O solo da região é formado por sedimentos da formação Solimões (BRASIL, 1978), classificado principalmente como podzólico vermelho-amarelo álico (ARRUDA, 2005). A

vegetação é composta por uma Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, com dossel variando entre 23 – 32 metros de altura (BRASIL, 1978).

O clima da região é equatorial quente e úmido (Af) de acordo com a classificação climática de KÖPPEN-GEIGER *apud* PEEL et al. (2007), com temperatura média mínima de 22,5 e média máxima de 31,5°C (RADAM, 1978). Apresenta sazonalidade em termos de pluviosidade, com um período seco de julho a novembro, quando chove em média 18 dias/mês, com uma precipitação média de 150 mm/mês; e um período chuvoso, de dezembro a maio, quando chove no mínimo 21 dias/mês, com precipitação média de 235 mm/mês.

A água dos igarapés não impactados da BOGPM têm valores médio de pH  $\cong$  5, e condutividade elétrica  $\cong$  7  $\mu$ S/cm, considerados valores normais para igarapés de águas pretas amazônicas (MENDONÇA et al., 2005). Porém, os valores médios de sedimentos em suspensão (SS)  $\cong$  16 mg/L estão acima da média (5,6 mg/L) observada por MENDONÇA et al. (2005) para igarapés de águas de águas pretas da Amazônia Central. Assim, os igarapés da BOGPM naturalmente carregam uma considerável concentração de sedimentos em suspensão.



Figura 1.3 – Exemplo de fontes de sedimentos para os igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM): poços (a), clareiras (b), estrada (c–d), passagem de gasoduto (e), igarapé assoreado, com interrupção do fluxo devido ao aporte de sedimentos (f).

## **2 – EFEITOS DOS SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS SOBRE A FAUNA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS EM IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM**

### 2.1 – INTRODUÇÃO

O aumento e aceleração dos processos de assoreamento dos rios e igarapés deve-se principalmente às interferências antropogênicas no meio ambiente, do que a eventos geológicos ou de intempéries (FONSECA, 1999).

A sedimentação antropogênica tem como um dos principais impactos a simplificação da fauna de igarapés, principalmente, devido homogeneização do substrato (PHILLIPS, 1993; PALMER et al., 2000). Conseqüentemente, o efeito sobre a fauna aquática, incluindo macroinvertebrados é uma das maiores preocupações relacionadas a sedimentação (WATERS, 1995).

A literatura sobre sedimentos antropogênicos é volumosa (HAMILTON, 1961; ALLAN e CASTILLO, 2007), provendo informações que permitem uma visão geral sobre suas conseqüências. Porém, a extrapolação para a situação local não é substitutiva a pesquisa (RYAN, 1991; VASCONCELOS e MELO, 2008). Principalmente, quando se considera igarapés da Floresta Amazônica, distinta de outras florestas tropicais por sua baixa concentração de nutrientes (KLINGE, 1976) e baixa produtividade de liteira (BRAY e GORHAM, 1964), que se reflete nos igarapés. Indicando assim, embora exuberante, um frágil ecossistema.

Embora impactos antropogênicos não sejam problemas distantes da realidade amazônica, estudos sobre impactos causados a cursos de água que levam em consideração os efeitos sobre a fauna ou que se utilizem desses para a avaliação ambiental são escassos e relacionados principalmente aos efeitos de urbanização de Manaus (e.g. CLETO-FILHO e WALKER, 2001; COUCEIRO et al., 2006, 2007) e efeitos da mineração de bauxita no Pará (CALLISTO e ESTEVES, 1995). Assim, as informações disponíveis dos efeitos de sedimentação sobre a biota aquática referem-se a outras florestas tropicais e, principalmente, a biota de igarapés de regiões temperadas.

No Missouri (EUA), a taxa de sedimento foi correlacionada significativamente com cinco métricas bióticas comumente utilizadas para macroinvertebrados (riqueza de táxons, densidade de indivíduos, riqueza de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera),

densidade de EPT, e riqueza de EPT/Chironomidae) (ZWEIG e RABENI, 2001). No Sul de Singapura, foi observado que espécies de macroinvertebrados respondem diferentemente a erosão e transporte de sedimento, sugerindo que a interação entre as propriedades textural do sedimento, o comportamento e a morfologia das espécies influenciam a efetividade da sedimentação sobre as espécies (CHOU et al., 2004). No sul do Brasil, VASCONCELOS e MELO (2008) investigaram o efeito na fauna de macroinvertebrados imediatamente após a adição de sedimentos de duas classes de tamanho (0,01 – 0,24 mm e 0,25 – 0,80 mm) e concluíram que mesmo eventos curtos de aporte de sedimentos terrestres para igarapés causam impactos na comunidade de macroinvertebrados aquáticos, reduzindo a densidade de indivíduos.

A deposição de sedimentos ocasiona a perda da complexidade e heterogeneidade do habitat e isso torna o leito instável para a fauna. Sobre a fauna, a deposição de sedimentos tem diversos efeitos que vão de simples deriva, interferência na alimentação até a morte dos organismos por soterramento (e.g. RYAN, 1991; BOND e DOWNES, 2003; BUSS et al., 2004; OLSEN e TOWNSEND, 2005; CHAMBERS et al., 2006).

Alguns estudos sobre sedimentos em sistemas aquáticos (e.g. ZUELLIG et al., 2002) têm também estimado a recuperação da comunidade de macroinvertebrados em uma escala de meses a anos, após a remoção da fonte de sedimentos. Esses estudos reforçam a importância da utilização de macroinvertebrados em pesquisas de impactos relacionados com o aporte de sedimento antropogênico. Assim como também demonstram a necessidade de estudos prévios para avaliar a recuperação do ambiente após medidas de mitigação.

Muitas vezes é fácil prever um impacto pela simples visualização do ambiente. A dificuldade está em estabelecer a que grau essas mudanças afetam o ecossistema. O quanto essas perturbações estão fora da gama natural de variabilidade, a frequência da perturbação e como estas mudanças interagem com outros fatores físicos, químicos ou biológicos.

## 2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar o índice de assoreamento (IA), concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) e índice de cor de sedimento (ICS) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (BOGPM);

Avaliar a relação de IA, SIS e ICS com o sedimento orgânico em suspensão (SOS), pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido;

Avaliar a relação de IA, SIS e ICS e de outras variáveis abióticas com a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados;

Avaliar se a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados aquáticos diferem entre igarapés impactados e igarapés não impactados;

Avaliar a associação de macroinvertebrados aquáticos com o impacto por sedimentos antropogênicos.

### 2.3 – HIPÓTESES

Igarapés impactados pelo aporte de sedimentos antropogênicos têm maior índice de assoreamento (IA), maior concentração de sedimento inorgânico em suspensão (SIS) e menor índice de cor de sedimento (ICS) em comparação a igarapés não impactados;

O aumento do IA, SIS e redução de ICS são relacionados ao aumento do SOS, pH, condutividade e redução no oxigênio dissolvido;

A riqueza e a densidade de macroinvertebrados aquáticos dos igarapés impactados por sedimentos antropogênicos são reduzidas em relação às observadas nos igarapés não impactados na BOGPM;

A composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos nos igarapés da BOGPM difere significativamente entre igarapés impactados e não impactados por sedimentos antropogênicos;

O aporte de sedimentos é diretamente relacionado a redução na riqueza, densidade e mudanças na composição de macroinvertebrados nos igarapés da BOGPM;

Os táxons presentes nos igarapés impactados são associados (indicadores) ao aporte de sedimentos antropogênicos.

## 2.4 – MATERIAL E MÉTODOS

### 2.4.1 – Igarapés

Foram avaliados 19 igarapés (Fig. 2.1; Tab. 2.1) de 2<sup>a</sup> a 3<sup>a</sup> ordem (de acordo com a classificação de STHRALER, 1952), dos quais 10 são impactados por aporte de sedimentos em consequência da abertura de estradas, jazidas e poços de extração de gás natural, e nove são igarapés não impactados (Fig. 2.2a–f).

Tabela 2.1 – Coordenadas geográficas dos igarapés estudados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM), para avaliar o efeito do aporte de sedimentos antropogênicos sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos.

Condição do igarapé	Código do igarapé	Latitude (S)	Longitude (W)
Impactado	1	04°53'37,4"	65°18'01,9"
Impactado	2	04°49'54,1"	65°15'24,2"
Impactado	3	04°53'14,1"	65°11'43,4"
Impactado	4	04°51'54,4"	65°08'23,0"
Impactado	5	04°52'11,0"	65°06'41,7"
Impactado	6	04°51'35,9"	65°06'23,3"
Impactado	7	04°51'50,2"	65°04'45,0"
Impactado	8	04°49'37,7"	65°01'55,3"
Impactado	9	04°50'02,2"	65°02'56,9"
Impactado	10	04°48'00,1"	65°02'13,1"
Não impactado	11	04°49'32,0"	65°17'25,5"
Não impactado	12	04°49'28,2"	65°17'10,4"
Não impactado	13	04°49'31,6"	65°17'30,7"
Não impactado	14	04°50'11,2"	65°18'37,3"
Não impactado	15	04°50'37,5"	65°20'26,8"
Não impactado	16	04°45'33,4"	65°03'33,4"
Não impactado	17	04°45'33,8"	65°03'37,5"
Não impactado	18	04°47'01,4"	65°05'47,4"
Não impactado	19	04°54'00,7"	65°11'36,1"

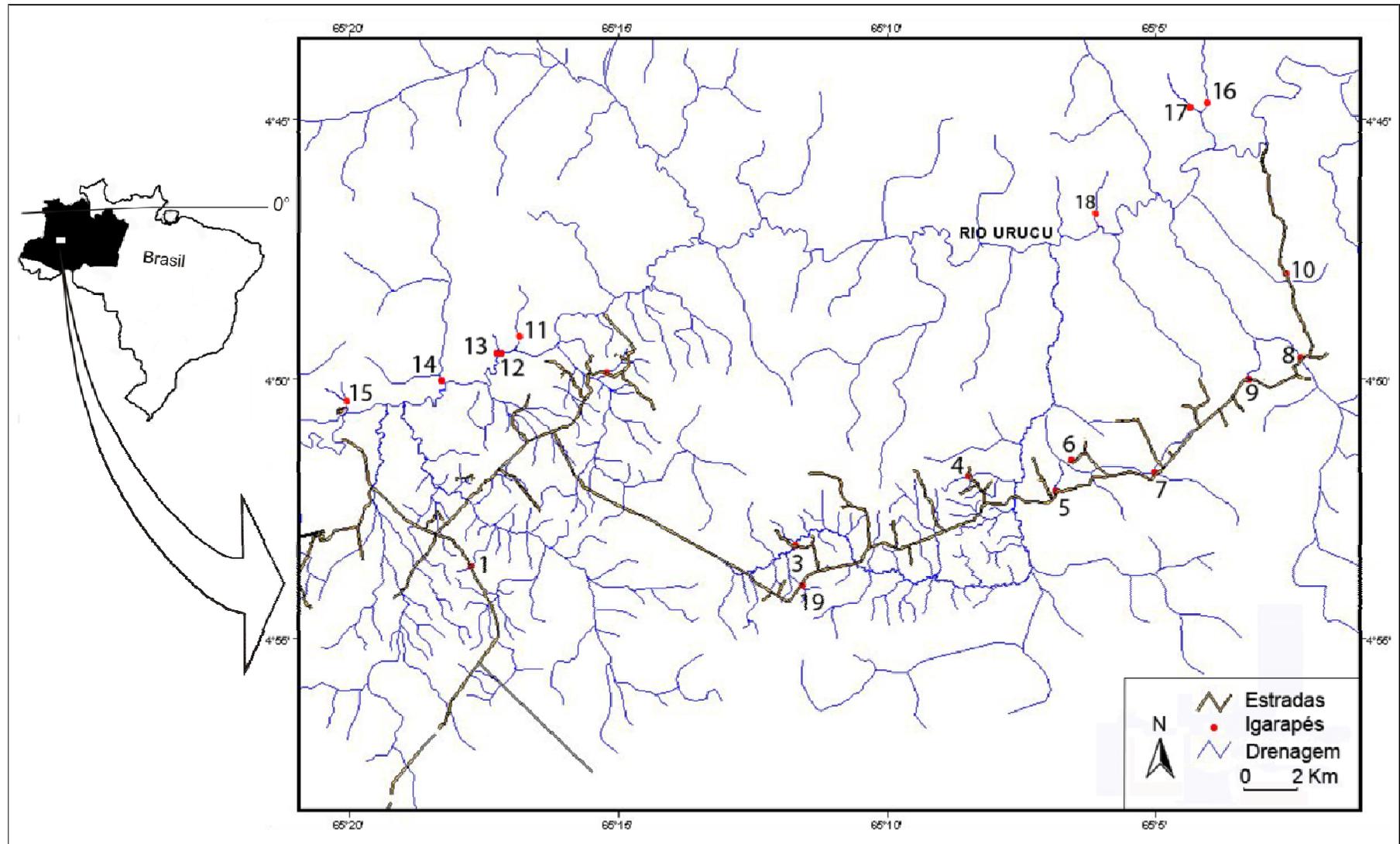


Figura 2.1 – Localização dos igarapés estudados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Números de 1 a 10 representam os igarapés impactados por sedimentos antropogênicos; de 11 a 19 representam igarapés não impactados.



Figura 2.2 – Exemplo dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). Impactados por sedimentos antropogênicos (a–c) e não impactados (d–f).

#### 2.4.2 – Coletas de macroinvertebrados

As coletas foram conduzidas nos meses de janeiro, abril e novembro de 2007. Em cada igarapé foi percorrido um trecho de 100 m, de jusante a montante, com amostragem do substrato marginal submerso para a coleta de macroinvertebrados a cada 10 m (Fig. 2.3). As amostragens foram conduzidas com uma rede entomológica aquática em forma de “D” (345 cm<sup>2</sup> e malha de 1 mm<sup>2</sup>). Em cada ponto de amostragem a rede foi arrastada no substrato disponível, por três vezes, no espaço de um metro em linha reta, no sentido igarapé–margem (Fig. 2.4). As amostras foram colocadas em sacos plásticos etiquetados, contendo álcool etílico a 90% para a preservação das mesmas.

No laboratório, as amostras foram triadas sob microscópio estereoscópico e os espécimes identificados e contabilizados. A identificação foi realizada utilizando chaves taxonômicas como EPLER, (1995), HAMADA e COUCEIRO (2003), PES et al. (2005), PEREIRA et al. (2007) e MERRITT et al. (2008). Além, de consultas aos especialistas em Trichoptera, Dra. Ana Maria Pes, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA/DCEN) e ao especialista em Mollusca, MSc. Daniel Pimpão, da Coleção de invertebrados do INPA.

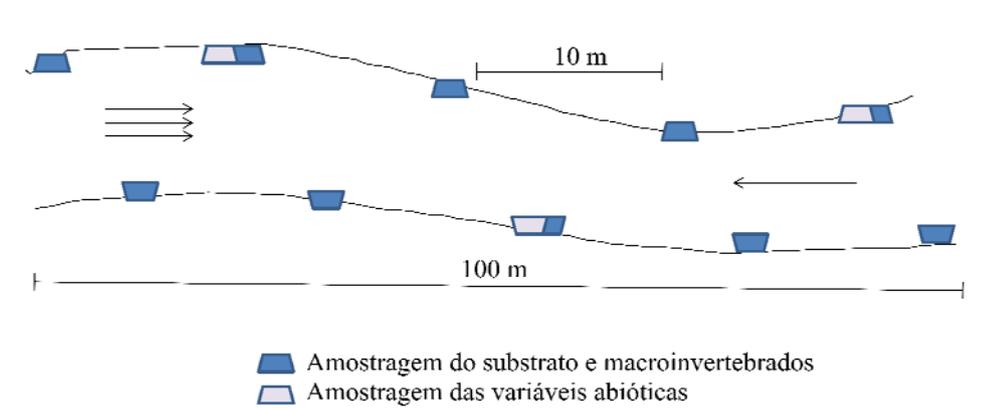


Figura 2.3 – Disposição dos pontos de coleta de macroinvertebrados aquáticos e amostragem de variáveis físico-químicas em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Conjunto de setas indica o fluxo da correnteza, enquanto seta única indica sentido da amostragem no igarapé.



Figura 2.4 – Exemplo de amostragem de macroinvertebrados aquáticos com uso de rede entomológica aquática nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

### 2.4.3 – Amostragem das variáveis abióticas<sup>1</sup>

As variáveis abióticas (abertura de dossel, índice de assoreamento (IA), sedimento inorgânico em suspensão (SIS), cor do sedimento em suspensão (ICS), pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido na água, velocidade da correnteza, largura e profundidade do igarapé) foram medidas em três pontos intercalados (a cada 30 m) em cada igarapé, em conjunto com as coletas de macroinvertebrados (Fig. 2.3).

#### 2.4.3.1 – Abertura de Dossel (%)

A redução na vegetação ripária é associada a redução de liteira e maior penetração de luz, interferindo na trofia do sistema aquático (e.g. KIFFNEY et al., 2004; ALLAN e CASTILLO, 2007). A vegetação ripária também age como um filtro reduzindo a quantidade de sedimento oriundo dos solos expostos para os igarapés (MARTINS, 2001).

Assim, para avaliar a associação da abertura de dossel com o aporte de sedimentos para os igarapés da BOGPM, fotografias hemisféricas com ângulo de 180° foram obtidas em direção ao céu, a 70 cm da superfície da água. As fotografias foram analisadas no programa GAP “Light Analyzer” 2.0 (FRAZER et al., 1999) (Fig. 2.5a–b), que classifica o “pixel” da

<sup>1</sup> Modelos e marcas de equipamentos utilizados nessa tese são descritos no apêndice A.

imagem em céu e não céu, e a partir dessa classificação foi determinada a porcentagem de abertura de dossel.

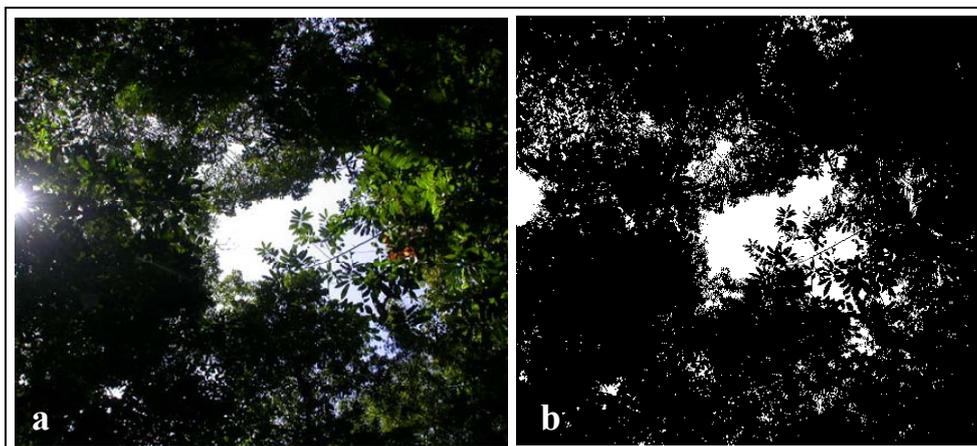


Figura 2.5 – Exemplo de fotografia antes (a) e após a classificação para estimar a abertura de dossel (b), em um igarapé da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

#### 2.4.3.2 – Índice de Assoreamento (IA)

O assoreamento de igarapés é consequência da deposição de sedimentos finos, principalmente de partículas de tamanho inferior a  $63\ \mu\text{m}$  (silte e argila) (WATERS, 1995). Para avaliar o IA nos igarapés da BOGPM foram conduzidas amostragens dos primeiros 25 cm de sedimento depositado no leito do igarapé com auxílio de um trado cilíndrico de acrílico (8 cm de diâmetro x 100 cm de comprimento; Fig. 2.6a–b).

O sedimento coletado foi colocado em um agitador manual (MEADE, 1985), composto por um balde de policarboneto (8 L), no qual um disco de policarbonato perfurado por uma dúzia de recortes e sustentado por uma haste é utilizado para homogeneizar a amostra (Fig. 2.6c). Durante o agitação, uma sub-amostra de 50 ml foi coletada em um tubo Falcon (Fig. 2.6d).



Figura 2.6 – Coleta de sedimento do leito para a estimativa do índice de assoreamento (IA) dos igarapés. Coleta no igarapé (a); despejo dos primeiros 25 cm de sedimento no agitador (b); agitação do sedimento com água do igarapé (c); e retirada de uma sub-amostra de 50 ml (d).

No laboratório a sub-amostra foi centrifugada por 30 minutos e o sobrenadante desprezado. O sedimento da sub-amostra foi então colocado em estufa a 50°C até completa secagem. Após essa etapa o sedimento foi peneirado (malha de 63  $\mu\text{m}$ ), com auxílio de um agitador elétrico por 30 minutos. As frações menores que 63  $\mu\text{m}$  foram colocadas em placas de papel alumínio, que após pesadas foram dispostas em mufla a 500°C por uma hora para queimar a matéria orgânica. Após frias, as placas foram novamente pesadas e o IA foi calculado utilizando a equação 2.1, proposta por GOCH (2007).

Equação 2.1

$$\text{IA (g/L)} = \frac{(\text{si/vs}) * \text{vdi}}{\text{vis}}$$

Onde:

IA = Índice de Assoreamento;

si = sedimento inorgânico < 63 $\mu$ m (g);  
vs = volume da sub-amostra (0,050 L);  
vid = volume inicial de diluição (8 L);  
vis = volume total de sedimento coletado (1,256 L).

#### 2.4.3.3 – Sedimento Inorgânico em Suspensão (SIS) e Sedimento Orgânico em Suspensão (SOS)

A maior parte dos sedimentos que são carreados para os sistema aquático é formada por pequenas partículas que permanecem um tempo maior em suspensão quando comparadas a partículas maiores, que são rapidamente depositadas no leito do curso de água (BESCHTA, 1996). Portanto, para uma amostragem de todas as partículas em suspensão há necessidade de integrar amostras de toda a coluna d'água. Assim, água e sedimento em suspensão dos igarapés foram coletados com um amostrador de profundidades integradas (BESCHTA, 1996) modificado (Fig. 2.7). Esse amostrador consiste de uma garrafa de 600 ml presa em ângulo de 45° a uma haste de alumínio. A garrafa tem na parte anterior um bico de 0,5 cm de diâmetro para a entrada de água e um orifício de 0,5 cm próximo ao bico para o escape de ar. O amostrador foi baixado e erguido na coluna d'água até preencher completamente a garrafa.



Figura 2.7 – Amostrador de profundidades integradas (modificado) para coleta de água e sedimento em suspensão nos sistemas aquáticos.

No laboratório as amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro (poro= 0,45 µm e 47 mm de diâmetro) com auxílio de uma bomba a vácuo. Os filtros utilizados foram previamente expostos em mufla a 500°C por uma hora e pesados ( $p_0$ ). Após a filtração, os filtros contendo os sedimentos em suspensão do igarapé foram secos em estufa a 35°C e novamente pesados ( $p_1$ ).

Como uma parte dos sedimentos terrestres que entra nos sistemas aquáticos é composta por sedimentos orgânicos (MADEJ, 2007), a separação da matéria orgânica e inorgânica previne respostas errôneas dos efeitos de sedimentos sobre a fauna de igarapés (e.g. KREUTZWEISER et al., 2005). Assim, a matéria orgânica presente nos filtros foi incinerada em mufla a 500°C durante uma hora, e os filtros foram novamente pesados ( $p_2$ ).

As concentrações de sedimento inorgânico em suspensão (SIS) e sedimentos orgânicos em suspensão (SOS) foram determinadas através das equações 2.2 e 2.3.

Equação 2.2

$$\text{SIS (g/L)} = (p_2 - p_0)/v$$

Equação 2.3

$$\text{SOS (g/L)} = ((p_1 - p_2) - p_0)/v$$

Onde:

SIS = sedimento inorgânico em suspensão;

SOS = sedimento orgânico em suspensão;

$p_0$  = peso do filtro virgem;

$p_1$  = peso do filtro com sedimento orgânico e inorgânico;

$p_2$  = peso do filtro com sedimento inorgânico;

$v$  = volume de água filtrada (L).

#### 2.4.3.4 – Índice de Cor do Sedimento (ICS)

De acordo com PHILLIPS e MARION (2001) indicadores de solo e de sedimentos baseados na cor são robustos e apresentam baixo custo. Isso desde que a fonte de sedimento

seja impregnada com ferro como no caso do solo da BOGPM (PESSOA, 2004). Assim, a cor do sedimento em suspensão foi estabelecida por comparação dos filtros utilizados para medir a concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (e.g. Fig. 2.8) com a notação de cores de solo de Munsell (MUNSELL COLOR Co., 1975).

A notação de cores de Munsell é determinada com o matiz (comprimento de onda da luz), valor (brilho ou tonalidade; amplitude da onda) e croma (intensidade ou pureza da cor em relação ao cinza; concentração da onda). O matiz é expresso por um número seguido de uma ou duas letras. Enquanto, valor e croma são, cada um, representados por números. O sistema de cor de Munsell divide cada matiz (H) em 10 passos; igualmente divide o valor (V) e o croma (C) em outros 10 passos, cada. O número do valor é baixo para tonalidade escura e alto para tonalidade clara, enquanto o Croma tem valor baixo para uma cor opaca e alto para uma cor brilhante.

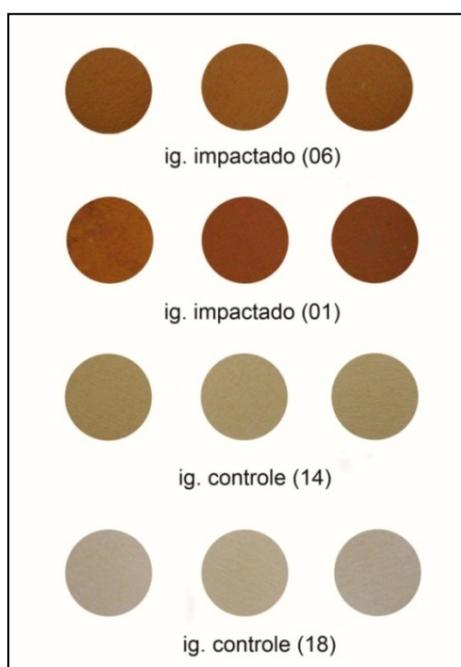


Figura 2.8 – Exemplos dos filtros após a filtração de sedimentos em suspensão de igarapés impactados e não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Números entre parênteses representam o igarapé amostrado.

Após a comparação dos filtros com a notação de Munsell, as cores foram transformadas através da equação de HURST (1977) (Eq. 2.4) em uma variável quantitativa,

denominada nessa Tese por índice de cor do sedimento (ICS). Onde os menores valores de ICS são atribuídos a cores mais avermelhadas.

Equação 2.4

$$ICS = H^*V/C$$

Onde:

ICS = índice de cor do sedimento;

H\* = matiz (H) transformada em número de acordo com Hurst (1975) (Tab. 2.1);

V = valor;

C = croma.

A comparação dos filtros com a tabela de Munsell resultou em cores que compuseram um gradiente do branco ao vermelho (Tabela 2.2).

Tabela 2.2 – Cores obtidas da comparação do sedimento inorgânico em suspensão com a notação de cores de solo de Munsell (MUNSELL COLOR Co., 1975).

<b>Cor<sup>2</sup></b>	<b>Matiz Munsell H</b>	<b>Matiz Hurst H*</b>	<b>Valor/Croma</b>
Branco	10 yr	20,0	8/2
Bruno muito claro acinzentado	10 yr	20,0	8/3
Bruno muito claro acinzentado	10 yr	20,0	8/4
Amarelo	10 yr	20,0	8/6
Amarelo	10 yr	20,0	7/8
Amarelo-avermelhado	7,5 yr	17,5	7/8
Amarelo-avermelhado	7,5 yr	17,5	6/8
Amarelo-avermelhado	5 yr	15,0	7/8
Amarelo-avermelhado	5 yr	15,0	6/8
Vermelho-claro	2,5 yr	17,5	6/6
Vermelho	10 r	10,0	5/6

#### 2.4.3.5 – Demais Variáveis Abióticas<sup>3</sup>

<sup>2</sup> Nomenclatura das cores de acordo com IBGE (2007).

<sup>3</sup> Marcas e modelos dos aparelhos utilizados nesse estudo são descritos no apêndice A.

A largura e a profundidade do igarapé foram medidas com uma trena e a velocidade da água foi medida com fluxômetro. Essas medidas foram realizadas para garantir que igarapés impactados e não impactados tivessem características físicas semelhantes, de modo que a única influência sobre os igarapés seria o aporte de sedimentos antropogênicos.

pH, oxigênio dissolvido junto ao leito e condutividade elétrica foram medidos com aparelhos eletrônicos portáteis. O aumento de pH e condutividade elétrica assim como a redução no oxigênio dissolvido são relacionados na literatura ao aporte de sedimentos para os sistemas hídricos (e.g. WATERS, 1995).

#### **2.4.4 – Análise dos dados**

A riqueza foi obtida através da contagem de táxons em cada igarapé e a densidade de indivíduos foi obtida dividindo o número de indivíduos em cada ponto de coleta pela área de arraste do amostrador.

As frequências de ocorrência dos táxons nos igarapés impactados e igarapés não impactados foram estimadas dividindo o número de igarapés onde o táxon ocorreu pelo total de igarapés. E assim, expressa em porcentagem.

Análise de variância (ANOVA) bi-fatorial (período de amostragem x condição (impactado ou não impactado)) foi utilizada previamente às demais análises para verificar se as variáveis abióticas representantes diretas do impacto por sedimentos antropogênicos (IA, SIS, e ICS) e as variáveis bióticas (riqueza, densidade de indivíduos e composição de macroinvertebrados) teriam efeito do período de amostragem. Como não houve diferenças significativas destas variáveis entre períodos de amostragem, as variáveis foram a partir de então analisadas por suas médias (Apêndice B e C), para não incorrer no erro de pseudo-réplicas (GOTELLI e ELLISON, 1994).

A composição de macroinvertebrados foi obtida através de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com dados de densidade e de presença-ausência dos táxons. O ordenamento dos igarapés com dados de densidade favorece a detecção de padrões dos táxons mais abundantes, uma vez que estes possuem maiores diferenças quantitativas entre igarapés em relação aos táxons menos abundantes. Porém, para evidenciar os padrões dos táxons menos abundantes é necessário o uso de dados de presença-ausência, onde os táxons mais abundantes por estarem presentes em grande parte dos igarapés amostrados

contribuem relativamente pouco, enquanto os táxons menos abundantes se sobressaem por apresentarem maior diferença entre locais. Para a NMDS com dados de densidade foi utilizado como medida de distância Bray-Curtis (versão quantitativa de Sørensen) e para os dados de presença-ausência foi utilizado como medida de distância Jaccard. Em ambas as análises foram utilizados testes de Monte Carlos com 500 interações e 999 permutações para verificar a significância dos eixos gerados com a matriz original dos dados.

Teste t foi utilizado para comparar os valores de IA, SIS e ICS. O mesmo teste foi utilizado para comparar a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados (eixos da NMDS) entre igarapés impactados e não impactados.

Correlações de Pearson foram utilizadas para avaliar a relação de IA, SIS e ICS com os valores observados para abertura de dossel, SOS, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica.

Regressões múltiplas forward stepwise foram realizadas para avaliar as relações de IA, SIS, ICS, oxigênio dissolvido, SOS, pH e condutividade com a riqueza, densidade e composição de macroinvertebrados, com F de entrada  $\geq 1$  e F de saída  $< 1$ .

O método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997) foi utilizado para avaliar se a ocorrência de cada um dos táxons (valor indicador) estaria associada a igarapés impactados por sedimentos antropogênicos ou a igarapés não impactados. Teste de Monte Carlos com 999 permutações foi utilizado para verificar a significância do valor indicador de cada táxon.

As análises estatísticas foram conduzidas nos softwares Statistica 7 (STATSOFT, 2004) e Pcord 5.1 (McCUNE e MEFFORD, 2006), nas quais os dados de densidade de macroinvertebrados foram transformados em Log (x+1).

## 2.5 – RESULTADOS

O índice de assoreamento (IA) embora em concentrações maiores nos igarapés com aporte de sedimentos antropogênicos não diferiu significativamente dos igarapés que não recebem esse aporte ( $t = 0,97$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,34$ , Fig. 2.9). No entanto, a concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) foi significativamente maior nos igarapés impactados ( $t = 2,98$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,05$ , Fig. 2.10), e o valor médio do ICS foi

significativamente menor (mais avermelhados) nesses igarapés em relação aos não impactados ( $t = -4,34$ ,  $gl = 17$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 2.11).

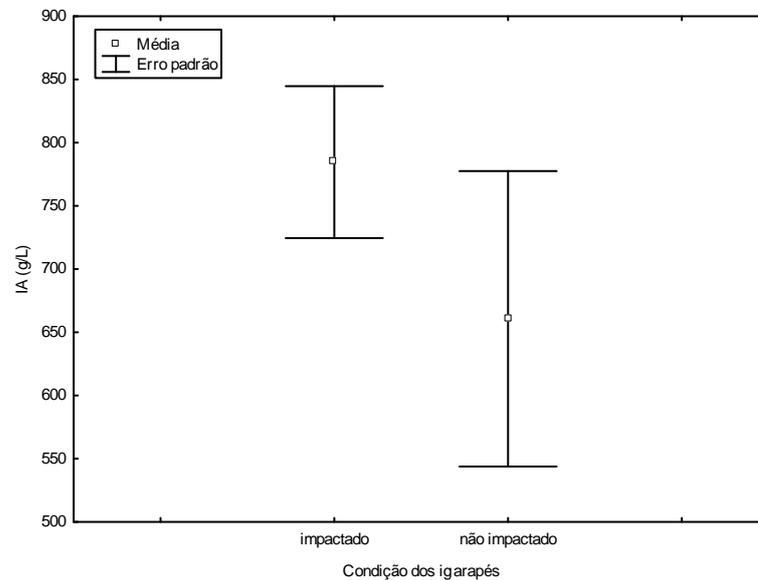


Figura 2.9 – Comparação do índice de assoreamento (IA) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

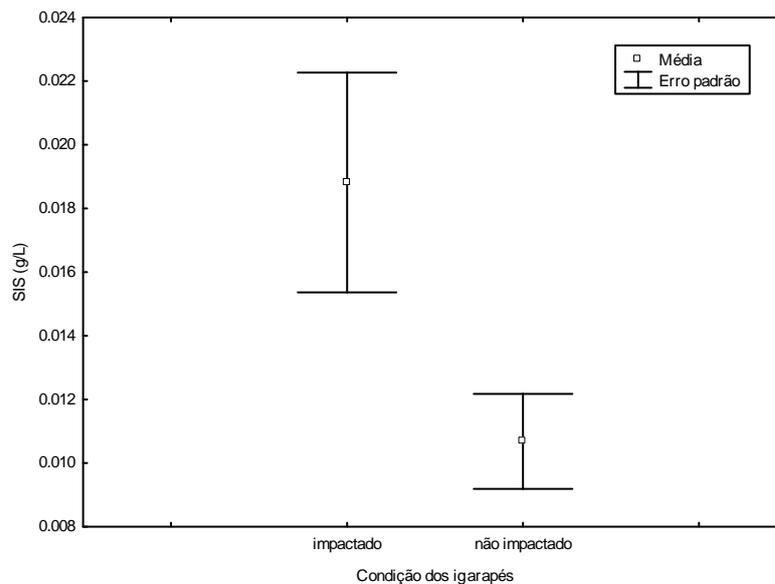


Figura 2.10 – Comparação da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

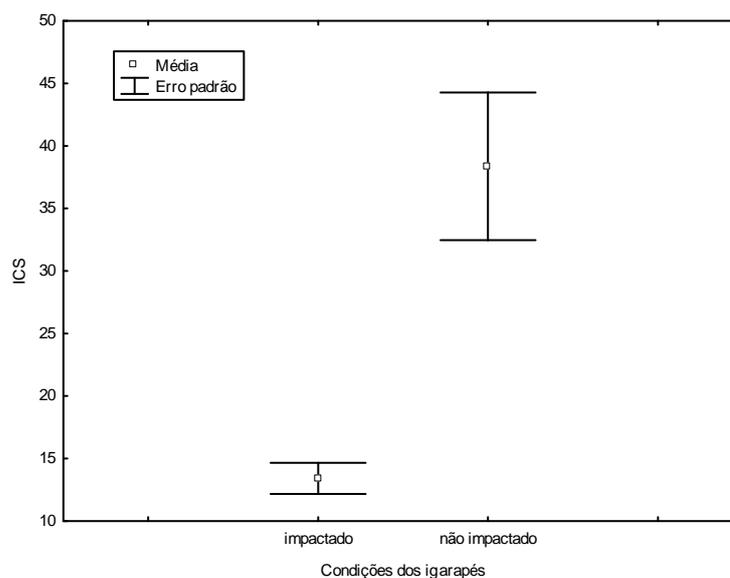


Figura 2.11 – Comparação da cor dos sedimentos inorgânicos em suspensão (ICS) entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

O IA não apresentou correlações significativas com nenhuma variável abiótica medida (Tab. 2.3). No entanto, a concentração de SIS nos igarapés foi correlacionada positivamente com a condutividade elétrica e com a concentração de SOS nos igarapés; e o ICS foi correlacionado negativamente com a concentração de SOS, pH e condutividade elétrica (Tab. 2.3).

Tabela 2.3 – Correlação de Pearson (r) do índice de assoreamento (IA), sedimento inorgânico em suspensão (SIS) e índice de cor do sedimento (ICS) com outras variáveis abióticas amostradas nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Variáveis abióticas	IA (g/L)		SIS (g/L)		ICS	
	r	p	r	P	r	P
SOS (g/L)	0,0958	0,6960	0,7800	<b>0,001</b>	-0,5458	<b>0,016</b>
Condutividade (μS/cm)	0,1462	0,563	0,6177	<b>0,006</b>	-0,5720	<b>0,013</b>
OD (Hg/L)	0,1929	0,443	-0,0468	0,854	0,0258	0,919
pH	0,1774	0,481	0,4351	0,071	-0,6472	<b>0,004</b>
Abertura de dossel (%)	0,0609	0,810	0,0385	0,879	-0,4069	0,094

Nota: p em negrito significativo a 0,05.

A riqueza de táxons de macroinvertebrados foi em média 1 ½ vezes menor nos igarapés impactados em relação aos igarapés não impactados ( $t = -3,14$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,005$ ; Fig. 2.12). Enquanto, a densidade de macroinvertebrados nos igarapés impactados foi em média quatro vezes menor em comparação com a densidade observada nos igarapés não impactados ( $t = -4,80$ ,  $gl = 17$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 2.13).

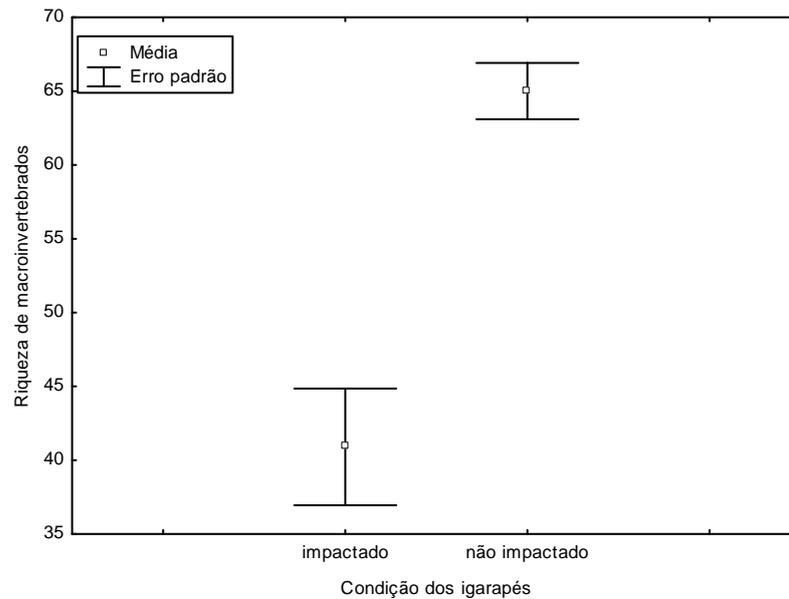


Figura 2.12 – Comparação da riqueza de macroinvertebrados entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

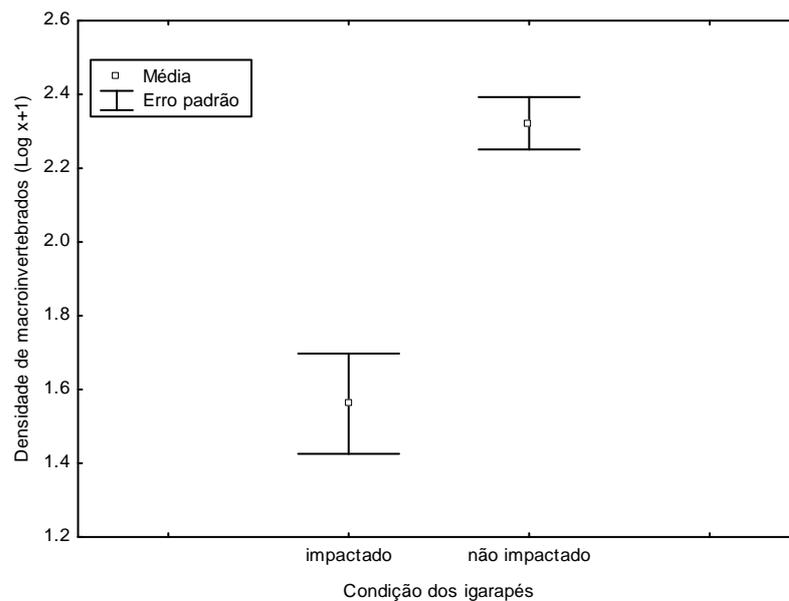


Figura 2.13 – Comparação da densidade de macroinvertebrados entre igarapés impactados pelo aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

A ordenação dos igarapés baseada na comunidade de macroinvertebrados diferiu significativamente, tanto quando avaliada a comunidade em termos de densidade (NMDS I,  $t = 3,92$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,001$ ; NMDS II,  $t = -6,80$ ,  $gl = 17$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 2.14), quanto em termos de presença-ausência dos táxons (NMDS I  $t = 0,58$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,56$ ; NMDS II,  $t = -3,50$ ,  $gl = 17$ ,  $p = 0,003$ ; Fig. 2.15).

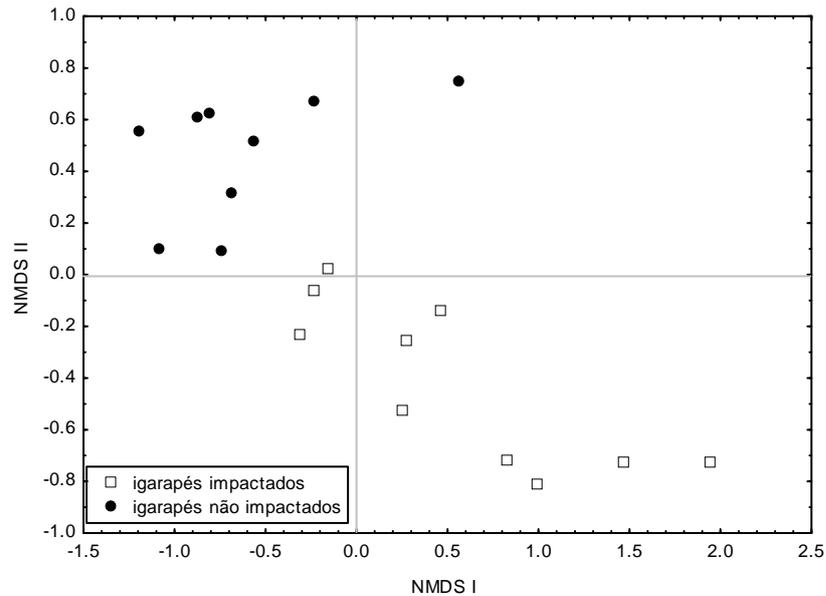


Figura 2.14 – Ordenação dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), baseada na composição (densidade) de macroinvertebrados aquáticos.

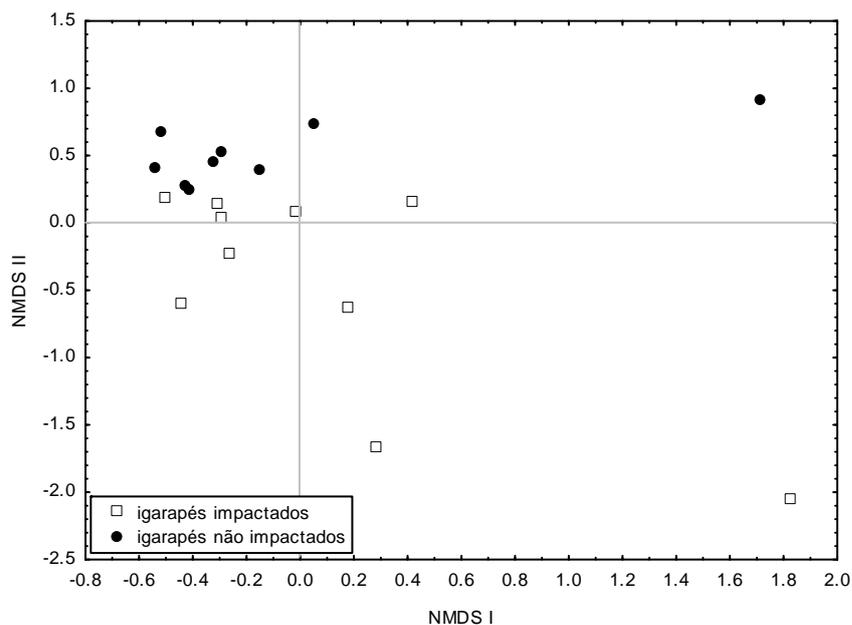


Figura 2.15 – Ordenação dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), baseada na composição (presença-ausência) de macroinvertebrados aquáticos.

Os resultados das regressões múltiplas das variáveis abióticas contra as variáveis bióticas confirmaram a relação positiva do SCI e negativa do SIS sobre a riqueza ( $F = 11,53$ ,  $R^2 = 0,78$ ,  $p < 0,001$ , Tab. 2.4) e densidade de macroinvertebrados ( $F = 11,43$ ,  $R^2 = 0,86$ ,  $p < 0,001$ , Tab. 2.5), com relação negativa também do oxigênio dissolvido tanto para riqueza quanto densidade. Essas relações se refletem sobre a comunidade como um todo, pois ICS, SIS, oxigênio dissolvido e SOS foram as principais variáveis relacionadas a composição de macroinvertebrados nos igarapés da BOGPM, tanto quando avaliada a comunidade em termos de densidade (NMDS I,  $F = 11,01$ ,  $R^2 = 0,77$ ,  $p = 0,0004$ ; NMDS II,  $F = 10,46$ ,  $R^2 = 0,76$ ,  $p < 0,001$ , Tab. 2.6), quanto em termos de presença-ausência dos táxons (NMDS I,  $F = 14,50$ ,  $R^2 = 0,75$ ,  $p < 0,001$ ; NMDS II,  $F = 10,06$ ,  $R^2 = 0,68$ ,  $p < 0,001$ , Tab. 2.7).

Tabela 2.4 – Relação das variáveis abióticas com a riqueza de macroinvertebrados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.

	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p
Intercepto			131,216	29,756	4,410	<b>0,001</b>
ICS	0,543	0,150	0,625	0,173	3,609	<b>0,003</b>
OD (Hg/L)	-0,460	0,130	-15,853	4,492	-3,530	<b>0,004</b>
SIS (g/L)	-0,591	0,204	-1014,745	349,831	-2,901	<b>0,012</b>
SOS (g/L)	-0,312	0,204	-3520,245	2304,306	-1,528	0,151

Nota: p em negrito significativo a 0,05.

Tabela 2.5 – Relação das variáveis abióticas com a densidade de macroinvertebrados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento.

	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p
Intercepto			1,574	2,031	0,775	0,455
ICS	0,750	0,175	0,031	0,007	4,284	<b>0,001</b>
OD (Hg/L)	-0,383	0,118	-0,481	0,148	-3,242	<b>0,008</b>
SIS (g/L)	-0,543	0,224	-33,960	14,001	-2,425	<b>0,034</b>
SOS (g/L)	-0,234	0,202	-96,493	83,002	-1,163	0,270
pH	0,319	0,165	0,614	0,317	1,940	0,078
IA (g/L)	-0,225	0,158	0,000	0,000	-1,426	0,182

Nota: p em negrito significativo a 0,05.

Tabela 2.6 – Relação das variáveis abióticas com a composição de macroinvertebrados baseada na densidade de indivíduos em cada táxon, em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento.

	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p	
NMDS I	Intercepto		-3,595	1,721	-2,089	<b>0,057</b>	
	SIS (g/L)	0,698	0,207	68,181	20,235	3,370	<b>0,005</b>
	ICS	-0,491	0,153	-0,032	0,010	-3,205	<b>0,007</b>
	OD (Hg/L)	0,360	0,133	0,705	0,260	2,713	<b>0,018</b>
	SOS (g/L)	0,312	0,208	200,342	133,285	1,503	0,157
NMDS II	Intercepto		-1,943	2,182	-0,890	0,389	
	ICS	0,962	0,189	0,036	0,007	5,084	<b>0,001</b>
	IA (g/L)	-0,520	0,150	-0,001	0,000	-3,469	<b>0,004</b>
	pH	0,359	0,191	0,623	0,332	1,877	0,083
	OD (Hg/L)	-0,228	0,139	-0,258	0,157	-1,642	0,125

Nota: p em negrito significativo a 0,05.

Tabela 2.7 – Relação das variáveis abióticas com a composição de macroinvertebrados baseada na presença-ausência de cada táxon, em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = Sedimento inorgânico em suspensão, OD = oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.

	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p	
NMDS I	Intercepto		-4,026	1,076	-3,740	<b>0,002</b>	
	SIS (g/L)	0,602	0,168	36,712	10,264	3,577	<b>0,003</b>
	OD (Hg/L)	0,382	0,135	0,468	0,165	2,837	<b>0,013</b>
	Condutividade ( $\mu$ S/cm)	0,299	0,171	0,057	0,032	1,749	0,102
NMDS II	Intercepto		4,071	1,513	2,691	<b>0,018</b>	
	SIS (g/L)	-0,755	0,215	-62,569	17,784	-3,518	<b>0,004</b>
	OD (Hg/L)	-0,482	0,137	-0,802	0,228	-3,512	<b>0,004</b>
	ICS	0,410	0,159	0,023	0,009	2,587	<b>0,023</b>
	SOS (g/L)	-0,422	0,215	-229,843	117,139	-1,962	0,072

Nota: p em negrito significativo a 0,05.

Dos 111 táxons identificados, 32% foi associado significativamente a igarapés não impactados (Monte Carlos,  $p < 0,05$ , Tab. 2.8). Enquanto que nenhum táxon foi associado à condição de impacto (2.8). Assim, táxons que ocorreram nos igarapés impactados são somente tolerantes ao impacto por sedimentos antropogênicos.

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Classe	Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras					
				(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	p	
				D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)						
		Baetidae		<1	90	<1	78	I	60,30	52,40	7,81	0,165	
		Caenidae	<i>Brasilocaenis</i>	<1	30	<1	89	NI	75,90	41,40	10,22	<b>0,005</b>	
		Coryphoridae	<i>Coryphorus</i>	<1	50	<1	78	NI	67,20	44,90	10,75	<b>0,047</b>	
	Ephemeroptera	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	<1	40	1	67	NI	54,40	42,90	11,96	0,169	
		Leptohyphidae		<1	50	1	78	NI	67,80	45,80	11,00	<b>0,043</b>	
		Polymitarcyidae	<i>Asthenopus</i>	<1	20	<1	33	NI	25,10	23,90	9,05	0,332	
			<i>Campsurus</i>	<1	70	1	100	NI	80,10	55,10	10,04	<b>0,020</b>	
		Leptophebiidae		1	90	4	89	NI	65,70	53,80	7,02	0,067	
			Aeshnidae		-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,470
			Calopterygidae	<i>Haeterina</i>	<1	70	<1	67	NI	36,50	44,60	8,36	0,831
Insecta		Coenagrionidae		<1	70	1	100	NI	93,20	54,80	9,78	<b>&lt; 0,001</b>	
		Corduliidae		<1	30	<1	33	I	17,00	27,00	9,47	0,946	
		Dicteriadidae	<i>Dictérias</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,469	
		Gomphidae	Aff. <i>Aphyla</i>	<1	60	<1	56	I	45,00	41,20	10,30	0,319	
			<i>Phyllogomphoides</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,468	
			<i>Progomphus</i>	<1	50	<1	78	NI	38,00	43,10	9,44	0,633	
		Perilestidae	<i>Cyanogomphus</i>	<1	50	<1	78	NI	65,70	45,70	11,21	0,065	
					<1	10	<1	44	NI	41,60	25,10	9,82	0,074
		Polythoridae			<1	30	<1	33	NI	25,40	27,60	10,21	0,472
		Libellulidae			<1	90	1	100	NI	80,20	56,30	6,76	<b>0,001</b>
		Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>		<1	70	1	78	NI	56,90	48,00	8,82	0,154

Continua

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Classe	Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras					
				(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	P	
				D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)						
		Blattaria		<1	50	<1	78	NI	67,40	43,50	9,95	<b>0,022</b>	
		Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	<1	50	2	78	NI	71,10	50,30	12,23	<b>0,050</b>
				<i>Macrogynoplax</i>	<1	60	<1	89	NI	79,00	52,30	11,12	<b>0,020</b>
			Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,468
				<i>Weberella</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,471
			Corixidae	<i>Tenagobia</i>	<1	10	<1	67	NI	64,70	32,70	11,39	<b>0,011</b>
			Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	-	-	<1	67	NI	66,70	26,90	9,52	<b>0,003</b>
				<i>Limnocoris</i>	<1	10	<1	33	NI	25,90	21,40	8,93	0,326
			Nepidae	<i>Ranatra</i>	<1	10	<1	11	NI	5,90	13,00	7,58	0,744
Insecta	Hemiptera	Gerridae		<i>Brachymetra</i>	<1	30	<1	44	NI	38,60	33,00	10,84	0,272
			<i>Ovatametria</i>	-	-	<1	22	NI	22,20	14,10	6,55	0,212	
			<i>Rheumatobates</i>	<1	10	-	-	I	10,00	10,50	0,57	1,000	
			<i>Tachygerris</i>	-	-	<1	22	NI	22,20	13,20	7,61	0,218	
		Vellidae	<i>Microvelia</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,468	
			<i>Rhagovelia</i>	<1	70	<1	78	I	37,70	47,40	8,57	0,933	
			Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,47500
			Mesovelidae		<1	10	<1	33	NI	26,00	20,30	8,89	0,145
			Micronectidae	<i>Synatopnecta</i>	<1	10	1	44	NI	44,20	24,00	9,36	0,056
			Notonectidae	<i>Martarega</i>	-	-	<1	33	NI	33,30	17,70	7,46	0,088
	Megaloptera	Corydalidae	<i>Chloronia</i>	<1	10	<1	33	NI	29,40	20,50	8,73	0,142	
			<i>Corydalus</i>	<1	20	<1	67	NI	62,50	33,20	10,4	<b>0,017</b>	

Continuação

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Continuação											
Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras				
			(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	p
			D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)					
Classe  Trichoptera	Sialidae	<i>Protosialis</i>	<1	40	<1	78	NI	62,50	41,30	10,05	<b>0,050</b>
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	<1	70	4	100	NI	95,20	54,90	10,08	<b>0,000</b>
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	<1	40	6	89	NI	86,10	47,20	12,38	<b>0,002</b>
	Helichopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	<1	40	3	89	NI	84,00	50,00	11,94	<b>0,004</b>
		<i>Protoptila</i>	-	-	<1	33	NI	33,30	17,70	7,31	0,087
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,474
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	<1	50	2	33	NI	29,50	40,00	11,38	0,793
		<i>Macronema</i>	<1	40	<1	89	NI	82,60	45,10	10,92	<b>0,003</b>
		<i>Macrostemum</i>	-	-	<1	22	NI	22,20	13,00	7,61	0,208
		<i>Smicridea</i>	<1	50	1	78	NI	67,70	48,80	12,68	0,105
	Hydroptilidae	<i>Flintiella</i>	<1	30	<1	11	I	24,20	20,60	8,79	0,399
		<i>Neotrichia</i>	<1	80	3	89	NI	84,50	55,30	10,24	<b>0,0100</b>
		<i>Oxyethira</i>	<1	30	-	-	I	30,00	17,80	7,48	0,221
	Leptoceridae	<i>Amphoropsyche</i>	<1	50	1	78	NI	74,20	56,20	11,70	0,066
		<i>Nectopsyche</i>	<1	70	5	89	NI	87,10	69,20	10,21	<b>0,042</b>
		<i>Oecetis</i>	<1	80	3	100	NI	84,80	57,40	9,49	<b>0,003</b>
		<i>Triplectides</i>	<1	10	1	78	NI	76,80	39,20	11,55	<b>0,001</b>
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	<1	20	<1	44	NI	40,70	28,20	10,21	0,119
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	<1	20	1	89	NI	85,70	42,80	12,36	<b>0,002</b>
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	-	-	<1	22	NI	22,20	13,70	7,02	0,213
<i>Wormaldia</i>		-	-	<1	56	NI	55,60	24,70	9,66	<b>0,009</b>	

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Classe	Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras				
				(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	p
				D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)					
Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	<1	90	1	89	NI	64,90	56,40	8,58	0,173
			<i>Cyrnellus</i>	-	-	<1	33	NI	33,30	17,70	8,19	0,084
			<i>Nictyophilax</i>	-	-	<1	44	NI	44,40	22,00	9,18	<b>0,032</b>
			<i>Polypectrus</i>	<1	10	<1	22	NI	18,20	17,70	7,99	0,329
	Lepidoptera	Pyalidae		<1	30	<1	11	NI	8,50	22,90	9,22	1,000
		Dryopidae		-	-	<1	33	NI	33,30	18,30	8,24	0,089
	Dytiscidae		<i>Copelatus</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,470
			<i>Desmopachria</i>	<1	30	<1	11	I	21,40	20,40	8,66	0,446
			<i>Hydrodessus</i>	<1	40	1	89	NI	87,30	47,20	11,37	<b>0,001</b>
			Dytiscidae 1	<1	30	<1	22	I	16,40	24,30	9,16	0,857
			Dytiscidae 2	<1	30	<1	44	NI	20,00	30,80	10,13	0,884
			Dytiscidae 3	<1	10	-	-	I	10,00	10,50	0,57	1,000
			<i>Vatellus</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,468
	Coleoptera	Curculionidae		<1	10	<1	11	NI	5,90	12,80	7,59	0,729
		Scirtidae		<1	50	<1	78	NI	69,90	44,90	11,01	<b>0,037</b>
		Elmidae		2	80	9	100	NI	80,00	55,90	8,49	<b>0,009</b>
		Ptilodactylidae		<1	60	<1	78	NI	64,60	50,20	12,41	0,147
		Gyrinidae	<i>Gyretis</i>	<1	20	<1	44	NI	34,60	27,20	9,67	0,182
		Hydrophilidae	<i>Chasmogenus</i>	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,479
			<i>Phaenonotum</i>	-	-	<1	44	NI	44,40	21,70	9,09	<b>0,032</b>
Noteridae			-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,471	

Continuação

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Classe ou filo	Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras				
				(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	p
				D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)					
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae 1	2	30	15	67	NI	54,90	35,70	9,93	<b>0,051</b>
			Ceratopogonidae 2	<1	100	<1	100	NI	89,20	66,70	8,87	<b>0,000</b>
		Chaoboridae	<1	0	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,475	
		Chironomidae	37	100	142	100	NI	77,90	60,00	7,07	<b>0,011</b>	
		Corethrelidae	<1	40	<1	11	I	35,00	26,70	9,71	0,244	
		Culicidae	<1	10	<1	33	NI	25,90	20,20	8,89	0,199	
		Dolichopodidae	<1	60	<1	67	NI	50,70	47,60	11,47	0,371	
		Empididae	<1	60	<1	89	NI	66,10	50,60	10,12	0,084	
		Syrphidae	-	-	<1	11	NI	11,10	10,50	0,57	0,479	
		Tabanidae	<1	30	<1	67	NI	50,60	35,80	9,91	0,088	
		Tipulidae	<1	90	1	89	NI	66,30	55,70	8,41	0,125	
		Simuliidae	<i>Simulium</i>	1	90	1	78	I	57,20	54,90	10,27	0,354
		Psychodidae	<i>Maruina</i>	-	-	<1	56	NI	55,60	24,10	9,43	<b>0,011</b>
			Psychodidae 1	-	-	1	67	NI	66,70	29,50	11,28	<b>0,002</b>
		Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	<i>Euryrhynchus</i>	<1	60	1	100	NI	93,10	53,70
<i>Macrobrachium</i>	1				100	2	100	NI	62,30	56,00	4,47	0,099
Trichodactylidae	<i>Valdivia</i>			<1	80	<1	56	I	48,70	46,00	9,64	0,322
Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae		<1	30	<1	33	NI	31,90	30,80	11,09	0,409
		Planorbidae		<1	10	-	-	I	10,00	10,50	0,57	1,000
	Caenogastropoda	Hydrobiidae		<1	10	-	-	I	10,00	10,50	0,57	1,000
	Mesogastropoda	Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	<1	40	<1	11	I	38,20	27,80	9,92	0,221

Continuação

Tabela 2.8 – Lista de táxons com respectivas densidades (D); frequências relativas (FR); e o valor indicador (VI) de cada táxon para a condição dos igarapés (I = impactado e NI = não impactado) da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), de acordo com o método de Espécies Indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997).

Classe	Ordem	Família	Gênero	Impactado		Não impactado		Espécies Indicadoras					Conclusão
				(N = 9)		(N = 10)		Condição	VI	Média	DP	p	
				D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)	D (#/m <sup>2</sup> )	FR (%)						
Gastropoda	Stylommatophora	Subulinidae		<1	10	-	-	I	10,00	10,50	0,57	1,000	
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>	<1	20	<1	22	NI	15,90	21,00	8,68	0,582	
Oligochaeta				3	100	20	100	NI	89,50	64,70	9,05	<b>0,000</b>	
Hirudinea				<1	50	<1	44	I	25,40	34,90	9,39	0,899	
Turbellaria		Dugesidae	Euplanaria	<1	10	<1	56	NI	52,40	26,70	9,33	<b>0,017</b>	
Nematoda				<1	100	1	100	NI	77,90	58,90	6,31	<b>0,002</b>	

Nota: valores em negrito denotam Monte Carlos com p significativo a 0,05, com 999 permutações.

## 2.6 – DISCUSSÃO

A Base de Operações Geólogo Pedro Moura é uma área de grande interesse para pesquisas ecológicas, uma vez que se encontra em meio à floresta Amazônica – um ecossistema ainda pouco estudado – e está sob intensa exploração de recursos petrolíferos (e.g. SOLTANI et al., 2001). Nos tempos atuais é pouco prático pensar que um projeto como o desenvolvido na BOGPM não causaria danos ao meio ambiente, uma vez que desmatamentos foram e são necessários para o estabelecimento dos poços e que estradas são necessárias para conectá-los com o pólo de processamento, alojamentos, áreas de escapes, etc.

Os solos em algumas jazidas da BOGPM desagregam facilmente em presença de água (PESSOA, 2004). ARRUDA (2005) estudou processos erosivos na BOGPM sob diferentes tipos de cobertura da terra, em diferentes gradientes topográficos e observou elevadas perdas de solo na área. Seus dados quando integrados ao nível de bacia hidrográfica demonstraram que as perdas de solo representaram uma contribuição significativa de sedimentos para os igarapés da área de estudo.

O índice de assoreamento (IA) obtido no presente estudo sugere que a maior parte dos sedimentos que é carregada para os igarapés da BOGPM não é depositada no trecho estudado, pois os valores de IA, embora relativamente maiores nos igarapés impactados, não foram significativamente diferentes entre estes igarapés e igarapés não impactados. Sedimentos finos como os associados ao assoreamento de igarapés (e.g. silte e argila) permanecem em suspensão na água por ação do fluxo (WATERS, 1995, ALLAN e CASTILLO, 2007), e assim podem ser transportados por longas distâncias, além do trecho estudados. Três argumentos reforçam a hipótese que estes sedimentos estejam sendo transportados além da área estudada: a) a visualização de grandes manchas contínuas e escuras de sedimentos no encontro de alguns dos igarapés impactados com o rio Urucu (Fig. 2.16); b) a concentração duas vezes maior de sedimentos inorgânicos em suspensão (SIS) nos igarapés impactados estudados em relação aos igarapés não impactados; c) menores valores de ICS nos igarapés impactados em relação aos igarapés não impactados.

O ICS foi duas vezes menor nos igarapés impactados indicando que os sedimentos nesses igarapés são significativamente mais avermelhados que os sedimentos presente nos igarapés não impactados, que foram, em geral, claros ou amarelados. A coloração avermelhada do sedimento denota erosão acelerada das terras, com lixiviação de ferro do solo para os igarapés (PHILLIPS e MARION, 2001; SHIBATA et al., 2003, 2004). Os sedimentos

têm essa coloração avermelhada devido a associação com ferro não solúvel em água (PHILLIPS e MARION, 2001; COLTER e MAHLER, 2006). Essa coloração também indica um curto período de residência de sedimentos nos igarapés (< 1 ano) (PHILLIPS e MARION, 2001), sugerindo que o aporte de sedimentos antropogênicos para esses igarapés é contínuo.



Figura 2.17 – Foz do igarapé Tartaruga, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM) no rio Urucu. Mancha alaranjada indica o carreamento de alta quantidade de sedimento do igarapé Tartaruga para o rio Urucu.

A abertura de dossel foi em média de 9% maior nos igarapés impactados por sedimentos antropogênicos em comparação aos igarapés não impactados. Porém, a porcentagem de abertura do dossel não foi associada significativamente aos valores de IA, SIS e ICS. A presença de vegetação ripária pode minimizar o aporte de sedimentos para os igarapés (e.g. COOPER et al., 1986; FAIL et al., 1987), mas não garante que sedimentos não poluam esse igarapés, uma vez que o aporte de sedimentos para os sistemas aquáticos não é um impacto não pontual (e.g. RELYEA et al., 2000), ou seja, seus efeitos podem ser observados em um trecho distante de sua origem.

O transporte de sedimentos pode ter conseqüências no conteúdo iônico dos igarapés por alterar a disponibilidade de partículas orgânicas (e.g. ELLIS, 1936; SHIBATA et al., 2003; GREGORY et al., 1991). Os solos de jazidas na BOGPM têm elevado teor de matéria orgânica (PESSOA, 2004) e de acordo com ARRUDA (2005), os maiores teores de carbono no solo da BOGPM estão associados ao aumento da fração de silte no solo. Sedimentos orgânicos com tamanho similar aos sedimentos inorgânicos permanecem em suspensão por muito mais tempo, contribuindo com a turbidez e enriquecimento orgânico das águas

(MADEJ, 2005 e MADEJ et al., 2007). Se a concentração de SOS é aumentada com o impacto por aporte de sedimentos antropogênicos é natural que os valores de condutividade elétrica e pH sigam o mesmo caminho, explicando assim a relação entre SIS e ICS com SOS, condutividade elétrica e pH nesses igarapés.

Comprovar os efeitos do aporte de sedimento sobre a biota nem sempre é fácil devido à natureza difusa dos sedimentos e a associação destes com outros poluentes (e.g. metais pesados) (RYAN (1991). Porém, mudanças na fauna de macroinvertebrados aquáticos em função do aporte de sedimentos antropogênicos para os igarapés têm sido reportadas direta ou indiretamente na literatura com redução na densidade e/ou riqueza do grupo (e.g. WAGENER e LAPERRIERE, 1985; LEMLY, 1982, FOSSATI et al., 2001; SHAW e RICHARDSON, 2001; SUREN e JOWETT, 2001; KREUTZWEISER et al., 2005; VASCONCELOS e MELO, 2008), assim como os efeitos de sedimentos antropogênicos sobre a composição da comunidade (e.g. EXTENSE, 1978; ROSENBERG e WIENS, 1978; CLINE et al., 1982).

Os resultados do presente estudo também indicam efeitos negativos do aporte de sedimentos antropogênicos sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos, com a redução em 1 ½ da riqueza e quatro vezes da densidade de macroinvertebrados nos igarapés impactados, em relação a riqueza e densidade observada nos igarapés não impactados, além de uma comunidade significativamente diferente entre igarapés impactados e não impactados. Sendo o aumento na concentração de SIS e a redução dos valores de ICS relacionados a essa redução na riqueza e na densidade de macroinvertebrados e das mudanças na composição da comunidade. De acordo com DAVIES e JACKSON (2006), severas modificações na comunidade refletem o alto estresse a que os sistemas estão submetidos; onde a exata consequência da perda de cada táxon para o ecossistema não pode ser predita (COVICH et al., 1999).

A relação negativa da concentração de oxigênio dissolvido com a riqueza e densidade de macroinvertebrados não é corroborada na literatura, principalmente mediante a impacto por sedimentos antropogênicos (e.g. CROWE e HAY, 2004). Porém, a concentração de oxigênio dissolvido no presente estudo não foi correlacionada significativamente ao IA, SIS ou ICS, e assim não pode ser entendida como reflexo do aporte de sedimentos.

O estudo de GOCH (2007) realizado com peixes na BOGPM, também indicou maior concentração de oxigênio dissolvido nos igarapés impactados por sedimentos antropogênicos. De acordo com GOCH, a menor disponibilidade de oxigênio dissolvido junto ao leito dos

igarapés não impactados decorre da maior disponibilidade de folhiço nesses igarapés em comparação com igarapés impactados, que têm leito quase que totalmente inorgânico devido ao soterramento do folhiço. A disponibilidade de folhiço resultaria em maior consumo de oxigênio nos igarapés não impactados por bactérias e fungos durante o processo de degradação desse folhiço.

A maior disponibilidade de folhiço nos igarapés não impactados foi comprovada no capítulo 3 dessa Tese. Enquanto, a redução de oxigênio dissolvido em função da decomposição de folhiço por fungos e bactérias é corroborada pela literatura (e.g. NOBERG, 1999; WALKER, 1990).

De acordo com CALLISTO et al. (2001) e CHOU et al. (2004), a adaptabilidade da comunidade reflete a natureza e intensidade do impacto a que está submetida. Dos 111 táxons observados nos igarapés, 32% foram associados significativamente à condição de não impacto, ou seja, a ocorrência desses grupos caracteriza igarapés preservados na BOGPM (DUFRENE e LEGENDRE, 1997). A associação de *Euryrhyncus* (Decapoda), Scirtidae (Coleoptera) e os Trichoptera dos gêneros *Macronema*, *Marilia*, *Phylloicus* e *Triplectides* com igarapés preservados é corroborada com os resultados de COUCEIRO et al. (2007), onde estes foram também associados a igarapés preservados, reforçando, portanto, a utilização desses táxons para indicar o grau de preservação de igarapés amazônicos.

Chironomidae (Insecta: Diptera), Oligochaeta (Annelida), Ceratopogonidae 1 (Insecta: Diptera) e Elmidae (Insecta: Coleoptera) foram os táxons com maiores densidades tanto em igarapés impactados quanto em igarapés não impactados. Apesar de Chironomidae, Oligochaeta e Ceratopogonidae serem considerados tolerantes a impactos antropogênicos, (e.g. KULMANN et al., 2000; COUCEIRO et al., 2007), incluindo sedimentos (DAVIS et al., 2001). Por serem considerados oportunistas, a densidade de Chironomidae e Oligochaeta podem ser aumentadas devido ao impacto. Porém, as densidades de Chironomidae e Oligochaeta nos igarapés impactados foram significativamente reduzidas, e esses táxons foram associados a condição de igarapés não impactados.

Táxons como *Macrobachium* (Decapoda) e *Progomphus* (Insecta: Odonata) foram associados por COUCEIRO et al. (2007) a igarapés preservados na região urbana de Manaus–AM. No presente estudo esses táxons não foram associados a igarapés impactados ou não impactados. Assim, pode ser assumido que *Macrobachium* e *Progomphus* não tolerantes ao impacto por esgoto ou desmatamento, mas são tolerantes ao aporte de sedimentos antropogênicos.

Nenhum táxon foi beneficiado pelo aporte de sedimentos, pois não houve associação de nenhum táxon com a condição de impacto. JOWETT et al. (1991) também não encontraram táxons com preferências por microhabitat de sedimentos finos em igarapés da Nova Zelândia.

GOCH (2007), trabalhando com peixes em igarapés na mesma área do presente estudo, não observou diferenças significativas na riqueza ou densidade de peixes entre igarapés impactados e igarapés controles, ainda que maiores valores da concentração de sedimentos em suspensão tenham sido observados nos igarapés impactados. A média de sedimentos nos igarapés impactados e não impactados observada por essa autora foi de 23,5 e 14,2 mg/L, respectivamente. Fazendo as devidas transformações para comparar com os resultados de GOCH (2007) (SIS + SOS = MPS), as médias observadas no presente estudo foram de 25,5 mg/L nos igarapés impactados e de 15,6 mg/L nos igarapés não impactados, semelhantes por tanto as observadas por GOCH. Esses resultados comprovam a sensibilidade de macroinvertebrados na detecção do impacto por sedimentos antropogênicos em relação aos peixes, provavelmente devido a pouca mobilidade do grupo (ROSENBERG e RESH, 1992).

De acordo com HAMILTON (1961), é necessária uma severa e persistente sedimentação para induzir modificações na fauna aquática. Os igarapés da BOGPM carregam naturalmente uma alta concentração de sedimentos quando comparados com os valores obtidos por MENDONÇA et al. (2005) na Amazônia Central. Com as observações do presente estudo juntamente com as observações de PESSOA (2005), ARRUDA (2005), FORSBERG (2006) e GOCH (2007) verifica-se que os igarapés da BOGPM têm um longo histórico de aporte de sedimentos antropogênicos. Os resultados aqui apresentados demonstraram que a fauna de macroinvertebrados aquáticos da BOGPM não está adaptada ao aporte de sedimentos, refletindo o estresse a que esses igarapés estão submetido. Dessa forma, todas as hipóteses levantadas no presente estudo foram corroboradas, com exceção a hipótese de que alguns táxons seriam beneficiados com o aporte de sedimentos.

## 2.7 – CONCLUSÃO

O índice de assoreamento não foi significativamente diferente dos igarapés não impactados. Porém, o sedimento inorgânico em suspensão teve em média valor duas vezes maior e o índice de cor do sedimento teve em média valor duas vezes menor nos igarapés impactados em relação aos igarapés não impactados. Os valores de sedimento inorgânico em

suspensão e índice de cor do sedimento foram correlacionados ao aumento de pH e condutividade elétrica dos igarapés. Assim como relacionados à redução na riqueza, densidade e mudança na composição de macroinvertebrados nos igarapés impactados da BOGPM. 32% dos táxons observados foram relacionados a igarapés não impactados. Sem associação significativa de táxons com os igarapés impactados. Demonstrando assim, o efeito direto e indireto do impacto do aporte de sedimentos antropogênicos sobre a fauna de macroinvertebrados nesses igarapés.

### **3 – EFEITOS DOS SEDIMENTOS ANTROPOGÊNICOS SOBRE A ESTRUTURA TRÓFICA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE IGARAPÉS DA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM**

#### **3.1 – INTRODUÇÃO**

Estratégias de alimentação refletem tipicamente a adaptação de espécies às condições do ambiente (TOMANOVA et al., 2006), pois, o ambiente determina as populações predominantes e conseqüentemente as proporções de cada grupo funcional trófico (CALLISTO et al., 2001). A classificação de macroinvertebrados aquáticos em grupos funcionais tróficos (GFT) permite caracterizar, portanto, atributos do ecossistema, sem a necessidade de medi-los (e.g. nível de trofia do sistema). Além de permite uma melhor compreensão da estrutura da cadeia alimentar e da circulação de energia dentro do ecossistema aquático. Assim, se o objetivo é caracterizar as condições e a complexidade do ecossistema, o estudo da estrutura trófica é o mais indicado (CUMMINS et al., 2005).

Grupos funcionais tróficos respondem a mudanças na base de sua alimentação (MERRITT et al., 2008), e as interações tróficas podem ter grande efeito sobre os processos ecológicos, por influenciar diretamente o fluxo de energia e materiais, ou por influenciar nas abundâncias de espécies que controlam esses fluxos (CHAPIN III et al., 2000). Macroinvertebrados, por exemplo, constituem uma importante fonte de alimento para muitos peixes. Se outros recursos não são disponíveis, mudanças nas populações desses peixes respondem a mudanças nas populações de macroinvertebrados, que por sua vez respondem a mudanças na sua fonte de alimento ou no meio ambiente (WALLACE e WEBSTER, 1996).

Macroinvertebrados desempenham papel crucial nos sistemas aquáticos (e.g. WALLACE e WEBSTER, 1996), e desse modo foram incluídos em uma das principais teorias desenvolvidas para igarapés e rios, a Teoria de Rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980). Em resumo, essa teoria prediz que igarapés de pequena ordem são cobertos por vegetação ripária e assim não têm produção autóctone significativa, devido a pouca luminosidade no sistema. Por isso, dependem da decomposição de material alóctone (e.g. folhas, galhos, insetos terrestres) que cai ou é levado por chuvas a esses sistemas para obter os nutrientes necessários à manutenção de suas atividades biológicas (e.g. GOULDING et al., 1988; WALKER, 1991; NESSIMIAN et al., 1998).

O processamento da matéria alóctone em partículas menores em sistemas aquáticos é, principalmente, dependente da comunidade de macroinvertebrados, fungos e bactérias (e.g. PETERSEN e CUMMINS, 1974; WALKER, 1990; van de BUND et al., 1994; WALLACE e WEBSTER, 1996). Durante o processo de degradação de folhas, macroinvertebrados fragmentadores liberam diretamente na coluna d'água parte dos nutrientes que são então repassados a outros organismos coletores. Enquanto que outra parte é liberada durante a excreção, ou quando esses organismos são predados, tanto no ambiente aquático (e.g. peixes, tartarugas), quanto no ambiente terrestre próximo aos igarapés (e.g. aranhas e aves) (e.g. POWER e RAINEY, 2000; ABES et al., 2001; FUGI et al., 2001; HENSCHHEL et al., 2001; COLLIER et al., 2002).

CALLISTO et al. (2001) concluíram que o uso de Grupo Funcional Trófico (GTF) constitui uma importante ferramenta para a conservação de ecossistemas aquáticos, devido a adaptação da comunidade de macroinvertebrados ao ambiente refletirem não somente as características ambientais, mas também respostas a natureza e intensidade dos diferentes impactos humanos. WAGENER e LAPERRIERE (1985) e BODE et al. (1988), por exemplo, demonstraram que o aumento de sedimentos em igarapés reduz a densidade de fragmentadores, aumentando a densidade de macroinvertebrados com hábito raspador e coletor-apanhador.

O aporte de sedimentos antropogênicos para os sistemas hídricos é um impacto constante dos diversos usos da terra (e.g. desmatamento, construções, agropecuária). Porém, são escassos os estudos que avaliaram o impacto de sedimentos sobre os GTF. Assim como são raros estudos sobre o funcionamento ecológico dos sistemas aquáticos (WALLACE e WEBSTER, 1996).

De acordo com WHILES e DODDS (2002), a escassez de estudo sobre sedimentos antropogênicos e GTF pode ser consequência da dubiedade de respostas dos GTF a esse impacto, uma vez que sedimentos em suspensão são compostos também por material orgânico. Esses autores observaram, por exemplo, aumento na riqueza de coletor-filtrador e na densidade de Hydropsychidae com o aumento de sedimentos em suspensão em igarapés da bacia do rio Kansas (EUA). Porém, a maior parte dos estudos que avalia sedimentos em suspensão indica redução ou extinção local de coletor-filtrador devido ao entupimento das redes de captura (e.g. RYAN, 1991). Dessa forma, no presente estudo foi avaliado se o impacto por sedimentos antropogênicos interfere na estrutura trófica dos macroinvertebrados aquáticos dos igarapés da BOGPM.

### 3.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Caracterizar atributos (estado trófico, quantidade relativa de matéria orgânica particulada grossa e fina, estabilidade do leito) dos igarapés impactados por sedimentos antropogênicos e não impactados baseado nos grupos funcionais tróficos (GFT);

Comparar os atributos (estado trófico, quantidade relativa de matéria orgânica particulada grossa e fina, estabilidade do leito) entre igarapés impactados e não impactados;

Determinar a estrutura trófica da comunidade de macroinvertebrados nos igarapés da BOGPM (Coari-AM), impactados por sedimentos antropogênicos e não impactados;

Comparar a riqueza e a densidade de GFT entre igarapés impactados por sedimentos antropogênicos e não impactados;

Determinar os efeitos das variáveis abióticas medidas (IA, SIS, ICS, SOS, pH, condutividade elétrica e abertura de dossel) sobre a estrutura trófica de macroinvertebrados nos igarapés da BOGPM.

### 3.3 – HIPÓTESES

Igarapés impactados por sedimentos antropogênicos têm menores porcentagens de matéria orgânica particulada grossa do que igarapés não impactados;

Igarapés impactados por sedimentos antropogênicos têm leitos instáveis, enquanto igarapés não impactados têm leitos estáveis;

Igarapés impactados por sedimentos antropogênicos têm menor participação de fragmentadores (%) na estrutura trófica quando comparado com igarapés não impactados;

A riqueza e densidade de GFT são reduzidas em igarapés impactados por sedimentos antropogênicos em relação a igarapés não impactados;

O aumento de IA, SIS e ICS são relacionados à redução da riqueza e densidade dos grupos funcionais tróficos.

### 3.4 – MATERIAL E MÉTODOS

Para a condução das análises desse capítulo foram utilizados os dados da comunidade de macroinvertebrados e variáveis abióticas relacionadas no capítulo 2.

### 3.4.1 – Grupos Funcionais Tróficos (GFT)

Macroinvertebrados foram classificados em cinco grupos funcionais tróficos: coletor-apanhador, coletor-filtrador, fragmentador, predador e raspador (Tab. 3.1), de acordo com MERRITT et al. (2008), com complementações de RUPPERT e BARNES (1996) e SALLES (2006).

Tabela 3.1 – Organização dos táxons de macroinvertebrados coletados nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM) em grupos funcionais tróficos (GFT).

GTF	Táxons
Predador	<i>Aff. Aphyla; Ambrysus; Anacroneuria; Atopsyche; Belostoma; Brachymetra; Cernotina; Chaoboridae; Chloronia; Corduliidae; Coenagrionidae; Corydalus; Culicidae; Cyanogomphus; Dictérias; Dolichopodidae; Hydrodessus; Copelatus; Dytiscidae 3; Dytiscidae 4; Desmopachria; Vatellus; Gomphidae; Gyretis; Haeterina; Heteragrion; Hirudinea; Hydrometra; Perilestidae; Libellulidae; Limnocoris; Macrogynoplax; Martarega; Mesovelidae; Polythoridae; Euplanaria; Progompus; Oecetis, Ovatametria; Perilestidae; Ranatra; Rhagovelia; Rheumatobates; Aeshnidae; Microvelia; Noteridae; Tachygerris; Corethrelidae; Phyllogomphoides; Weberella; Tabanidae; Tenagobia; Protosialis; Empididae; Blattaria; Ceratopogonidae; Chironomidae (10%) Macrobrachium; Euryrhyncus; Valdivia; Nictyophilax; Polypectrus; Oecetis</i>
Coletor-filtrador	<i>Simulium; Asthenopus; Austrotinodes; Wormaldia; Chimarra; Smicridea; Macrostemum; Macronema; Cynellus; Pisidium; Campsurus; Leptonema; Leptophlebiidae; Nictyophilax; Polypectrus</i>
Coletor-apanhador	<i>Psychodidae; Syrphidae; Campylocia; Coryphorus; Oligochaeta; Ceratopogonidae; Chironomidae (70%); Macrobrachium; Euryrhyncus; Valdivia; Brasilocaenis; Campsurus; Chasmogenus; Phaenonotum; Baetidae; Ceratopogonidae 1; Flintella; Lepthohyphidae; Leptophlebiidae; Nectopsyche; Maruina; Ptilodactylidae; Tipulidae; Oxyethira; Scirtidae</i>
Raspador/herbívoro	<i>Protoptila; Helicopsyche; Ceratopogonidae; Chironomidae; Brasilocaenis; Ceratopogonidae 2; Flintella; Mortiniella; Marilia; Planorbidae; Subulinidae; Hydrobiidae; Pomacea; Ancyliidae; Nectopsyche; Neotrichia; Maruina; Oxyethira; Scirtidae; Synatopnecta; Curculionidae; Flintella; Ptilodactylidae; Pyralidae; Oxyethira; Scirtidae</i>
Fragmentador	<i>Amphoropsyche; Chironomidae (20%); Dryopidae; Elmidae; Triplectides; Blattaria; Curculionidae; Nectopsyche; Nictyophilax; Polypectrus; Phylloicus; Ptilodactylidae; Tipulidae; Scirtidae</i>

### 3.4.2 – Caracterização dos igarapés baseada nas proporções de GFT

A densidade relativa dos GFT pode ser usada como um indicador das condições dos igarapés, por exemplo, do nível de trofia, da quantidade de matéria orgânica particulada grossa (MOPG) e fina (MOPF) transportada e estocada no igarapé e da disponibilidade de substratos para abrigo de organismos (estabilidade do leito) (CUMMINS et al., 2005). A

caracterização dos igarapés da BOGPM em base a densidade relativa dos GFT foi baseada em MERRITT e CUMMINS (1996) (Tab. 3.2).

Tabela 3.2 – Caracterização dos igarapés baseado nas proporções entre grupos funcionais tróficos, modificado de MERRITT e CUMMINS (1996).

Atributo	Sigla	Proporção dos GFT para os atributos	Critério geral para os níveis de proporção entre GFT
Nível de trofia do ambiente	P/R	Raspador/(fragmentador + total de coletor)	Autotrófico se > 0,75
Relação entre matéria orgânica particulada grossa (MOPG) e matéria orgânica particulada fina (MOPF)	MOPG/MOPF	Fragmentador/total de coletor	Associação normal de fragmentadores relacionada a zona ripária se > 0,25
Relação entre MOPF em suspensão (MOPFS) e MOPF depositada (MOPFD)	MOPFS/MOPFD	Coletor-filtrador/coletor-apanhador	Transporte de MOPFS em boa qualidade/ou em boa quantidade se >0,50
Estabilidade do substrato	Estabilidade	(raspador + coletor-filtrador)/(fragmentador + coletor-apanhador)	Substrato estável (vários locais disponíveis para os macroinvertebrados se prenderem) se > 0,50

### 3.4.3 – Análises dos dados

A riqueza de cada GFT foi obtida para cada igarapé através da contagem de táxons correspondente ao determinado GFT. A densidade de indivíduos de cada GFT foi obtida dividindo o número de indivíduos em cada ponto de coleta pela área de arraste do amostrador.

Os resultados obtidos para caracterização dos igarapés foram testados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados por teste-t. Assim como a riqueza e densidade de cada GFT.

A riqueza e a densidade dos GFT em cada igarapé foram transformadas em riqueza relativa (número de táxons do GFT/número total de táxons) e densidade relativa (densidade do GFT/densidade total de macroinvertebrados) para caracterizar a estrutura trófica da comunidade entre igarapés impactados e não impactados, também testadas entre igarapés impactados e não impactados através de teste-t.

Regressões múltiplas “forward stepwise” (F entrada  $\geq 1$  e de saída  $< 1$ ) foram utilizadas para avaliar o efeito das variáveis abióticas (IA, SIS, ICS, SOS, pH, condutividade elétrica e abertura do dossel) sobre a riqueza e a densidade de cada GFT.

As análises estatísticas foram conduzidas nos softwares Statistica 7 (STATSOFT, 2004) e Pcord 4.14 (McCUNE e MEFFORD, 2006).

### 3.5 – RESULTADOS

De acordo com a classificação de MERRITT e CUMMINS (1996) igarapés impactados e não impactados na BOGPM são heterotróficos, não transportam MOPF em suspensão de boa qualidade e têm substrato estável. Porém, igarapés impactados diferem significativamente dos igarapés não impactados quanto à associação de fragmentadores com a zona ripária (Tab. 3.3), uma vez que os igarapés não impactados estocam duas vezes mais MOPG que igarapés impactados por sedimentos antropogênicos.

Tabela 3.3 – Caracterização trófica dos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM) com relação à participação dos macroinvertebrados em grupos funcionais tróficos (GFT).

Sigla	Taxa		t (n = 19)	p
	Impactado	Não impactado		
P/R	0,61 ( $\pm 0,04$ )	0,63 ( $\pm 0,07$ )	-0,25	0,81
MOPG/MOPF	0,08 ( $\pm 0,02$ )	0,18 ( $\pm 0,02$ )	0,55	<b>0,02</b>
MOPFS/MOPFD	0,08 ( $\pm 0,05$ )	0,06 ( $\pm 0,03$ )	0,17	0,86
Estabilidade	0,72 ( $\pm 0,02$ )	0,71 ( $\pm 0,03$ )	-2,47	0,59

Nota: valores em média (erro padrão), valores em negrito significativos a 0,05.

Igarapés impactados e não impactados são estruturados de termos de riqueza por predador, seguido pelos GFT coletor-apanhador, raspador, fragmentador e coletor-filtrador (Fig. 3.1). E em termos de densidade relativa são estruturados por coletor-apanhador, seguido dos GFT raspador, predador, fragmentador e coletor-filtrador (Fig. 3.2). Apesar dessa organização semelhante, a participação relativa de fragmentadores foi significativamente menor nos igarapés impactados (Tab. 3.4).

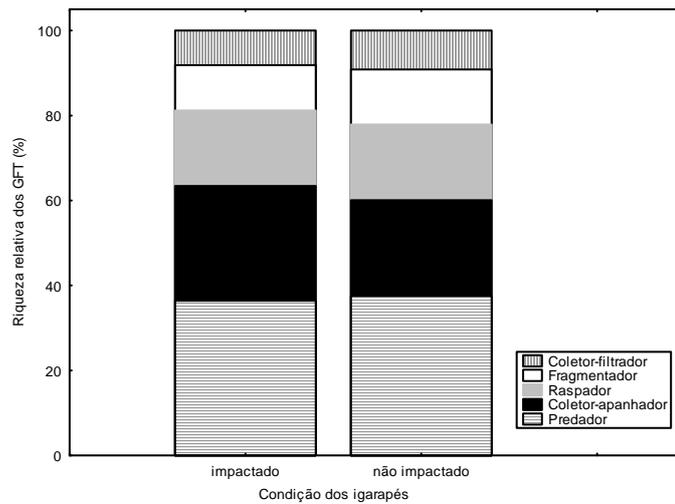


Figura 3.1 – Riqueza relativa dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

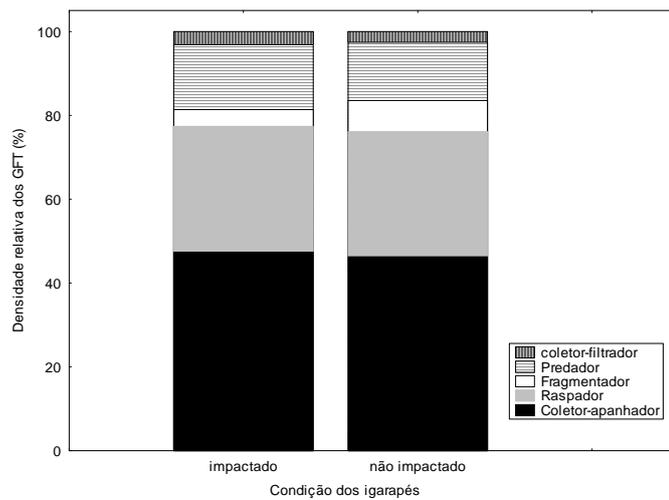


Figura 3.2 - Comparação da densidade relativa dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Em termos de riqueza e densidade absoluta todos os GTF têm valor significativamente menor nos igarapés impactados (Figs. 3.3 e 3.4; Tab. 3.5).

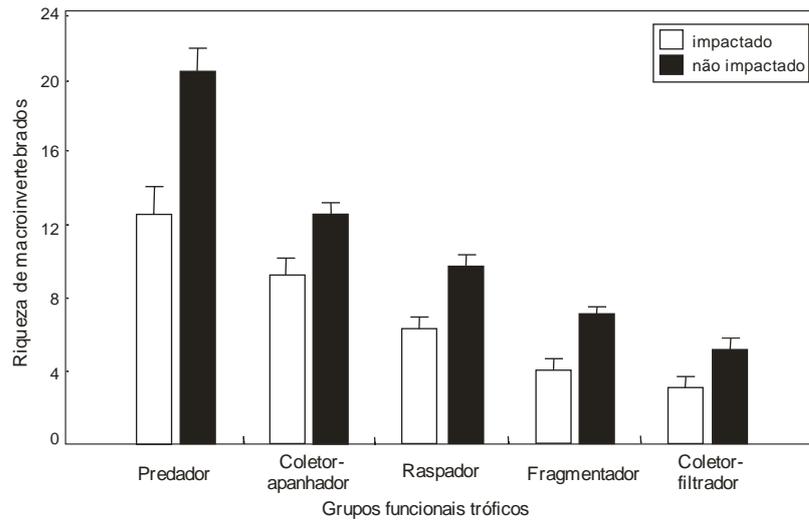


Figura 3.3 – Comparação da riqueza média dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Barras representam o erro padrão.

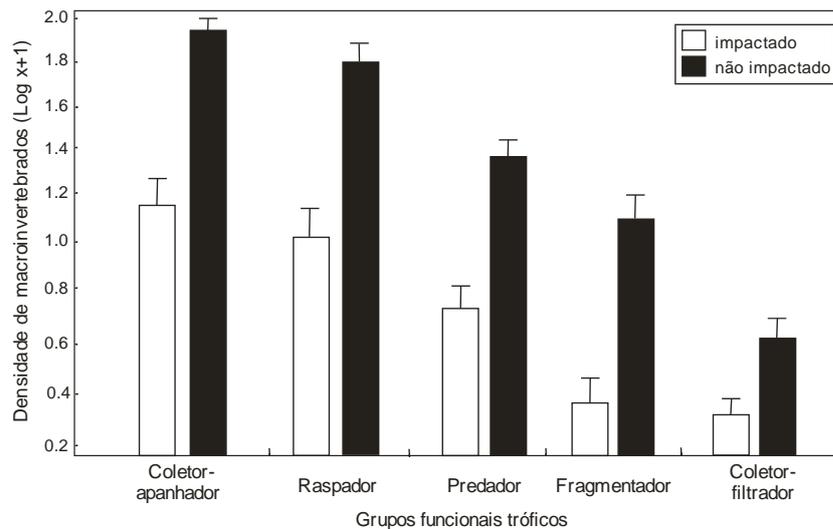


Figura 3.4 – Comparação da densidade média dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por sedimento antropogênicos e igarapés não impactados na BOGPM (Coari-AM). Barras representam o erro padrão.

O aporte de sedimentos antropogênicos teve impactos confirmados sobre todos os grupos tróficos, com redução na riqueza e/ou densidade destes. A concentração de SIS e de oxigênio dissolvido junto ao leito apresentaram relações negativas com a fauna, enquanto o ICS apresentou correlações positivas com a fauna de macroinvertebrados nos igarapés da BOGPM (Tab. 3.6 a 3.8).

Tabela 3.4 – Comparação da representatividade (%) dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados entre igarapés impactados por aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

GFT	t	p
Riqueza de predador	-0,73	0,476
Riqueza de coletor-filtrador	-0,88	0,391
Riqueza de coletor-apanhador	4,61	<b>&lt;0,001</b>
Riqueza de raspador	-0,04	0,967
Riqueza de fragmentador	-1,96	0,067
Densidade de predador	1,48	0,157
Densidade de coletor-filtrador	0,92	0,371
Densidade de coletor-apanhador	0,37	0,748
Densidade de raspador	-0,20	0,844
Densidade de Fragmentador	-2,62	<b>0,018</b>

Nota: valores em negrito significativos a 0,05.

Tabela 3.5 – Diferenças entre igarapés impactados e não impactados quanto à riqueza e densidade dos grupos funcionais tróficos dos macroinvertebrados, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

GTF	t	p
Riqueza de predador	-3,82	<b>0,001</b>
Riqueza de coletor-filtrador	-2,58	<b>0,019</b>
Riqueza de coletor-apanhador	-2,31	<b>0,034</b>
Riqueza de raspador	-3,54	<b>0,003</b>
Riqueza de fragmentador	-3,98	<b>0,001</b>
Densidade de predador	-3,97	<b>0,001</b>
Densidade de coletor-filtrador	-2,45	<b>0,025</b>
Densidade de coletor-apanhador	-5,10	<b>&lt;0,001</b>
Densidade de raspador	-3,45	<b>0,003</b>
Densidade de fragmentador	-3,76	<b>0,002</b>

Nota: valores em negrito significativos a 0,05.

Tabela 3.6 – Relação das variáveis abióticas com a riqueza (R) e densidade (D) dos grupos funcionais tróficos de macroinvertebrados nos igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Símbolos representam relações positivas (+) e negativas (-).

Variáveis abióticas	Predador	Coletor-filtrador	Coletor-apanhador	Raspador	Fragmentador
SIS (+)	(-) R, (-) D	(-) D	(-) R, (-) D	(-) D	(-) R
ICS (+)	(+) R, (+) D	(+) R, (+) D	(+) D	(+) R, (+) D	(+) R, (+) D
OD (+)	(-)R, (-) D	(-) R	(-) R, (-) D	(-) R, (-) D	(-) R
IA (+)				(-) R	
SOS (+)	(-) D		(-) D		
pH (+)					
Abertura do dossel (+)		(+) R		(+) R	

Tabela 3.7 – Regressões múltiplas das variáveis abióticas com a riqueza dos grupos funcionais tróficos (GFT) de macroinvertebrados coletados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = sedimento inorgânico em suspensão, OD oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.

GFT	Variáveis	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p
Predador F = 11,75, R <sup>2</sup> = 0,78, p < 0,001	Intercepto			2,271	0,338	6,728	<0,001
	SIS (g/L)	-0,689	0,202	-13,532	3,968	-3,410	<b>0,005</b>
	OD (Hg/L)	-0,509	0,129	-0,200	0,051	-3,935	<b>0,002</b>
	ICS	0,444	0,149	0,006	0,002	2,974	<b>0,011</b>
	SOS (g/L)	-0,358	0,202	-46,196	-26,139	1,767	0,101
Coletor-filtrador F = 9,18, R <sup>2</sup> = 0,70, p < 0,001	Intercepto			0,116	0,851	0,136	0,894
	ICS	0,794	0,203	0,012	0,003	3,905	<b>0,002</b>
	IA (g/L)	-0,343	0,162	0,000	0,000	-2,114	0,056
	OD (Hg/L)	-0,334	0,136	-0,151	0,062	-2,448	<b>0,031</b>
	pH	0,401	0,186	0,278	0,129	2,159	<b>0,052</b>
	SIS (g/L)	-0,302	0,169	-6,794	3,800	-1,788	0,099
Coletor-apanhador F = 9,05, R <sup>2</sup> = 0,73, p = 0,001	Intercepto			2,114	0,305	6,921	< <b>0,001</b>
	SIS (g/L)	-0,743	0,223	-11,947	3,591	-3,327	<b>0,005</b>
	OD (Hg/L)	-0,547	0,143	-0,177	0,046	-3,829	<b>0,002</b>
	ICS	0,234	0,165	0,003	0,002	1,417	0,180
	SOS (g/L)	-0,272	0,224	-28,756	23,655	-1,216	0,246
Raspador F = 7,08, R <sup>2</sup> = 0,79, p = 0,002	Intercepto			0,277	0,738	0,375	0,715
	SIS (g/L)	-0,218	0,184	-4,027	3,385	-1,190	0,259
	OD (Hg/L)	-0,335	0,143	-0,124	0,053	-2,344	<b>0,039</b>
	ICS	0,907	0,236	0,011	0,003	3,848	<b>0,003</b>
	pH	0,433	0,194	0,245	0,110	2,232	<b>0,047</b>
	IA (g/L)	-0,414	0,175	0,000	0,000	-2,360	<b>0,038</b>
	Abertura de dossel (%)	0,245	0,159	0,005	0,003	1,544	0,151
Fragmentador F = 8,07, R <sup>2</sup> = 0,77, p = 0,001	Intercepto			1,933	0,436	4,433	<b>0,001</b>
	SIS (g/L)	-0,629	0,271	-14,901	6,416	-2,322	<b>0,039</b>
	OD (Hg/L)	-0,404	0,144	-0,192	0,068	-2,807	<b>0,016</b>
	ICS	0,402	0,168	0,006	0,003	2,389	<b>0,034</b>
	SOS (g/L)	-0,257	0,240	-40,007	37,349	-1,071	0,305
	IA (g/L)	-0,183	0,178	0,000	0,000	-1,024	0,326

Nota: em negrito p significativo a 0,05.

Tabela 3.8 – Regressões múltiplas das variáveis abióticas com a densidade dos grupos funcionais tróficos (GFT) de macroinvertebrados coletados em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). SIS = sedimento inorgânico em suspensão, OD oxigênio dissolvido, ICS = índice de cor do sedimento, SOS = sedimento orgânico em suspensão.

GFT	Variáveis	$\beta$	Erro padrão do $\beta$	B	Erro padrão do B	t	p
Predador F = 10,66, R <sup>2</sup> = 0,76, p < 0,001	Intercepto			2,807	0,874	3,211	<b>0,007</b>
	SIS (g/L)	-0,782	0,210	-38,320	10,278	-3,728	<b>0,003</b>
	OD (Hg/L)	-0,381	0,134	-0,375	0,132	-2,839	<b>0,014</b>
	ICS	0,483	0,155	0,016	0,005	3,118	<b>0,008</b>
	SOS (g/L)	-0,465	0,210	-149,691	67,703	-2,211	<b>0,046</b>
Coletor-filtrador F = 11,85, R <sup>2</sup> = 0,78, p < 0,001	Intercepto			0,440	0,267	1,647	0,123
	SIS (g/L)	-0,655	0,247	-21,659	8,169	-2,651	<b>0,020</b>
	ICS	0,519	0,156	0,012	0,003	3,326	<b>0,005</b>
	IA (g/L)	-0,236	0,160	0,000	0,000	-1,477	0,163
	SOS (g/L)	-0,305	0,221	-66,193	48,044	-1,378	0,192
Coletor-apanhador F = 9,97, R <sup>2</sup> = 0,75, p < 0,001	Intercepto			2,846	0,934	3,048	<b>0,009</b>
	SIS (g/L)	-0,831	0,215	-42,367	10,977	-3,860	<b>0,002</b>
	ICS	0,492	0,159	0,017	0,005	3,095	<b>0,009</b>
	SOS (g/L)	-0,537	0,216	-180,192	72,304	-2,492	<b>0,027</b>
	OD (Hg/L)	-0,323	0,138	-0,330	0,141	-2,342	<b>0,036</b>
Raspador F = 8,86, R <sup>2</sup> = 0,73, p = 0,001	Intercepto			3,273	1,136	2,882	<b>0,013</b>
	SIS (g/L)	-0,774	0,225	-45,932	13,355	-3,439	<b>0,004</b>
	ICS	0,474	0,166	0,019	0,007	2,851	<b>0,014</b>
	OD (Hg/L)	-0,344	0,144	-0,411	0,171	-2,394	<b>0,032</b>
	SOS (g/L)	-0,447	0,225	-174,687	87,967	-1,986	0,069
Fragmentador F = 5,64, R <sup>2</sup> = 0,89, p = 0,006	Intercepto			-3,286	2,515	-1,306	0,224
	Condutividade ( $\mu$ S/cm)	-0,302	0,263	-0,055	0,048	-1,149	0,280
	OD (Hg/L)	-0,237	0,146	-0,277	0,171	-1,623	0,139
	pH	0,525	0,245	0,940	0,440	2,138	0,061
	Abertura de dossel (%)	0,218	0,185	0,013	0,011	1,181	0,268
	SIS (g/L)	-0,321	0,333	-18,729	19,397	-0,966	0,359
	SOS (g/L)	-0,284	0,252	-108,978	96,587	-1,128	0,288
	IA (g/L)	-0,204	0,207	0,0005	0,0001	-0,987	0,349
ICS	0,997	0,241	0,039	0,009	4,127	<b>0,003</b>	

Nota: em negrito p significativo a 0,05.

### 3.6 – DISCUSSÃO

A Teoria de Rio Contínuo (TRC) de VANNOTE et al. (1980) infere que igarapés de pequena ordem, como os estudados na BOGPM são heterotróficos, ou seja, dependentes do material alóctone produzido na vegetação ripária para sustentarem suas atividades biológicas.

Porém, a redução ou exclusão da vegetação ripária por permitir maior entrada de luz e, conseqüentemente, aumentar a biomassa de perifíton pode converter o estado trófico para autotrófico, em igarapés que a princípio dependiam da vegetação ripária para seu funcionamento (e.g. KIFFNEY et al., 2004), modificando assim a cadeia alimentar nos igarapés (DOBSON e HILDREW, 1992). Os igarapés impactados na BOGPM apresentaram em média 19% de abertura de dossel, enquanto os igarapés não impactados apresentaram 10%. A maior abertura do dossel somada ao aumento significativo de SOS, pH e condutividade elétrica em decorrência do aporte de sedimentos antropogênicos (Capítulo 2) não foi suficiente para mudar o estado trófico desses igarapés. De modo que, tanto os igarapés impactados quanto não impactados na área de estudo têm a heterotrofia como condição básica de obtenção de nutrientes.

A relação MOPG/MOPF indicou baixa associação de fragmentadores com a vegetação ripária, o que pode estar relacionado a duas hipóteses levantadas na literatura: a) macroinvertebrados fragmentadores seriam escassos em igarapés tropicais e assim outros organismos (e.g. fungos) teriam maior participação na degradação do folhiço (e.g. IRONS et al., 1994; MARTHURIAU e CHAVEUT, 2002); e b) que a vegetação ripária de igarapés tropicais não disponibilizaria material “adequado” para macroinvertebrados fragmentadores, devido a dureza (e.g. WALKER, 1995), baixa qualidade nutricional (e.g. FURCH e JUNK, 1997) ou alta concentração de taninos nas folhas (e.g. STOUT, 1989).

Embora os igarapés impactados tenham tido em média maior concentração de sedimentos orgânicos em suspensão (SOS) devido a associação com o SIS (Cap. 2), a relação MOPFS/MOPFD foi semelhante entre igarapés impactados e não impactados, com valores  $\leq 0,08$ . Valores menores que 0,50 caracterizam MOPFS de baixa qualidade (MERRITT e CUMMINS, 1996). O que explica a baixa densidade de coletor-filtrador observada nos igarapés (CUMMINS et al., 2005).

O habitat pode oferecer abrigo (proteção), favorecendo a ocorrência de determinados grupos tróficos, ou impedir a fixação de macroinvertebrados (CALLISTO et al., 2001). Um dos principais efeitos do aporte de sedimento antropogênico para os igarapés é o soterramento dos substratos com conseqüente perda de habitats (e.g. GOTTFELD et al., 2004). Os resultados de estabilidade dos igarapés indicam que tanto os igarapés impactados quanto os não impactados na BOGPM têm substrato estável, o que sugere que a sedimentação nos igarapés não ocasionou redução completa na disponibilidade de substratos, permitindo, mesmo que em baixa densidade, a fixação de organismos.

A Teoria proposta por VANNOTE et al. (1980) sugere que fragmentador e coletor-apanhador são os GFT com maior participação em igarapés de pequena ordem de áreas florestadas. Coletor-apanhador foi o GTF mais representativo em densidade nos igarapés da BOGPM, corroborando também com o estudo de BUSS et al. (2002), onde esse GFT foi o mais abundante, independentemente da qualidade da água em igarapés da Floresta Atlântica. Porém, fragmentador foi somente o quarto dos cinco GFT tanto em termos de riqueza quanto em termos de densidade, tanto em igarapés impactados quanto em igarapés não impactados da BOGPM.

Fragmentadores representaram somente 4 e 8% da fauna nos igarapés impactados e não impactados, respectivamente. A baixa representatividade de fragmentadores em igarapés tropicais é corroborada por IRONS et al. (1994), BENSTEAD (1996), RAMÍREZ e PRINGLE (1998), ROSEMOND et al. (1998), WANTZEN e WAGNER (2006), GONÇALVES et al. (2006a–b) e RUEDA-DELGADO (2006).

RUEDA-DELGADO et al. (2006), por exemplo, observaram em igarapés preservados na floresta tropical da Colômbia o domínio de coletores (60%), enquanto a representatividade de fragmentadores variou de 0 a 5% da fauna. GONÇALVES et al. (2007) observaram que fragmentadores representaram somente 1% da fauna de macroinvertebrados em pacotes de folhas expostos em um igarapé da Serra do Cipó (MG). Maior valor foi observado por LANDEIRO et al. (2008) em um estudo de exclusão de macroconsumidores em igarapés da Amazônia Central, onde encontraram 15% de fragmentadores compondo a fauna de macroinvertebrados em pacotes de folhas de *Mabea speciosa* Euphorbiaceae (Mueller Argoviensis).

Fragmentador é citado na literatura como grupo funcional trófico mais suscetível a impactos ambientais (e.g. SILVEIRA et al., 2006). E sua participação é relacionada a disponibilidade de MOPG (e.g. CUMMINS e KLUG, 1979). A relação MOPG/MOPF sugere que os igarapés impactados na BOGPM estocam significativamente menor MOPG/MOPF em comparação aos igarapés não impactados na mesma área, explicando assim a densidade de fragmentadores significativamente menor nos igarapés impactados. Assim, mesmo que em igarapés tropicais fragmentadores sejam escassos, a presença destes nos igarapés da BOGPM foi influenciada pelo aporte de sedimentos antropogênicos.

O aporte de sedimentos nos igarapés da BOGPM foi relacionado significativamente a redução de vários GFT tanto em termos de riqueza quanto em termos de densidade. Até mesmo daqueles que poderiam ser beneficiados pelo aporte de sedimentos, como filtradores.

Os resultados de coletor-filtrador contradizem as observações de WHILES e DODDS (2002), de que igarapés sob o efeito de aporte de sedimentos antropogênicos podem ter a riqueza de coletor-filtrador aumentada, uma vez que há aumento de SOS associado ao SIS. Os resultados de riqueza e densidade de coletor-filtrador nos igarapés da BOGPM demonstram que esse GFT também é afetado com o aporte de sedimentos antropogênicos nos igarapés. A redução ou extinção local de coletor-filtrador mediante o impacto por sedimentos deve-se ao entupimento das redes de captura de alimento (e.g. RYAN, 1991).

A redução de fragmentadores foi significativa nos igarapés impactados da BOGPM. A redução na densidade de organismos em determinados níveis tróficos como fragmentadores pode tornar as comunidades menos produtivas, num efeito de cascata trófica (e.g. CHAPIN-III et al., 2000; ALLAN e CASTILLO, 2007). BAER et al. (2001), por exemplo, demonstraram que a produção secundária em igarapés da Calorina do Norte (EUA) foi reduzida em mais de 70% após a exclusão de folhiço e, conseqüente mudanças na dinâmica de colonização de macroinvertebrados e processamento de detritos.

A riqueza também pode desempenhar papel fundamental nos igarapés. JONSSON e MALMQVIST (2000) e JONSSON et al. (2001) demonstraram que processos ecológicos de degradação de folhas podem ser influenciados não somente pelo número de indivíduos, mas principalmente pela riqueza de espécies. Os autores concluíram que os efeitos da perda de espécies pode ser positiva (e.g. predadores) ou negativa (e.g. fragmentadores), se as espécies a serem consideradas desempenham o mesmo papel ecológico (hipótese de redundância ecológica). JONSSON et al. (2002) simularam impacto por acidificação e poluição orgânica da água e demonstraram efeitos significativos nas taxas de degradação de folhas com a perda de espécies “redundantes”, em razão do impacto. De acordo com os autores, isso ocorre porque a combinação de espécies é mais eficaz do que as espécies individualmente no processo de degradação.

Assim, a redução da fauna de macroinvertebrados em todos os níveis tróficos indica que os igarapés impactados na BOGPM têm conseqüentemente sua produtividade reduzida (e.g. COVICH, 1999), seja devido ao soterramento de bancos de folhiço (observação pessoal), seja devido à redução em densidade e riqueza de todos os grupos tróficos. Como macroinvertebrados, especialmente insetos, participam das cadeias tróficas de outros organismos aquáticos como pequenos peixes (MOREIRA e ZUANON, 2002; ZUANON et al., 2006; PINTO e UIEDA., 2007), as perdas podem ter influências sobre a comunidade e produtividade aquática, de modo geral (e.g. SPARKS, 1984; HAVERA, 1999).

Somado a isso, mudanças na estrutura de macroinvertebrados aquáticos podem ter efeitos também sobre populações de animais terrestres, que se alimentam desses macroinvertebrados, tais como aranhas, aves aquáticas e morcegos (e.g FUKUI et al., 2006; CHAN et al., 2008). Por exemplo, o consumo de presas que emergem de ambiente aquático pode fornecer significativa nutrição para aranhas que vivem na vegetação ripária (COLLIER et al., 2002). A nidificação e reprodução de aves podem estar relacionadas com a disponibilidade de macroinvertebrados aquáticos (CROME, 1986). O fluxo de emergência de insetos aquáticos é um dos mais importantes fatores a afetar a distribuição de morcegos forrageando nas margens de igarapés de uma floresta decídua no Japão (FUKUI et al., 2006).

Os resultados obtidos apóiam as hipóteses levantadas, a exceção da hipótese de que igarapés impactados por sedimentos antropogênicos têm leitões instáveis quando comparado com igarapés não impactados, devido ao soterramento dos substratos.

### 3.7 – CONCLUSÃO

Tanto igarapés impactados por sedimentos antropogênicos quanto os não impactados na BOGMP são heterotróficos, não transportam MOPF de boa qualidade e tem substrato estável.

O grupo coletor-apanhador é o principal GFT tanto nos igarapés impactados quanto nos não impactados. Porém, igarapés impactados estocam menores quantidades de MOPG, o que reflete as diferenças na participação de fragmentadores nesses igarapés. Em termos de densidade absoluta, os valores para todos os grupos tróficos são significativamente maiores nos igarapés não impactados.

O aumento do SIS, oxigênio dissolvido e redução dos valores de ICS apresentaram relação com a redução da riqueza e densidade da maior parte dos GFT e assim, o aporte de sedimentos antropogênicos acarretou em modificações na estrutura trófica de macroinvertebrados nos igarapés.

## **4 – SEDIMENTOS E MACROINVERTEBRADOS NA DEGRADAÇÃO DE PACOTES DE FOLHAS A MONTANTE E A JUSANTE DE ESTRADAS NA BASE DE OPERAÇÕES GEÓLOGO PEDRO MOURA, COARI-AM**

### 4.1 – INTRODUÇÃO

Tem sido demonstrado na literatura que bancos de folhas submersas são importantes habitats para organismos aquáticos, como peixes e macroinvertebrados (e.g. BOWEN, 1983; GOULDING et al., 1988; WALKER, 1990; KOBAYASHI e KAGAYA, 2004). As folhas funcionariam como “armadilhas” para a colonização de macroinvertebrados, devido à maior disponibilidade dos recursos alimento, abrigo e substrato. De acordo com RICHARDSON (1991), o aumento na disponibilidade de folhas pode aumentar a biomassa de fragmentadores, emergência de insetos e ainda promover a redução na deriva dos insetos.

A importância da matéria alóctone, principalmente de folhas, para a nutrição de rios e igarapés com baixa produtividade primária tem sido constatada em diversos estudos (e.g. PRINGLE, 1987; SHORT et al., 1980; HENRY et al., 1994; WALLACE et al., 1997; PRINGLE et al., 1999; ENGLAND e ROSEMOND, 2004; ROYER e MINSHALL, 2003; HERLIHY et al., 2005).

Espécies, populações e comunidade são influenciadas por características do ecossistema, da mesma forma que podem influenciar no funcionamento deste, sendo a disponibilidade de recursos, freqüentemente, o fator limitante nessa dinâmica (e.g. CHAPIN-III et al., 1997; CROWL et al., 2001). Assim, é constatada a importância dos macroinvertebrados no processamento de pacotes de folhas (e.g. VANNOTE et al., 1980; WEBSTER, 1983; WEBSTER e BENFIELD, 1986; BOULTON e BOON, 1991; WALLACE e WEBSTER, 1996; MATHURIAU e CHAUVET, 2002; ROYER e MINSHALL, 2003; HAGEN et al., 2006). Estudos como de WALLACE e WEBSTER (1996) e DANGLES et al. (2001), por exemplo, denotam que na ausência de macroinvertebrados os pacotes de folhas deixam de ser degradados, o que influencia na disponibilidade de detritos.

Devido às relações ambiente – comunidade e vice-versa, muitos estudos utilizando pacotes de folhas e macroinvertebrados têm sido conduzidos para melhor compreensão sobre o funcionamento ecológico dos igarapés. Estes, quase sempre têm como objetivos verificar o tempo de colonização por macroinvertebrados, estimar o tempo de degradação das folhas,

avaliar a preferência alimentar de fragmentadores e de macro consumidores no processo de degradação (efeito descendente) ou o efeito de enriquecimento orgânico nesse processo (efeito ascendente).

A colonização de folhas pode ser influenciada também por ações humanas, quando estas influências modificam as relações naturais entre ambiente físico e a biota. SYLVESTRE e BAILEY (2005) compararam a fauna de macroinvertebrados em pacotes de folhas de igarapé íntegros com a de impactados por agricultura, desmatamento e mineração. Eles observaram fortes relações da composição e riqueza de macroinvertebrados de pacotes de folhas com o grau de impacto a que os ambiente amostrados estavam submetidos.

Alterações antropogênicas sobre o tempo de degradação de folhas também foram investigadas, incluindo o enriquecimento de nutrientes (e.g. ROYER e MINSHALL, 2001), acidificação (e.g. DANGLES e GUELROD, 2001; DANGLES et al., 2004), poluição por metais pesados (e.g. CARLISLE e CLEMENTS, 2003; WOODCOCK e HURYN, 2005) atividades agrícolas (e.g. PAUL et al., 2006) e urbanização (e.g. PAUL et al., 2006). PAUL et al. (2006), por exemplo, compararam degradação de pacotes de folhas em igarapés sob diferentes pressões antropogênicas na Georgia (EUA) e concluíram que o processo de degradação nessas áreas não é o mesmo, sendo mais rápido na área agrícola e na urbana ( $k = 0,047/\text{dia}$ ) do que na área suburbana ( $k = 0,017/\text{dia}$ ) e área florestada ( $k = 0,010/\text{dia}$ ) devido ao aumento na atividade biológica resultante do enriquecimento de nutrientes e da fragmentação física resultante das enxurradas, respectivamente. No Brasil, estudos sobre impactos antropogênicos no processo de degradação de folhas são escassos. MOULTON e MAGALHÃES (2003) observaram um lento processamento ( $k = -0,01$ ) de *Myrcia rostrata* DC (Myrtaceae) em igarapés com leito completamente modificado e sem vegetação em relação a igarapés “íntactos” ( $k = -0,04$ ) no Rio de Janeiro (RJ).

As estradas são um dos principais problemas ambientais envolvendo igarapés e conseqüentemente seu funcionamento. Entre os principais impactos causados por estradas, pode-se citar a interrupção do fluxo e o aumento no aporte de sedimentos para os igarapés (BOTTORFF e KNIGHT, 1996; MEGAHAN e KETCHESON, 1996; LARSEN e PARKS, 1997; OLANDER et al., 1998; SUGDEN e WOODS, 2007). Por exemplo, em alguns municípios do Alabama e Texas (EUA) estradas não pavimentadas e erosões ao longo de estradas são responsáveis por mais da metade dos sedimentos transportados aos igarapés (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 1993).

Na Amazônia, igarapés formam uma extensa e intrincada rede associada à floresta, onde o estabelecimento de uma única estrada pode causar impactos em uma série de cursos de água. KIROVSKY (1999), por exemplo, observou aproximadamente 90 igarapés em um trecho de 100 km da BR-174, entre Manaus e Presidente Figueiredo (AM). Na Base de Operações Geólogo Pedro Moura – BOGPM (Coari-AM) foram observados em um trecho de 50 km mais de 10 igarapés cruzando a estrada (observação pessoal).

Alguns igarapés da BOGPM recebem considerável aporte de sedimentos, oriundo da abertura e manutenção de clareiras, poços de extração de gás e petróleo e de estradas que interligam esses pontos (ARRUDA, 2005). As conseqüências desse impacto são redução na riqueza e densidade de macroinvertebrados e mudanças na composição (Cap. 2) e na estrutura trófica de macroinvertebrados nesses igarapés (Cap. 3), com sedimentos tendo efeitos significativos para esses resultados.

Não há estudos sobre o efeito de estradas sobre a degradação de folhas submersas em igarapés de floresta. Porém, com base nos resultados apresentados nos capítulos anteriores e do soterramento visível das folhas (Fig. 4.1a) quando comparado com a disponibilidade de folhas em igarapés não impactados (Fig. 4.1b), pode se hipotetizar que o processo de degradação de folhas nesses igarapés é comprometido pelas atividades relacionadas à exposição do solo na BOGPM. Dessa forma, o objetivo principal desse capítulo foi estimar o efeito da estrada sobre os processos de degradação de pacotes de folhas e sobre os macroinvertebrados aquáticos.

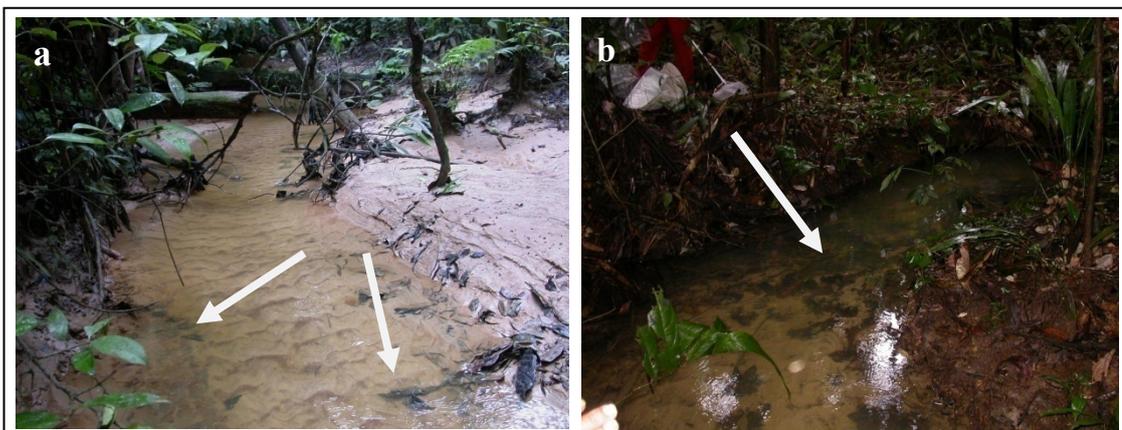


Figura 4.1 – Exemplo de igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM): impactado por sedimentos antropogênicos com leito assoreado (inclusive as margens) e com soterramento dos bancos de folhiço (a); igarapé não impactado com leito encaixado e bancos de folhas presentes (b). Setas indicam folhas nos igarapés.

## 4.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Comparar a concentração de sedimentos inorgânicos finos ( $> 63 \mu\text{m}$ ) depositados no leito e sedimentos inorgânicos em suspensão entre trecho a montante e a jusante da estrada;

Comparar o coeficiente de degradação dos pacotes de folhas entre trecho a montante e a jusante da estrada;

Relacionar a densidade de macroinvertebrados fragmentadores com o coeficiente de degradação dos pacotes de folhas a montante e a jusante da estrada;

Determinar a estrutura trófica de macroinvertebrados nos pacotes de folhas a montante e a jusante da estrada;

Determinar se existem diferenças na composição de macroinvertebrados nos pacotes de folhas a montante e a jusante da estrada.

## 4.3 – HIPÓTESES

O trecho a jusante da estrada tem maiores concentrações de sedimentos inorgânicos em suspensão e depositados no leito do igarapé do que o trecho a montante da estrada;

A taxa de degradação dos pacotes de folhas no trecho a jusante da estrada é menor que a taxa de degradação no trecho a montante;

Maior densidade de fragmentadores é relacionada a uma degradação mais rápida nos pacotes de folhas;

A composição de macroinvertebrados difere entre trechos a montante e a jusante da estrada.

## 4.4 – MATERIAL E MÉTODOS

### 4.4.1 – Área de Estudo

O estudo foi conduzido de julho a setembro de 2008, nos igarapés Cobra, Marta e Ruc localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM) (Fig. 4.2). Os igarapés Cobra e Marta são cruzados por uma estrada asfaltada, enquanto no igarapé Ruc cruza uma estrada não asfaltada.

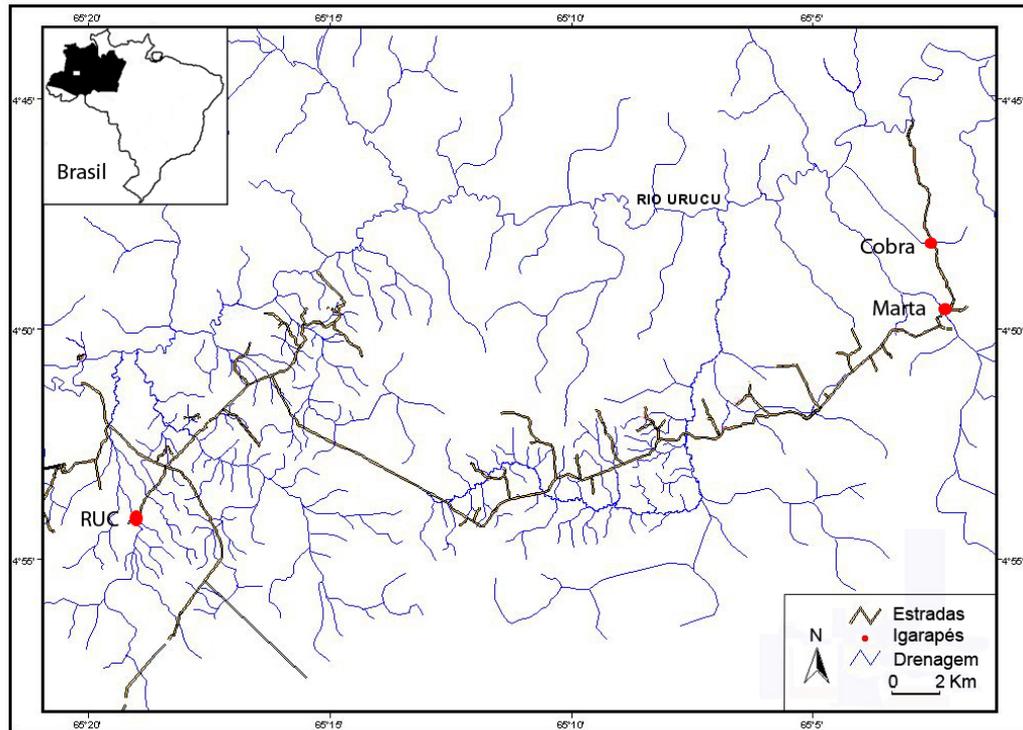


Figura 4.2 – Localização dos igarapés Marta, Ruc e Cobra na Base de Operações Geológico Pedro Moura, (Coari-AM).

#### 4.4.2 – Pacotes de folhas

##### 4.4.2.1 – *Mabea speciosa* (Mueller Argoviensis)

A composição de macroinvertebrados e a taxa de degradação de folhas nos igarapés foram amostradas em pacotes de folhas de *M. speciosa* (Euphorbiaceae). Essa é uma espécie freqüente em baixios da Amazônia (RIBEIRO et al., 1999) e foi utilizada em um experimento de degradação de folhas por LANDEIRO et al. (2008) em igarapés de floresta na Amazônia Central.

##### 4.4.2.2 – Confeção dos Pacotes de Folhas

Na maior parte dos estudos sobre degradação de pacotes de folhas são utilizadas folhas coletadas diretamente das árvores, que são então secas a temperatura ambiente ou em

estufas, na tentativa de representar o que acontece na natureza, uma vez que a maior contribuição de matéria alóctone nos igarapés é pela queda de folhas senescentes.

Assim, folhas de *M. speciosa* foram coletadas (de diversas árvores), misturadas, limpas e secas a 50°C por 48 h em uma estufa. As folhas foram então pesadas, formando grupos de 3,08 g ( $\pm$  0,05) e dispostas em bolsas de náilon com malha de 1 cm<sup>2</sup> (Fig. 4.3). Cada bolsa foi fechada com fita adesiva e identificada com um número.



Figura 4.3 – Pacote de folha de *Mabea speciosa* usado no experimento de degradação em igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

#### 4.4.2.3 – Colocação e Retirada dos Pacotes nos Igarapés

Os pacotes de folhas foram dispostos nos igarapés, a montante e a jusante 100 m da borda da estrada. Quinze pacotes de folhas foram distribuídos aleatoriamente em uma corda de náilon no sentido longitudinal do igarapé, com espaçamento de 10 cm entre pacotes. Grupos de três pacotes de folhas foram retirados de cada trecho após 16, 32, 50, 65 e 81 dias de exposição nos igarapés.

#### 4.4.3 – Variáveis abióticas

No dia inicial do experimento, variáveis físicas do ambiente (largura, profundidade, e velocidade) foram tomadas para caracterizar os trechos a montante e a jusante da estrada (Tab. 4.1). Esse procedimento teve como objetivo escolher áreas similares entre trecho a montante e a jusante de cada igarapé para a condução do experimento.

Tabela 4.1 – Características abióticas medidas no início do experimento de degradação de folhas no trecho a montante e a jusante da estrada nos igarapés Cobra, Marta e Ruc (Coari–AM).

Características abióticas	Marta		Ruc		Cobra	
	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Largura (m)	5,00	4,50	4,00	3,60	3,00	3,10
Profundidade (m)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Velocidade (m/s)	0,002	0,004	0,015	0,019	0,007	0,013

#### 4.4.3.1 – Sedimento Inorgânico em Suspensão (SIS)

Amostras de água dos igarapés foram coletadas no dia inicial, 16º, 32º e 50º dia do experimento, no trecho a montante e a jusante da estrada para determinar a concentração de sedimentos em cada trecho. As coletas foram conduzidas tal qual no Capítulo 2.

#### 4.4.3.2 – Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada no Laboratório de Física do Solo (LASP) da EMBRAPA/MANAUS, seguindo o método da pipeta (CLAESSEN, 1997). Para isso foram realizada amostragem dos primeiros 25 cm de sedimentos depositados no leito dos igarapés, utilizando um trado cilíndrico (8 cm de diâmetro) no trecho a montante e a jusante da estrada.

#### 4.4.6 – Análise dos dados

A concentração de SIS entre trecho a montante e a jusante da estrada de cada igarapé foi comparada por meio de teste-t pareado.

A densidade de indivíduos por pacote foi calculada de acordo com o peso final do referido pacote, sendo assim estimada como indivíduos por grama (#/g). Os dados de densidade de cada GFT foram transformados em  $\text{Log}(x+1)$  para normalização.

O peso dos pacotes de folhas durante o tempo de exposição nos igarapés foi expressa como porcentagem de peso remanescente a partir do peso inicial de cada pacote. Para calcular

a taxa de degradação dos pacotes de folhas foi utilizada a equação proposta por OLSON (1963) (Eq. 4.1).

Equação 4.1

$$k = (\ln x_0 - \ln x_t)/t$$

Onde:

k = taxa de degradação;

$\ln x_0$  = logaritmo natural do peso inicial do pacote (peso seco);

$\ln x_t$  = logaritmo natural do peso final do pacote (peso seco);

t = tempo final de exposição do pacote no igarapé.

Análise de Covariância (ANCOVA) foi utilizada para comparar as retas das regressões do peso remanescente dos pacotes de folhas ao longo do tempo, entre trechos a montante e a jusante de cada igarapé. Para isso o peso remanescente foi normalizado por transformação em arco-seno.

Regressão simples foi utilizada para analisar a relação da densidade de macroinvertebrados fragmentadores com o coeficiente de degradação dos pacotes de folhas.

Escalonamento Multi Dimensional Não Métrico (NMDS) com medida de distância Bray-Curtis (densidade) foi utilizado para avaliar se a composição de macroinvertebrados difere entre trechos. Testes de Monte Carlos com 500 interações e 999 permutações para verificar a significância dos eixos gerados com a matriz original dos dados.

As análises estatísticas foram conduzidas nos softwares Statistica 7 (STATSOFT, 2004) e Pcord 4.14 (McCUNE e MEFFORD, 2006).

#### 4.5 – RESULTADOS

A concentração de SIS não diferiu significativamente entre trechos a montante e a jusante dos três igarapés (Tab. 4.2), sendo as médias observadas semelhantes às de igarapés não impactados na BOGPM (Anexo B). A análise granulométrica indica depósitos, aproximadamente, duas vezes maior de sedimentos finos no trecho a jusante da estrada no igarapé Marta, em comparação com o trecho a montante desse igarapé e a montante e a jusante dos igarapés Ruc e Cobra (Tab. 4.3).

Tabela 4.2. Concentração de sedimento inorgânico em suspensão nos trechos a montante e a jusante da estrada nos igarapés Cobra, Marta e Ruc, localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Igarapé	Trecho	Média (desvio padrão)	t	gl	p
Marta	montante	0,0055 ( $\pm 0,0003$ )	-0,98	3	0,40
	jusante	0,0057 ( $\pm 0,0005$ )			
Cobra	montante	0,0051 ( $\pm 0,0002$ )	-1,76	3	0,18
	jusante	0,0053 ( $\pm 0,0001$ )			
Ruc	montante	0,0056 ( $\pm 0,0005$ )	1,66	3	0,20
	jusante	0,0053 ( $\pm 0,0002$ )			

Tabela 4.3 – Análise granulométrica dos sedimentos depositados no leito do trecho a montante (M) e a jusante (J) da estrada, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Igarapé	Trecho	Areia grossa (2,00 – 0,20 mm) (g/kg)	Areia fina (0,20 – 0,05 mm) (g/kg)	Silte (0,05 – 0,002 mm) (g/kg)	Argila (> 0,002 mm) (g/kg)	Soma de silte e argila (g/Kg)	Classificação textural
Marta	M	533,92	363,14	52,95	50,00	<b>102,95</b>	areia
	J	515,85	279,49	106,66	98,00	<b>204,66</b>	areia franca
Ruc	M	384,66	505,38	60,96	49,00	<b>109,96</b>	areia
	J	738,51	174,41	35,58	51,50	<b>87,08</b>	areia
Cobra	M	672,77	227,67	52,57	47,00	<b>99,57</b>	areia
	J	771,28	133,20	41,53	54,00	<b>95,53</b>	areia

Nota: valores em negrito representam sedimentos finos (< 63  $\mu$ m).

O experimento sobre degradação de *M. speciosa* aponta para dois resultados distintos. O primeiro relacionado ao igarapé Marta, onde o coeficiente de degradação (k) foi significativamente maior no trecho a montante em relação ao trecho a jusante da estrada ( $F = 10,33$ ,  $gl = 1,25$ ,  $p = 0,004$ ; Fig. 4.4), sendo então, a perda de peso dos pacotes de folhas ao longo do tempo significativamente maior no trecho a montante da estrada ( $F = 13,06$ ,  $gl = 1,25$ ,  $p = 0,001$ , Fig. 4.5). O aumento de k dos pacotes de *M. speciosa* foi relacionado significativamente ao aumento na densidade de macroinvertebrados com hábito fragmentador (Fig. 4.6, Tab. 4.4).

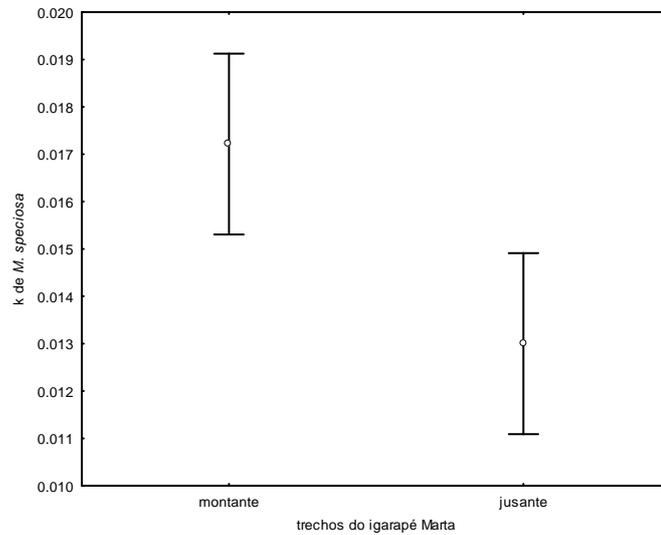


Figura. 4.4 – Comparação do coeficiente de degradação (k) no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança.

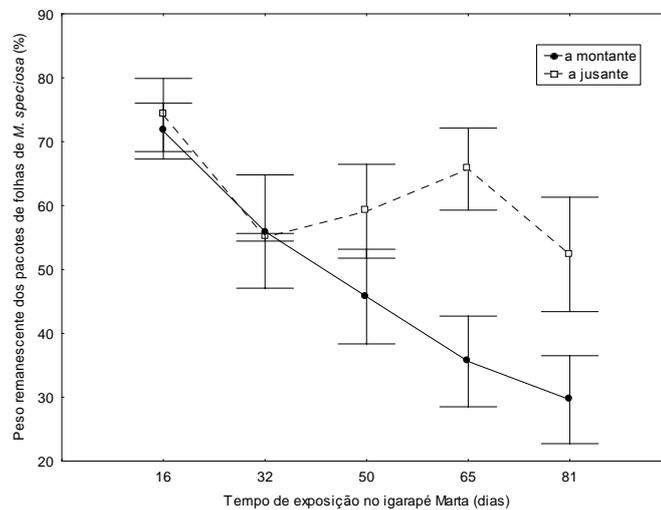


Figura 4.5 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de *M. speciosa* entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

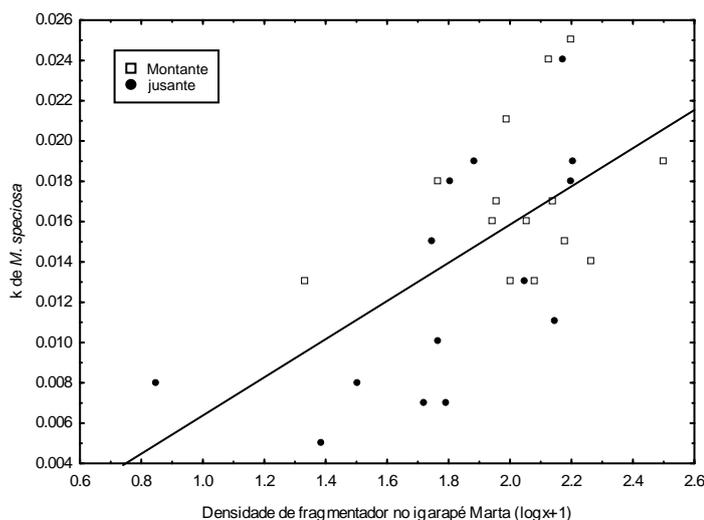


Figura 4.6 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de *M. speciosa* no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

Tabela 4.4 – Relações de fragmentador com o coeficiente de degradação de pacotes de folhas de *M. speciosa* em três igarapés da Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

Igarapé	Variáveis	$\beta$	$\beta$ (erro padrão)	B	B (erro padrão)	T	p	F	R <sup>2</sup>
Marta	Intercepto			0,0002	0,0041	0,0600	0,9526	13,55	0,34
	Fragmentador	0,5854	0,1590	0,0097	0,0026	3,6815	<b>0,0011</b>		
Ruc	Intercepto			0,0079	0,0108	0,7265	0,4740	0,63	0,02
	Fragmentador	0,1541	0,1938	0,0056	0,0070	0,7954	0,4336		
Cobra	Intercepto			0,0184	0,0043	4,2539	<b>0,0002</b>	0,32	0,01
	Fragmentador	-0,1110	0,1949	-0,0017	0,0030	-0,5694	0,5739		

Nota: valores em negrito significativos a 0,05.

O segundo resultado foi observado para os igarapés Ruc e Cobra, onde, o k foi semelhante entre trecho a montante e a jusante da estrada (F = 0,23 gl = 1, 25, p = 0,63, Fig. 4.7; F = 6,15, gl = 1,25, p = 0,06, Fig. 4.8, respectivamente). Conseqüentemente, a perda de peso dos pacotes de folhas ao longo do tempo entre trechos a montante e a jusante também foi semelhante (F = 1,18, gl = 1, 25, p = 0,29, Fig. 4.9; F = 3,97, gl = 1, 25, p = 0,06, Fig. 4.10, respectivamente). O k nesses dois igarapés não foi relacionado com a densidade de macroinvertebrados fragmentador (Figs. 4.11 e 4.12, Tab. 4.4).

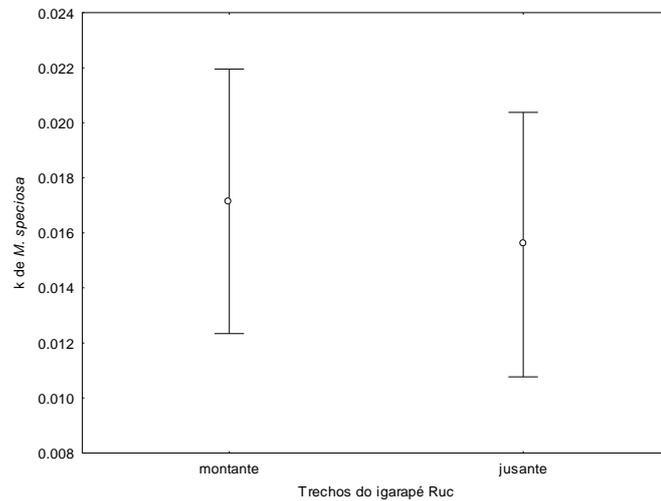


Figura 4.7 – Comparação do coeficiente de degradação ( $k$ ) no igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança.

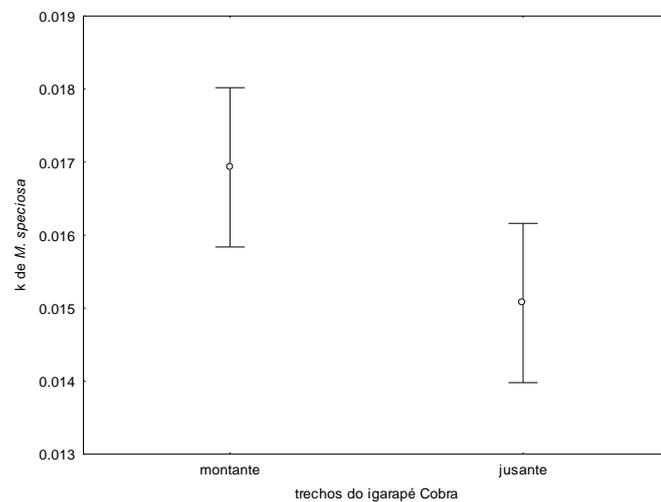


Figura 4.8 – Comparação do coeficiente de degradação ( $k$ ) no igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM), entre trecho a montante e a jusante da estrada. Computado a covariante tempo de exposição. Barras denotam intervalo de confiança.

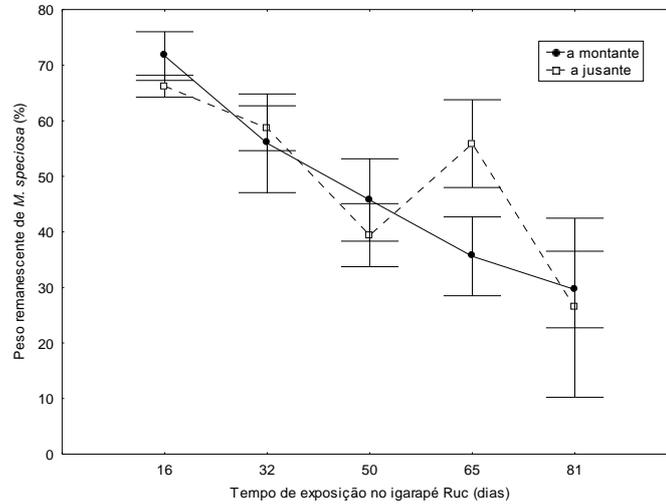


Figura 4.9 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de *M. speciosa* entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Ruc, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

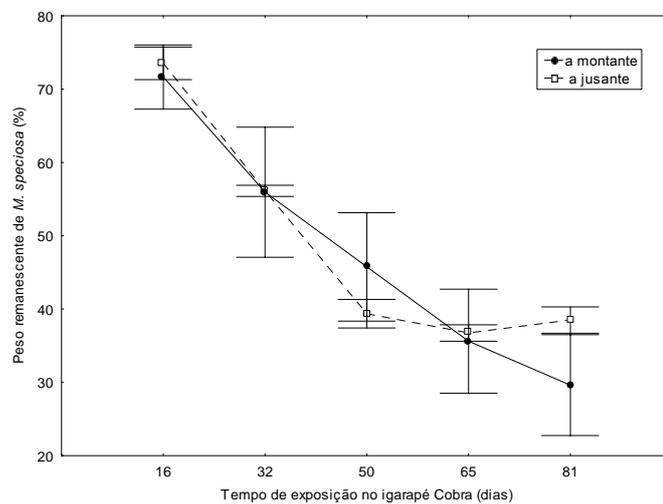


Figura 4.10 – Diferenças no peso remanescente dos pacotes de *M. speciosa* entre trecho a montante e a jusante da estrada ao longo de 81 dias de exposição no igarapé Cobra, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

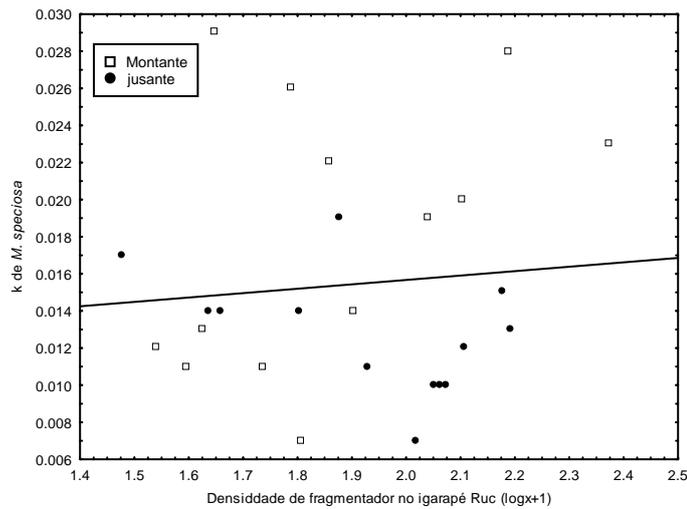


Figura 4.11 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de *M. speciosa* no igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

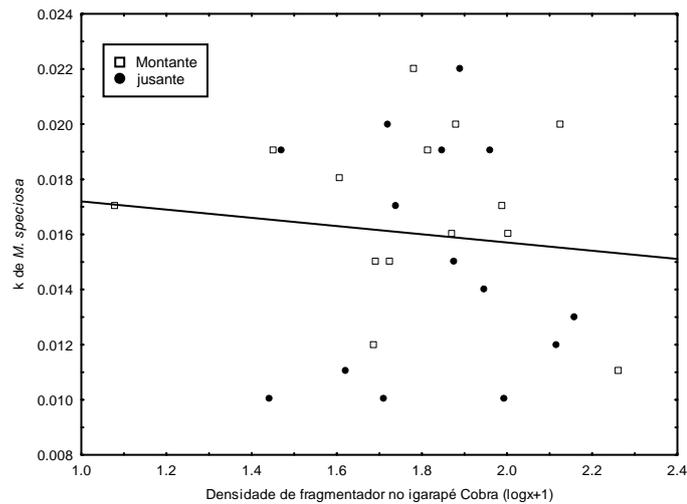


Figura 4.12 – Relação entre a densidade de fragmentador e o coeficiente de degradação (k) dos pacotes de *M. speciosa* no igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Dos 111 táxons de macroinvertebrados coletados na amostragem geral dos igarapés da BOGPM (Cap. 2), 52 ocorreram nos pacotes de folhas de *M. speciosa* (Tab. 4.5). A maior parte dos macroinvertebrados em termos de densidade de indivíduos (#/g) constitui o GFT coletor-apanhador, seguido de fragmentador, predador, raspador e coletor-filtrador (Figs. 4.13 a 4.15). Em termos de composição de macroinvertebrados, a fauna nos pacotes de folhas diferiu entre trecho a montante e a jusante da estrada (Fig. 4.16 a 4.18).

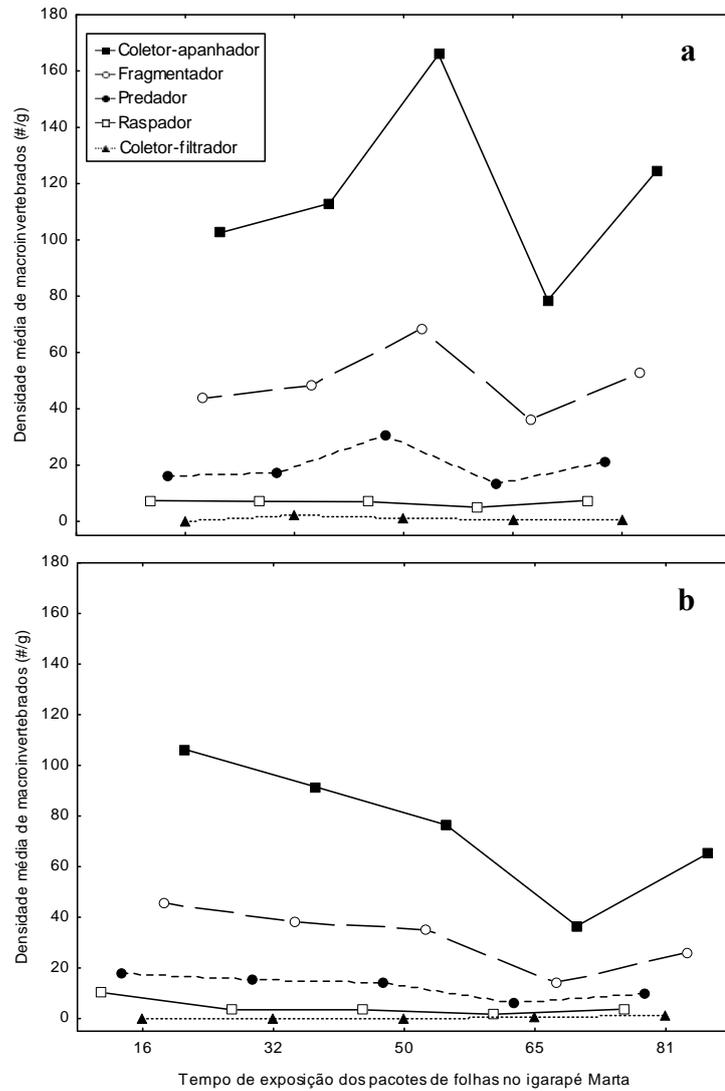


Figura 4.13 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Marta, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

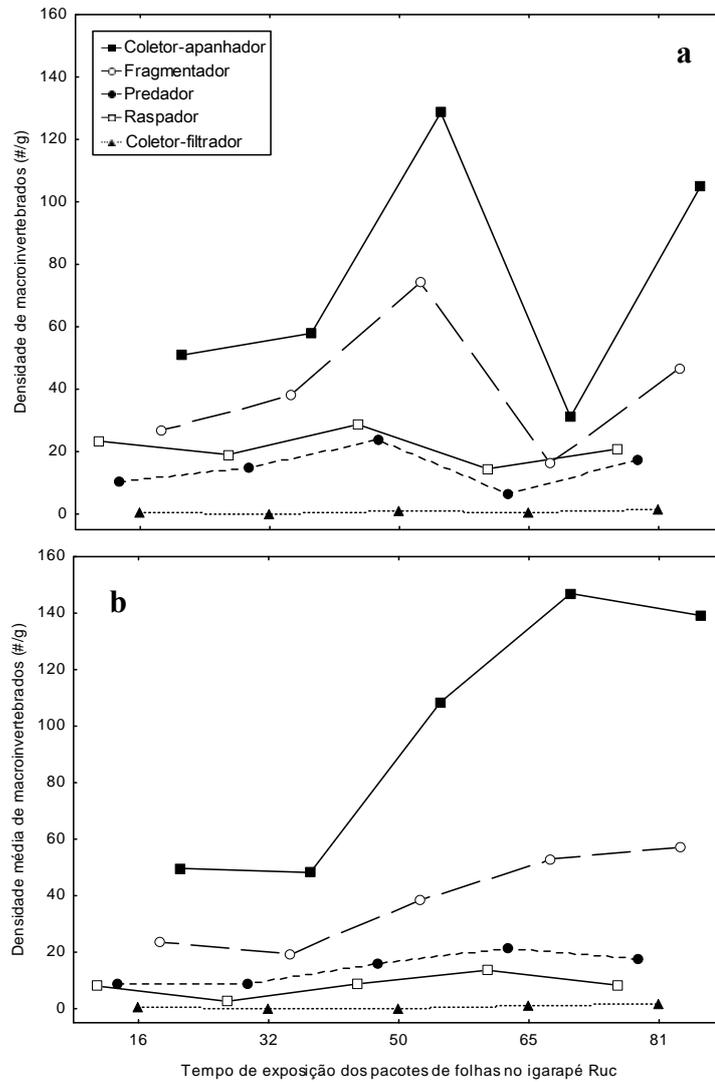


Figura 4.14 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Ruc, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

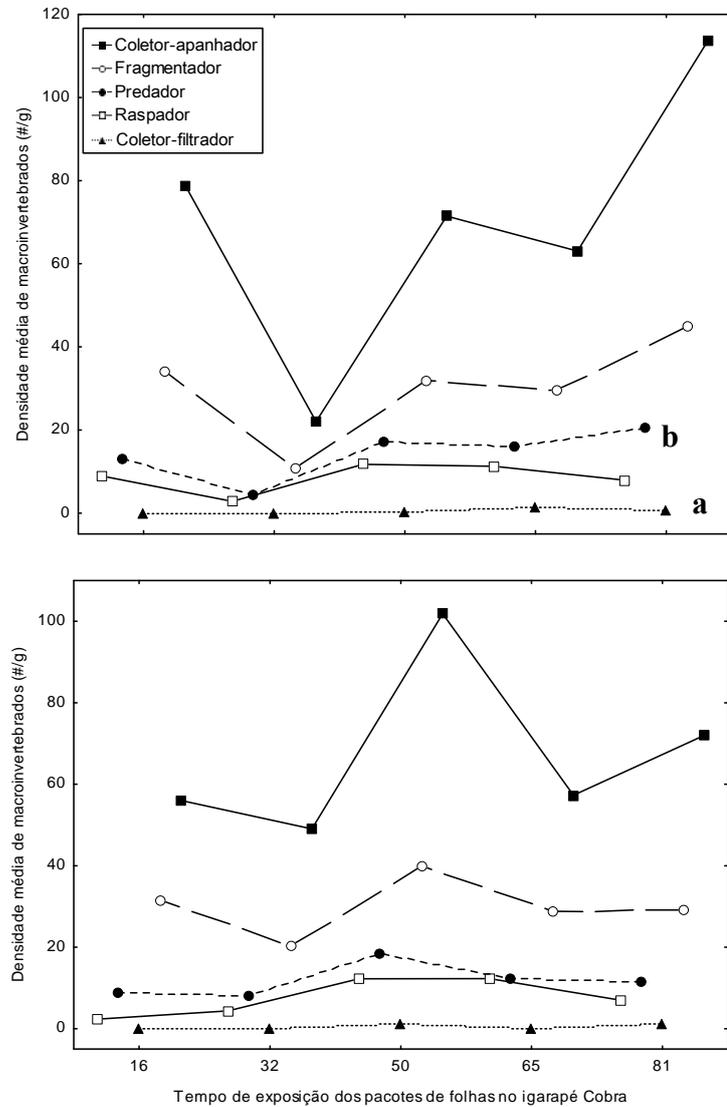


Figura 4.15 – Densidade média de indivíduos nos pacotes de folhas durante 81 dias de exposição no trecho a montante (a) e a jusante (b) da estrada, no igarapé Cobra, na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

Tabela 4.5 – Táxons com respectivas abundâncias coletados nos pacotes de folhas de *M. speciosa* expostos por 81 dias no trecho a montante (M) e a jusante (J) da estrada, nos igarapés Marta, Cobra e Ruc, localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM). GFT = Grupo Funcional Trófico, R = raspador, P = predador, Cf = coletor-filtrador, F = fragmentador, Ca = coletor-apanhador.

Classe/Filo	Ordem	Família/Gênero	GFT	Marta		Cobra		Ruc	
				M	J	M	J	M	J
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Ca	2	3	2	8	4	14
		<i>Brasilocaenis</i>	R	50	44	4	1	0	24
		<i>Campsurus</i>	Cf	5	4	0	0	2	2
		<i>Campylocia</i>	Ca	2	3	13	0	0	1
		<i>Coryphorus</i>	Ca	4	0	5	0	0	6
		Leptohiphidae	Ca	4	7	6	11	45	33
		Leptophlebiidae	R	52	44	85	17	15	61
		Odonata	Coenagrionidae	P	1	5	1	0	0
	Corduliidae		P	0	0	0	0	0	0
	Gomphidae		P	2	1	2	0	6	0
	<i>Haeterina</i>		P	0	1	0	0	0	0
	<i>Heteragrion</i>		P	0	8	5	3	0	2
	Libellulidae		P	0	0	6	0	1	0
	Pholythoridae		P	0	0	0	0	1	0
	Plecoptera	<i>Anacroneuria</i>	P	3	10	1	16	60	24
		<i>Macrogynoplax</i>	P	0	1	0	6	1	2
Hemiptera	<i>Limnocoris</i>	P	0	0	1	2	0	0	
Megaloptera	<i>Chloronia</i>	P	0	0	0	0	0	1	
	<i>Corydalus</i>	P	0	0	0	0	0	1	
Neuroptera	Sysiridae	Cf	0	0	1	0	0	0	
	<i>Amphoropsyche</i>	R	5	0	2	8	8	1	
	<i>Cernotina</i>	P	21	16	25	0	0	3	
	<i>Cyrnelus</i>	Cf	0	0	1	0	0	1	
	Glossosomatidae	R	3	4	0	21	169	12	
	<i>Helicopsyche</i>	R	6	3	10	52	39	11	
	<i>Leptonema</i>	Cf	0	0	0	1	3	0	
	<i>Macronema</i>	Cf	15	1	7	0	2	8	
	Trichoptera	<i>Marilia</i>	R	0	0	54	2	0	0
		<i>Nectopsyche</i>	R, Ca, F	1	1	1	1	52	6
		<i>Neotrichia</i>	R	13	16	7	55	143	50
		<i>Oecetis</i>	P	2	7	7	11	10	9
		<i>Oxyethira</i>	P	0	0	1	3	0	0
		<i>Phylloicus</i>	F	4	3	28	5	10	3
		<i>Smicridea</i>	Cf	0	0	0	0	1	0
		<i>Triplectides</i>	F	23	1	19	1	9	3
Coleoptera		Elmidae	F	39	59	8	92	203	66
	<i>Gyretis</i>	P	0	1	0	0	0	0	
	<i>Hydrodessus</i>	P	3	0	2	0	0	0	

Tabela 4.5 – Táxons com respectivas abundâncias coletados nos pacotes de folhas de *M. speciosa* expostos por 81 dias no trecho a montante (M) e a jusante (J) da estrada, nos igarapés Marta, Cobra e Ruc, localizados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). GFT = Grupo Funcional Trófico, R = raspador, P = predador, Cf = coletor-filtrador, F = fragmentador, Ca = coletor-apanhador.

				Conclusão					
Classe/Filo	Ordem	Família/Gênero	GFT	Marta		Cobra		Ruc	
				M	J	M	J	M	J
		Ceratopogonidae	R, Ca	13	16	11	12	31	20
		Chironomidae	Ca (70%), F (20%), P (10%)	3515	2919	2044	2219	1676	2684
	Diptera	Diptera	P	1	0	1	0	2	0
		Empididae	P	1	1	0	5	4	2
		<i>Simulium</i>	Cf	0	0	0	8	0	1
		Tipulidae	P	1	0	0	5	9	0
Crustacea	Decapoda	<i>Macrobrachium</i>	Ca, P, F	0	0	2	0	3	2
		<i>Valdivia</i>	Ca, P	1	0	0	0	1	1
Mollusca	Bivalve		Cf	1	0	0	0	0	0
Oligochaeta			Ca	151	147	75	114	129	330
Hirudinea			P	10	0	0	0	0	0
Turbellaria		Euplanaria	P	7	1	22	1	7	4
Nematoda			Ca, P	0	0	1	0	0	1

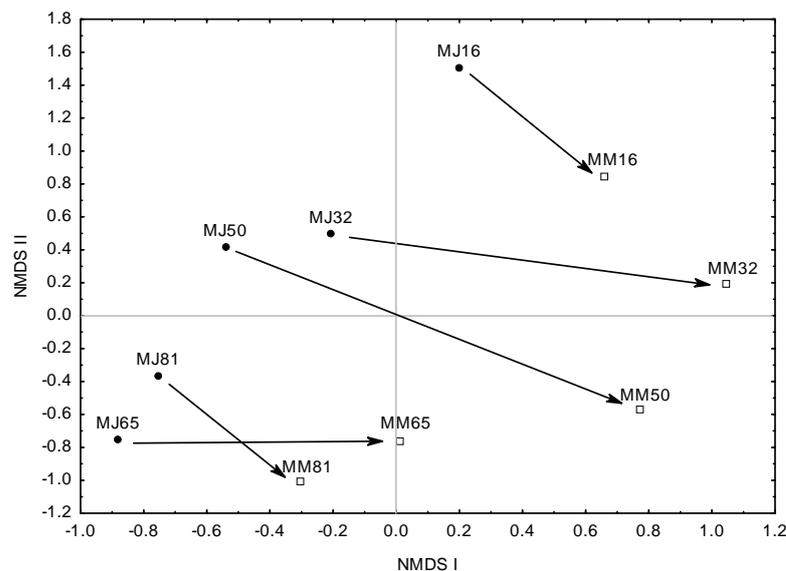


Figura 4.16 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (MM) e a jusante (MJ) da estrada do igarapé Marta, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

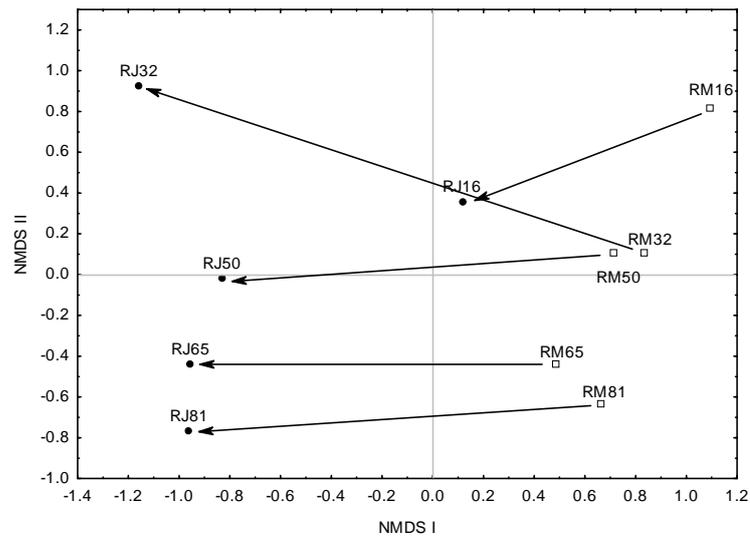


Figura 4.17 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (RM) e a jusante (RJ) da estrada do igarapé Ruc, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

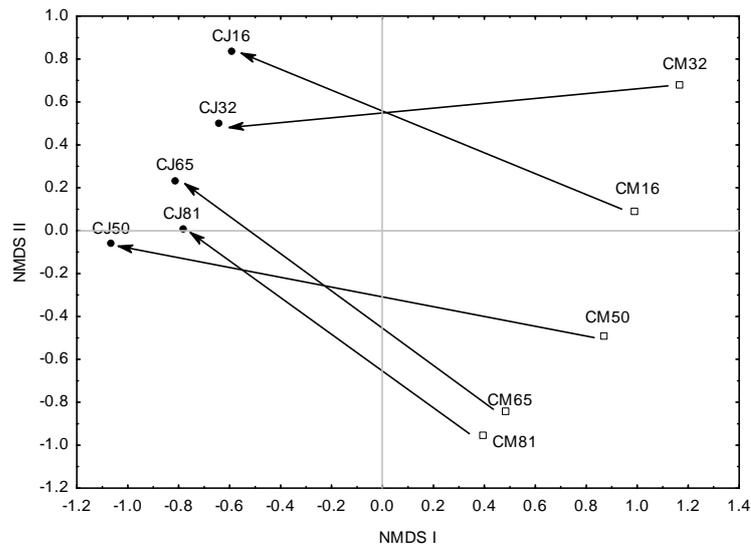


Figura 4.18 – Composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas após 16, 32, 50, 65 e 81 de exposição no trecho a montante (RM) e a jusante (RJ) da estrada do igarapé Cobra, localizado na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM).

#### 4.6 – DISCUSSÃO

Estradas podem causar a interrupção do fluxo e o aumento no aporte de sedimentos para os igarapés (e.g. BOTTORFF e KNIGHT, 1996). Esses impactos são verificados principalmente a jusante das estradas (FORMAN e ALEXANDER, 1998). Porém, no presente

estudo não foram observadas diferenças significativas da concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão entre os trechos a montante e a jusante da estrada. As concentrações de SIS dos três igarapés estudados foram semelhantes às de igarapés não impactados da área de estudo (Apêndice B), o que sugere que o aporte de sedimentos antropogênicos para esses igarapés foi reduzido durante o período de amostragem. O transporte de sedimentos para os igarapés depende principalmente da ação de ventos e chuvas (e.g. SUDGEN e WOODS, 2007) e os experimentos foram realizados no meio da estação seca (ARRUDA, 2005).

A análise granulométrica indicou maior acúmulo de sedimentos finos à jusante da estrada no igarapé Marta e acúmulo semelhante entre trecho a montante e jusante nos igarapés Ruc e Cobra. Esses resultados podem refletir o fluxo d'água nos igarapés, durante o período estudado. A velocidade da correnteza no igarapé Marta foi reduzida se comparada com as velocidades observadas nos igarapés Ruc e Cobra. Em geral, locais com menor velocidade apresentam maiores concentrações de sedimentos finos (FITTKAU, 1957; KREUTZWEISER et al., 2005), pois a velocidade da correnteza e o tamanho dos grânulos são fatores importantes no transporte de sedimentos (e.g. KERR, 1995; BRECHTA, 1996; ALLAN e CASTILLO, 2007).

Os resultados de granulometria reforçam a idéia apresentada no Capítulo 2, de que apenas uma parte dos sedimentos finos carregados para os igarapés esteja sendo depositada no trecho de 100 m a jusante da estrada, pois somente no igarapé Marta a análise granulométrica indicou maior concentração no trecho a jusante. Sedimentos em suspensão podem ser carregados a distâncias superiores a 1000 metros (FORMAN e ALEXANDER, 1998).

Os resultados de granulometria sugerem também, que mesmo em uma pequena área, como a distância entre os igarapés Marta e Cobra (3 Km), o aporte e/ou estoque de sedimentos para os igarapés possa variar de um ponto a outro.

Embora tenha existido uma tendência de degradação mais rápida representada pelo  $k$  no trecho a montante nos três igarapés, diferença significativa na degradação dos pacotes de folhas entre trechos foi somente observada no igarapé Marta. O  $k$  no igarapé Marta foi relacionado à densidade do GFT fragmentador nos pacotes de folhas. Enquanto nos igarapés Ruc e Cobra não houveram diferenças significativa do  $k$  entre trechos a montante e a jusante da estrada. Esses resultados somados aos resultados de granulometria indicam que a degradação no igarapé Marta teve efeito do aporte de sedimentos finos depositados no leito a jusante da estrada, afetando a degradação dos pacotes de folhas, corroborando as observações

de REICE (1974) e SPONSELLER e BENFIELD (2001). Enquanto nos outros dois igarapés não houve efeito do sedimento sobre a degradação dos pacotes de folhas.

O coeficiente de degradação de folhas nos igarapés Ruc e Cobra não foi relacionado significativamente à densidade de fragmentador. Esse resultado indica que nesses igarapés outros fatores estão atuando mais fortemente no processo de degradação de folhas que a densidade de fragmentadores. Por exemplo, IRONS et al. (1994) e MARTHURIAU e CHAVEUT (2007) inferem que fungos têm maior participação no processo de degradação de folhas em igarapés de áreas tropicais do que a densidade de macroinvertebrados fragmentadores. Para esclarecer esse fato, há necessidade de investigações adicionais nesses igarapés.

Coletor-apanhador foi o GFT com maior densidade de indivíduos, corroborando com os resultados de degradação de folhas em igarapés de áreas tropicais (e.g. MORETTI et al., 2007). De acordo com GRUBBS et al. (1995) coletor-apanhador ocorrem em abundância em pacotes de folhas devido ao acúmulo de MOPF sobre e entre as folhas dos pacotes. Porém, a participação relativa de fragmentador na estrutura da comunidade aumentou em relação aos resultados obtidos no capítulo 3, onde fragmentador representava o quarto dos cinco GFT em termos de densidade. Na presente abordagem, fragmentador foi o segundo GFT. Essa maior participação de fragmentador reflete a adição de pacotes de folhas nos igarapés, aumentando a disponibilidade de alimento para esse GFT (RICHARDSON, 1991). Reforçando também a idéia de que mudanças no ambiente possam ter efeito sobre a produtividade destes ambientes, uma vez que a produção de detritos é relacionada a presença de fragmentadores (WALLACE e WEBSTER, 1996; DANGLES et al., 2001).

A degradação de folhas nos igarapés é governada por diversos fatores, que podem, às vezes, dificultar a distinção entre os efeitos antropogênicos e a variabilidade natural (GESSNER e CHAUVET, 2002). Os GFT tiveram um padrão semelhante no aumento e redução de suas densidades independentemente do trecho amostrado, o que provavelmente refletiu não somente o impacto, mas também a variabilidade natural do ambiente. Assim, semelhança nos padrões entre igarapés foi observada para o trecho à montante dos igarapés Marta e Ruc e trecho a jusante do igarapé Cobra. A maior densidade dos GFT nesses trechos foi observada após 50 dias de exposição dos pacotes de folhas nos igarapés, quando em média restava 50% do peso inicial dos pacotes de *M. speciosa*. Essas observações corroboram com o estudo de CUMMINS e KLUG (1979), que também verificaram que em folhas com rápida,

média ou lenta degradação, a maior biomassa de fragmentadores por biomassa de folha ocorreu aproximadamente com 50% do peso inicial dos pacotes de folhas.

SYLVESTRE e BAILEY (2005) estudaram a composição de macroinvertebrados em pacotes de folhas dispostos em igarapés não impactados, impactados por agricultura e impactado por mineração, onde observaram diferenças na comunidade dos pacotes de folhas entre esses igarapés decorreram do impacto a que os igarapés estavam submetidos. Embora a disponibilidade de recurso tenha sido a mesma (pacotes de folhas) e o aporte de sedimentos possa ter sido minimizado pela escassez de chuvas no período amostrado, a composição de macroinvertebrados nos pacotes de *M. speciosa* foi diferente entre trecho a montante e a jusante da estrada, nos três igarapés estudados. Assim, o aporte de sedimentos pode ter tido seus efeitos postergados, refletindo na composição diferenciada no trecho a jusante em relação ao trecho a montante, pois o aporte de sedimentos para os igarapés pode ser considerado um distúrbio tipo rampa – onde os efeitos são cumulativos (LAKE, 2000).

*Triplectides* sp. (Trichoptera), por exemplo, ocorreu em maior densidade no trecho a montante dos igarapés. *Triplectides* sp. tem hábito fragmentador, sendo portanto, associado ao folhiço (FIDELIS et al., 2008). A disponibilidade de folhas no trecho a jusante da estrada poderia prover as necessidades dessa espécie de forma semelhante ao trecho a montante. Entretanto, *Triplectides* provavelmente tem requerimentos ambientais mais complexos que a simples disponibilidade de folhiço, e que provavelmente foram minimizados ou excluídos com o impacto da estrada. Em sistemas lóticos do Rio Grande do Sul a distribuição de Trichoptera foi relacionada não somente a disponibilidade alimentar, mas também com características físicas como vegetação ripária e influência antropogênica dos ambientes estudados (SPIES et al., 2006).

As hipóteses levantadas do efeito de sedimentos sobre a degradação dos pacotes de folhas foram confirmadas somente para o igarapé Marta. Os resultados apontam também em modificações na fauna a jusante dos igarapés Ruc e Cobra em referência ao trecho a montante da estrada.

#### 4.7 – CONCLUSÃO

A concentração de sedimentos inorgânicos em suspensão foi similar entre trechos a montante e a jusante da estrada nos igarapés Marta, Ruc e Cobra. Porém, maior concentração de sedimentos finos foi observada no trecho a jusante da estrada no igarapé Marta. Nesse

trecho do Marta houve significativa menor degradação dos pacotes de *M. speciosa* em relação ao seu trecho a montante

Nos igarapés Ruc e Cobra, tanto no trecho a montante quanto no trecho a jusante da estrada, a concentração de sedimentos depositada no leito foi similar à observada no trecho a montante do Marta, sugerindo que os sedimentos estão sendo carregados a uma distância maior que 100 m, embora ainda com efeito local sobre a fauna desse trecho, pois a composição de macroinvertebrados se diferencia daquela observada no trecho a montante desses igarapés.

## **5 – CONCLUSOES FINAIS E RECOMENDAÇÕES**

### **5.1 – CONCLUSÕES FINAIS**

Conclui-se que os igarapés estudados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (BOGPM) estão sobre forte impacto de sedimentos antropogênico, causados pela atividade de exploração de gás e petróleo, desenvolvida nessa área. Os efeitos incluem mudanças no ambiente físico-químico dos igarapés impactados pelo aporte de sedimentos antropogênicos, como o aumento significativo na turbidez, pH e condutividade elétrica desses igarapés. Assim como, efeitos negativos sobre a biota aquática, com a redução em 1 ½ vezes da riqueza e em quatro vezes da densidade de macroinvertebrados aquáticos nos igarapés impactados, influenciando também na composição da comunidade e na estrutura trófica desses igarapés, principalmente, com a redução na densidade de macroinvertebrados fragmentadores que demonstrou ter efeito sobre a degradação dos pacotes de folhas, influenciando assim, no funcionamento ecológico desses igarapés.

## 5.2 – RECOMENDAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO AMBIENTAL

Faz-se a recomendação que sejam buscadas melhores práticas de mitigação, e ampliações das já existentes para combater o aporte de sedimentos antropogênico para os igarapés da BOGPM.

Os resultados ressaltam a necessidade de que projetos públicos ou privados utilizem práticas que minimizem os impactos de sedimentos antropogênicos sobre os igarapés e rios (e.g. compactação do solo, erosão e sedimentação). No Brasil, atualmente, para que um empreendimento possa iniciar suas obras é necessária a apresentação e aprovação de um estudo de impacto ambiental (EIA/RIMA). Porém, esses estudos quase nunca incluem o aporte de sedimentos para os sistemas hídricos, o que deve ser reavaliado, uma vez que qualquer alteração em uma bacia de drenagem, principalmente associada a remoção da vegetação, resulta em impacto sobre os recursos hídricos desta.

A legislação brasileira prediz a qualidade hídrica somente por parâmetros físico-químicos, não considerando como critérios a composição e função das comunidades biológicas. Estas, diante do impacto são as mais afetadas e assim devem ser incluídas nas avaliações.

Embora existam no país órgãos ambientais que regulamentem, fiscalizem e avaliem a utilização, mudanças e impactos causados sobre os recursos hídricos, estes geralmente os fazem em escalas de sub-bacias. Sendo consideradas nove sub-bacias para cobrir a totalidade da Amazônia brasileira (e.g. Agência Nacional de Águas - ANA) somente impactos de igual proporção (a extensão da sub-bacia) podem ser percebidos. Impactos de menor porte tendem a ser ignorados ou creditados a variação natural dos ambientes, o que denota a necessidade de uma melhor metodologia de fiscalização dos órgãos ambientais.

## 5.2 – RECOMENDAÇÕES DE ESTUDOS FUTUROS

No presente estudo, o índice de sedimento não indicou diferenças significativas na quantidade de sedimentos depositados nos igarapés impactados pelo aporte de sedimentos antropogênicos e igarapés não impactados. Dessa forma, é necessário o desenvolvimento de estudos na Base de Operações Geólogo Pedro Moura que evidenciem o tempo de residência do sedimento nos igarapés impactados, a distância percorrida no transporte desse sedimento e o local final de depósito desses sedimentos, determinando assim a extensão e a duração do impacto.

O fato da degradação de folhas nos igarapés Ruc e Cobra não ter apresentado relação com a densidade de fragmentadores, demonstra a necessidade de estudos adicionais que determinem quais os outros fatores estão atuando sobre o processo de degradação nesses igarapés.

Estudos sobre a estruturação e comportamento ecológico de macroinvertebrados em sistemas aquáticos amazônicos são necessários devido a grande extensão territorial. Na escala geográfica Amazônica, características locais da fauna e flora podem ser diferentes e, portanto é necessário conhecer a diversidade na região para poder avaliar as perdas ambientais provocadas pelos diferentes tipos de impactos antropogênicos. Essas informações também são necessárias para elaborar um índice de qualidade de água que seja aplicável a realidade da região.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABES, S.S.; AGOSTINHO, A.A.; OKADA, E.K.; GOMES, L.C. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir, Paraná River, Brazil–Paraguay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 1, p. 101-105, 2001.
- AIROLD, L. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. **Ecology**, v. 79, n. 8, p. 2759-2770, 1998.
- ALLAN, J.D.; CASTILLO, M.M. **Stream Ecology – Structure and Function of Running Waters**. 2th edition. London: Chapman Hall, 2007. 436 p.
- ANGRADI, T.R. Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 18, p: 49-66, 1999.
- ARNÁEZ, J.; LARREA, V.; ORTIGOSA, L. Surface runoff and soil erosion on unpaved forest roads from rainfall simulation tests in northeastern Spain. **Catena**, v. 57, p. 1-14, 2003.
- ARRUDA, W. C. **Estimativa dos processos erosivos na Base de Operações Geólogo Pedro Moura, Urucu – Coari – AM**. 2005. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais). Universidade Federal do Amazonas/Faculdade de Ciências Ambientais. Manaus, 2005.
- BAER, S.G.; SILER, E.R.; EGGERT, S.L.; WALLACE, B. Colonization and production of macroinvertebrates on artificial substrata: upstream–downstream responses to a leaf litter exclusion manipulation. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 347-365, 2001.
- BENFIELD, E.F. Leaf breakdown in stream ecosystem. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds.). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press, 1996. P. 579-589.
- BENSTEAD, J.P. Macroinvertebrates and the Processing of Leaf Litter in a Tropical Stream. **Biotropica**, v. 28, n. 3, p. 367-375, 1996.
- BESCHTA, R.L. Suspended sediment and bedload. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds.). **Methods in stream ecology**. New York: Academic Press, 1996. p. 123-142.
- BINDIN, D.K.; BALAMURUGAN, G.; CHAPPELL, N.A.; WALSH, R.P.D.; GREER, T.; SINUN, W. The role of extreme events in the impacts of selective tropical forestry on erosion during harvesting and recovery phases at Danum Valley, Sabah, **Philosophical Transactions of Biological Sciences**, v. 354, p. 1749-1761, 1999.
- BODE, R.W.; NOVAK, M.A.; ABELE, L.E. 1988. **Methods for rapid biological assessment of streams**. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment. Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation. 57 p.
- BOND, N.R.; DOWNES, B.J. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrates communities characteristic of small upland streams. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 455-465, 2003.

BOTTORFF, R.L.; KNIGHT, A.W. The **Effects of Clearcut logging on the stream biology of the north fork of Caspar creek, Jackson Demonstration State Forest, Fort Bragg, CA – 1986 to 1994**. California: CALIFORNIA DEPARTMENT OF FORESTRY AND FIRE PROTECTION CONTRACT, 1996. 165 p. (Final report. No. 8CA63802).

BOULTON, A.J.; BOON, P.I. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, p. 1-43, 1991.

BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**. v. 9, p. 137-144, 1983.

BRASIL. Levantamento de recursos naturais. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional da Produção Mineral, Rio de Janeiro, **Projeto Radam Brasil**. v. 17, p. SB-20, Purus, 1978.

BRAY, J.R.; GORHAM, E. Litter production in forests of the world. **Advances in Ecological Research**. v. 2, p. 101-157, 1964.

BRECHTA, R.L. Suspended Sediment and Bedload. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds.). **Methods in Stream Ecology**. London: Academic Press. 1996, 123-144 p.

BRUIJNZEEL, L. Land-use and hydrology in warm humid regions: where do we stand? **International Association of Hydrological Science**, v. 216, p. 1-34, 1993.

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

BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia**, v. 518, p. 179-188, 2004.

CALLISTO M.F.P.; ESTEVES, F.A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v.1, p. 335-348, 1995.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, p. 259-266, 2001.

CARDINALE, B.J.; GELMANN E.R.; PALMER, M.A. Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of *Hydropsyche* on benthic substrate stability. **Functional Ecology**, v.18, p. 381-387, 2004.

CARLISLE, D.M.; CLEMENTS, W.H. Leaf litter breakdown, microbial respiration and shredder production in metal-polluted streams. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 380-390, 2005.

CHAMBERS, P.A.; MEISSNER, R.; WRONA, F.J.; RUPP, H.; GUHR, H.; SEEGER, J.; CULP, J.M.; BRUA, R.B. Changes in nutrient loading in an agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 399-415, 2006.

CHAN, E.K.W.; YU, Y-A.; ZHANG, Y.; DUDGEON, D. Distribution Patterns of Birds and Insect Prey in a Tropical Riparian Forest. 2008. **Biotropica**, v. 40, n. 5, p. 623-629, 2008.

CHAPIN-III, F.S.; WALKER, B.H.; HOBBS, R.J.; HOOPER, D.U.; LAWTON, J.H.; SALA, O.E.; TILMAN, D. Biotic controls on the functioning of ecosystems. **Science**, v. 277, p. 500-503, 1997.

CHAPIN-III, F.S.; ZAVALA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.M.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBS, S.E.; MACK, M.C.; DIAZ, S. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 234-242 2000.

CHOU, L.M.; YU, J.Y.; LOH, T.L. Impacts of sedimentation on soft-bottom benthic communities in the southern islands of Singapore. **Hydrobiologia**, v. 515, p. 91-106, 2004.

CHUTTER, F.M. The effect of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. **Hydrobiologia**, v. 34, p. 57-76. 1969.

CLAESSENS, M.E.C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212 p.

CLETO-FILHO, S.E.; WALKER I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 1, p. 69-89, 2001.

CLINE, L.D.; SHORT, R.A.; WARD, J.V. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of a high mountain stream. **Hydrobiologia**, v. 96, p. 149-159, 1992.

COLLIER, K.J. Environmental factors affecting the taxonomic composition of aquatic macroinvertebrate communities in lowland waterways of Northland, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 29, p. 453-465, 1995

COLLIER, K.J.; BURY, S.; GIBBS, M. A stable isotope study of linkages between stream and terrestrial food webs through spider predation. **Freshwater Biology**, v. 47, n.9, p. 1651-1659, 2002

COLTER, A.; MAHLER, R.L. Iron in drinking water. A Pacific Northwest Extension Publication, University of Idaho, Oregon State University, Washington State University in cooperation with University of Alaska, Fairbanks, URL: <http://info.ag.uidaho.edu/PDF/PNW/PNW589.pdf>. 2006. (Report PNW 589). Acessado em 10 de janeiro de 2009.

CONNOLLY, N.M.; CROSSLAND, M.R.; PEARSON, R.G. Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 2, p. 251-270, 2004.

COOPER, J.R.; GILLIAM, J.W.; JACOBS, T.C. Riparian areas as control of nonpoint pollutants. In: Correll, D.L. (Ed.). **Watershed Research Perspectives**. Washington: Smithsonian Institution Press, 1986. p. 166-192.

COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; FERREIRA, R.L.M. Effects of an spill and discharge of domestic sewage on the insect fauna of Cururu stream, Manaus, AM, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1a, p. 35-44, 2006.

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**, v. 575, n. 1, p. 271-284, 2007.

COVICH, A.P.; PALMER, M.A.; CROWL, T.A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling, **BioScience**, v. 49, n. 2, p. 119-127, 1999.

CROME, F.H.J. Australian waterfowl do not necessarily breed on a rising water level. **Australian Wildlife Research**, v. 13, n. 3, p. 461-480, 1986.

CROWE, A.; HAY, J. **Effects of fine sediment on river biota**. CAWTHRON, report. No. 951, New Zealand, 2004. 35 p.

CROWL, T.A.; MCDOWELL, W.H.; COVICH, A.P.; JOHNSON, S.R. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. *Ecology*, v. 82, n. 3, p. 775-783, 2001.

CULP, J.M.; WRONA, F.J.; DAVIES, R.W. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. **Canadian Journal of Zoology**, v. 64, p. 1345-1351, 1986.

CUMMINS, K.W.; KLUG, M.J. Feeding Ecology of Stream Invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, p. 147-172, 1979.

CUMMINS, K.W.; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 71-90, 2005.

CURRY, R.A.; MACNEILL, S. Population-level responses to sediment during early life in brook trout. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 1, p. 140-150, 2004.

DANGLES, O.; GUÉROLD, F. Linking shredders and leaf litter processing: insights from an acidic stream study. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 395-406, 2001.

DANGLES, O.; GUEROLD, F.; USSEGLIO-POLATERA, P. Role of transported particulate organic matter in the macroinvertebrate colonization of litter bags in streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 575-586, 2001.

DANGLES, O.; JONSSON, M.; Malmqvist, B. The importance of detritivore species diversity for maintaining stream ecosystem functioning following the invasion of a riparian plant. **Biological Invasions**, v. 4, p. 441-446, 2002.

DANGLES, O.; MALMQVIST, B.; LAUDON, H. Naturally acid freshwater ecosystems are diverse and functional evidence from boreal stream. **Oikos**, v. 104, p. 149-155, 2004.

DAVIES, S.P.; JACKSON, S.K. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. **Ecological Applications**, v. 16, p. 1251-1266, 2006.

DAVIS, J.C.; MINSHALL, G.W.; ROBINSON, C.T.; LANDRES, P. **Monitoring Wilderness Stream Ecosystems**. Odgen: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE, ROCKY MOUNTAIN RESEARCH STATION, 2001. 144 p. (General Technical Report RMRS-GTR-70).

DOBSON, M.; HILDREW, A.G. A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, n. 1, p. 69-77, 1992.

DOUGLAS, I.; SPENCER, T.; GREER, T.; BIDIN, K.; SINUN, W.; MENG, W.W. The impact of selective commercial logging on stream hydrology, chemistry and sediment loads in the Ulu Segama rain forest, Sabah, Malaysia. **Philosophical Transaction of Biological Sciences**, v. 335, n. 1275, p. 397-406, 1992.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345-366, 1997.

EGGERMONT, H.; VERSCHUREN, D. Impact of soil erosion in disturbed tributary drainages on the benthic invertebrate fauna of lake Tanganyika, East Africa. **Biological Conservation**, v. 109, p. 1-11, 2003.

ELLIS, M.M. Erosion silte as a factor in aquatic environmental. **Ecology**, v. 17, n. 1, p. 29-42, 1936.

ENGLAND, L.E.; ROSEMOND, A.D. Small reductions in forest cover weaken terrestrial aquatic linkages in headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 721-734, 2004.

EPLER, J.H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Revised edition. Tallahassee: FL Dept. Environmental Protection, 1995. 317 p.

EXTENCE, C. A. The effects of motorway construction on an urban stream. **Environmental Pollution**, v. 17, p. 245-252, 1978.

FAIL Jr., J.L.; HAINES, B.L.; TODD, R.L. Riparian forest communities and their role in nutrient conservation in an agricultural watershed. **American Journal of Alternative Agriculture**, v. 2, n. 3, p. 114-121, 1987.

FAIRCHILD, J.F.; BOYLE, T.; ENGLISH W.R.; RABENI, C. Effects of sediment and contaminated sediment on structural and functional components of experimental stream ecosystems. **Water, Air, and Soil Pollution**. V. 36, p. 271-293, 1987.

FIDELIS, L.S.; 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.

FITTKAU, E. On the ecology of rain-forest streams. **Atas do Simpósio sobre a Biota Amazônica**, v. 3, p. 97-108, 1957.

FITTKAU, E.J. Remarks on limnology of central-Amazon rain-forest streams. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 15, p. 1092-1096, 1964.

FITTKAU, E.J. On the ecology of Amazonian Rain Forest stream. In: SIMPÓSIO SOBRE A BIOTA AMAZÔNICA. **Livros de Resumos**. Manaus: INPA, 1967. P. 97-108.

FONSECA, A.C. Geoquímica dos Solos, In: GUERRA, A.J.T.; Da SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Eds.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p. 165-193.

FORMAN, R.T.T.; ALEXANDER, L.E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, p. 207-231, 1998.

FORSBERG, B.R. **Análise de sensibilidade ambiental, modelagem e previsão de impactos (Projeto PI-3)**. Brasília: FINEP, 2006. 22 p. (Relatório técnico FINEP).

FOSSATI, O.; WASSON, J.; HÉRY, C.; SALINAS, G.; MARÍN, R. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 151, p. 33-50, 2001.

FRANCOEUR, S.N.; BIGGS, J.F. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal. **Hydrobiologia**, v. 561, p. 59-69, 2006.

FRAZER, G.W.; CANHAM, C.D.; LERTZMAN, K.P. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0. Burnaby: Simon Fraser University & British Columbia and Institute of Ecosystem Studies, 1999.

FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 61, n. 1, p. 27-33, 2001.

FUKUI, D.; MURAKAMI, M.; NAKANO, S.; AOI, T. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 1252-1258, 2006.

FURCH, K.; JUNK, W.J. The chemical composition, food value, and decomposition of herbaceous plants, leaves and leaf litter of the floodplain forests. In: **The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System**, Berlin: Springer, 1997. p. 187-206.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, v.12, p. 498-510, 2002.

GILLESPIE, G.R. Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. **Biological Conservation**, v. 106, p. 141-150, 2002.

GOCH, Y. G.F. **Efeitos do assoreamento sobre as comunidades de peixes da bacia do rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil**. 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas. Manaus, 2007.

GONÇALVES Jr, J.F.; FRANÇA, J.F.; MEDEIROS, A.O.; ROSA, C.A.; CALLISTO, M. Leaf Breakdown in a Tropical Stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, n. 2, p. 164-177, 2006.

GONÇALVES Jr, J.F.; GRAÇA, M.A.S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 344-355, 2006.

GONÇALVES Jr, J.F.; GRAÇA, M.A.S.; CALLISTO, M. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1440-1451, 2007.

GOTELLI, N.J.; ELLISON, A.M. **A Primer of Ecological Statistics**. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. 1994. 479 p.

GOTTESFELD, A.S.; HASSAN, M.A.; TUNNICLIFFE, J.F.; POIRER, R.W. Sediment dispersion in salmon spawning streams: the influence of floods and salmon red construction. **Journal of the American Resources Association**, v. 40, n. 4, p. 1071-1086, 2004.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.G. **Rio Negro: rich life in poor water**. Netherland: SPB Academic, 1988. 200 p.

GRAHAM, A.A. Siltation of stone-surface periphyton in rivers by clay-sized particles from low concentrations in suspension. **Hydrobiologia**, v. 199, p. 107-115, 1990.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MCKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **Bioscience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GRUBBS, S.A.; JACOBSEN, R.E.; CUMMINS, K. W. Colonization by Chironomidae (Insecta, Diptera) on three distinct leaf substrates in an Appalachian mountain stream. **Annales de Limnologie**, v. 31, p 105-118, 1995.

HAGEN, E.M.; WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 330-343, 2006.

HAMADA, N.; COUCEIRO, S.R.M. An Key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.47, p. 477-480, 2003.

HAMILTON, J. D. The effects of sand-pit washings on a stream fauna. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**. v. 14, p. 434-439, 1961.

HAVERA, S.P. **Waterfowl of Illinois: status and management**. Illinois: Illinois Natural History Survey. v. 21, 1999. 628 p.

HENRY, R.; UIEDA, V.S.; AFONSO, A.A.O.; KIKUCHI, R.M. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 25, p. 1866-1870, 1994.

HENSCHEL, J.R.; MAHSBERG, D.; STUMPF, H. Allochthonous aquatic insects increase predation and decrease herbivory in river shore food webs. **Oikos**, v. 93, p. 429-438, 2001.

HERLIHY, A.L.; GERTH, W.J.; LI, J.; BANKS, J.L.L. Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 905-919, 2005.

HOLOMUZKI, J.R.; BIGGS, B.J.F. Sediment texture mediates high-flow effects on lotic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, p. 542-553, 2003.

HORNE, A.J.; GOLDMAN, C.R. The structure of aquatic ecosystems. In: HORNE, A.J.; GOLDMAN, C.R. (Eds.). **Limnology**. New York: McGraw-Hill, 1994. p. 14-26.

HURST, V.J. Visual estimation of iron in saprolite. **Geological Society of America Bulletin**, v. 88, p. 174-176, 1977.

IBGE. **Manual técnico em pedologia**. Manuais técnicos em geociências, v. 4, 2 Rio de Janeiro: IBGE, 2007. 326 p.

IRONS, J. G.; OSWOOD, M. W.; STOUT, R. J.; PRINGLE, C.M. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology**, v. 32, p. 401-411, 1994.

JONSSON, M.; DANGLES, O.; MALMQVIST, B.; GUÉROLD, F. Simulating species loss following perturbation: assessing the effects on process rates. **Proceedings of the Royal Society**. v. 269, p. 1047-1052, 2002.

JONSSON, M.; MALMQVIST, B. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. **Oikos**, v. 89, p. 519-523, 2000.

JONSSON, M.; MALMQVIST, B.; HOFFSTEN, P-O. Leaf litter breakdown rates in boreal streams: does shredder species richness matter? **Freshwater Biology**, v. 46, p. 161-171, 2001.

JOWETT, I. G.; RICHARDSON, J.; BIGGS, B.J.F.; HICKEY, C.W.; QUINN, J.M. Microhabitat preferences of benthic invertebrates, and the development of *Deleatidium* sp. Habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 25, p. 187-199, 1991.

KERR, S.J. **Silt, turbidity and suspended sediments in the aquatic environment: an annotated bibliography and literature review**. Ontario: Ministry of Natural Resources, Southern Region Science & Technology (Technical Report TR-008). 277 p. 1995.

KIFFNEY, P.M.; RICHARDSON, J.S.; BULL, J.P. Establishing light as a causal mechanism structuring stream communities in response to experimental manipulation of riparian buffer width. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 542-555, 2004.

KIROVSKY, A.L. **Comunidades de áreas naturais e impactadas por barragens e clareiras artificiais em igarapés da Amazônia Central, AM**. 1999. 331 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) INPA/UFAM, Manaus, 1999.

KLINGE, H. Bilanzierung um Hauptnährstoffen in Ökosystem trophischer Regenwald (Manaus), **Biogeographica**, v. 7, p. 59-77, 1976.

KOBAYASHI, S.; KAGAYA, T. Litter patch determine macroinvertebrate assemblages in pools of a headwater stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 1, p. 78-89, 2004.

KONISHI, M.; NAKANO, S.; IWATA, T. Trophic cascading effects of predatory fish on leaf litter processing in a Japanese stream. **Ecological Research**, v. 16, p. 415-422, 2001.

KREUTZWEISER, D.P.; CAPELL, S.S.; GOOD, K.P. Effects of fine sediment inputs from a logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in a Canadian headwater stream. **Aquatic Ecology**, v. 39, p. 55-66, 2005.

KULMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. Using *Chironomus* (Chironomidae: Diptera) mentum deformities in environmental assessment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 55-61, 2000.

LAKE, P.S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of North American Benthological Society**, v. 19, n. 4, p. 573-592, 2000.

LANDEIRO, V.L.; HAMADA, N.; MELO, A.S. Responses of aquatic invertebrate assemblages and leaf breakdown to macroconsumer exclusion in Amazonian "terra firme" streams. **Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie**, v. 172, n. 1, p. 49-58, 2008.

LARSEN, M.C.; PARKS, J.E. How wide is a road? The association of roads and mass-wasting disturbance in a forested montane environment. **Earth Surface Processes and Landforms**. v. 22, p. 835-848, 1997.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, v. 74, n. 6, p. 1659-1673, 1993.

LEMLY, A.D. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. **Hydrobiologia**, v. 87, p. 229-245, 1982.

LOWDERMILK, W.C. Accelerated erosion: its effects on soil and water resources. **The Scientific Monthly**, v. 41, n. 1, p. 19-28, 1935.

MADEJ, M.A. 2005. The role of organic matter in sediment budgets in forested terrain. In: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEDIMENT BUDGETS; Foz do Iguaçu: IAHS Public, 2005. p. 9-15.

MADEJ, M.A.; WILZBACH, M.; CUMMINS, K.; ELLIS, C.; HADDEN, S. The significance of suspended organic sediments to turbidity, sediment flux, and Fish-Feeding Behavior USDA Forest Service Gen. 2007. p. 383-385 (Technical Report. PSW-GTR-194).

MARTIN, T.E. Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: climate change impacts? **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 175-185, 2001.

MARTINS, S.V. **Recuperação de matas ciliares**. Aprenda Fácil Editora: Viçosa. 2001, 130 p.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 3, p. 384-396, 2002.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Glendeden Beach: MjM Software. 2006. 1 cd.

MEADE, R.H. Suspended sediment in the Amazon river and its tributaries in Brazil during 1982-84. **United States Geologic Survey**, v.85, n. 492, p. 1-39, 1985.

MEGAHAN, W.F.; KETCHESON, G.L. Predicting downslope travel of granitic sediments from forest roads in Idaho. **Water Resources Bulletin**, v. 32, n. 2, p. 371-382, 1996.

MENDONÇA, F.P.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonian. **Copeia**, v. 4, p. 750-763, 2005.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; GAUDET, J.P.; GERINO, M.; DESROSIERS, G.; JOSE, J.; CHÂTELLIERS, M.C.D. Relative influence of bioturbation and predation on organic matter processing in river sediments: a microcosm experiment. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 895-912, 2004.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. Trophic Relations of Macroinvertebrates In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds.). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press, 1996. p. 453-474.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B. **An introduction to the aquatic insects of the North America**. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Destespany. 2008. 1214 p.

MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. Estudos no sentido de entender os efeitos do assoreamento sobre a fauna aquática tem sido desenvolvidos, porém sobre os processos de sistemas

aquáticos, somente existem especulações. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 201-214, 2004.

MOREIRA, S.; ZUANON, J. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofilico do rio Araguaia, Estado do Tocantins, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 32, n. 4, p. 691-705, 2002.

MORETTI, M.S.; GONÇALVES Jr., J.F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates Colonization on Native Tree Leaves in a Neotropical Stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 2, p. 199-210, 2007.

MOTTA R.L.; UIEDA V.S. Food web structure in a tropical stream ecosystem. **Austral Ecology**, v. 30, p. 58-73, 2005.

MOULTON, T.P.; MAGALHÃES, S.A.P. Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic rain forest, Rio de Janeiro, Brazil – A test of biodiversity-ecosystem functioning relationship? **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 87-95, 2003.

MOULTON, T.P.; SOUZA, M.L.; SILVEIRA, R.M.L.; KRSULOVIC, F.A.M. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 4, p. 868-881, 2004.

MUNSELL COLOR COMPANY. **Munsell soil color charts**. Baltimore: Munsell Co. 1975.

MURPHY, J.F.; GILLER, P.S.; HORAN, M.A. Spatial scale and the aggregation of stream macroinvertebrates associated with leaf packs. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 325-337, 1998.

NESSIMIAN, J.L.; DORVILLÉ, L.F.M.; SANSEVERINO, A.M.; BAPTISTA, D.F. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in lower Rio Negro, Amazonas, Brazil. **Amazoniana**, v. 15, n. 1-2, p. 35-50, 1998.

NOBERG, J. Linking Nature's services to ecosystems: some general ecological. **Ecological Economics**, v. 29, p. 183-202, 1999.

OLANDER, H.; KORHOLA, A.; BLOM, T. Surface sediment Chironomidae (Insecta: Diptera) distributions along an ecotonal transect in subarctic Fennoscandia: developing a tool for palaeotemperature reconstructions. **Journal of Paleolimnology**, v.18, p. 45-59, 1997.

OLSEN, D.A.; TOWNSEND. C.R. Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 839-853, 2005.

OLSON, J.S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

PALMER, M.A.; COVICH, A.P.; LAKE, S.; BIRO, P.; BROOKS, J.J.; COTE, J.; DAHN, C.; GILBERT, J.; GOEDKOPP, W.; MARTENS, K.; VERHOEVEN, J.; VAN DEN BUND, W. Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potencial drivers of biodiversity and ecological processes. **BioScience**, v. 50, n. 12, p. 1063-1075, 2000.

- PASCOAL, C.; CÁSSIO, F.; MARCOTEGUI, A.; SANZ, B; GOMES, P. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. **Journal of the American Benthological Society**, v. 24, n. 4, p284-797, 2005.
- PAUL, M.J.; MEYER, J.L.; COUCH, C.A. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1684-1695. 2006.
- PEDERSEN, E.R; PERKINS, M.A. The use of benthic macroinvertebrate data for evaluating impacts of urban runoff. **Hydrobiologia**, v.139, p. 13-22, 1986.
- PELL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; McMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- PEREIRA, D.L.V.; MELO, A.L.; HAMADA, N. Chaves de Identificação para Famílias e Gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 210-228, 2007.
- 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, p. 181-204, 2005.
- PESSOA, F.H.C. **Análises dos solos de Urucu para fins de uso rodoviário**. 2004 151 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Universidade de Brasília/Faculdade de Tecnologia. Brasília, 2004.
- PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 4, p. 343-368, 1974.
- PHILLIPS, J.D. Pre- and Post-colonial sediment sources and storage in the lower Neuse basin, North Carolina. **Physical Geography**, v. 14, p. 272-284, 1993.
- PHILLIPS, J.D.; MARION, D.A. Residence times of alluvium in an east Texas stream as indicated by sediment color. *Catena*, v. 45, p. 49-71. 2001.
- PINTO, T.L.F.; UIEDA, V.S. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 19, n. 1, p. 67-78. 2007.
- PIZELLA, D.G.; SOUZA, M.P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 12, n. 2, p. 139-148. 2007.
- POWER, M.E.; RAINEY, W.E. Food webs and resource sheds: towards spatially delimiting trophic interactions. In: HUTCHINGS, M.J.; JOHN, E.A.; STEWART, A.J.A. (Eds.). **The ecological consequences of habitat heterogeneity**. Oxford. Blackwell Science, 2000. p. 291-314.

PRINGLE, C.M. Effects of water and substratum nutrient supplies on lotic periphyton growth: an integrated bioassay. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 44, p. 619-629, 1987.

PRINGLE, C.M.; HEMPHILL, N.; MCDOWELL, W.H.; BEDNAREK, A.; MARCH, J.G. Linking species and ecosystems: different biotic assemblages cause inter-stream differences in organic matter. **Ecology**, v. 80, n. 6, p. 1860-1872, 1999.

RADAM. Programa de Integração Nacional. Levantamentos de Recursos Naturais. **Projeto – DBPM**. Manaus: Ministério das Minas e Energia. V.18, 1978. 626 p.

RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C.M. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 17, n. 4, p. 443-463, 1998.

REICE S.R. Environmental patchiness and the breakdown of leaf litter in a woodland stream. **Ecology**, v. 55, p. 1271-1282, 1974.

RELYEA, C.D.; MINSHALL, G.D.; DANEHY, R.J. Stream insects as bioindicators of fine sediment. In: PROCEEDINGS WATERSHED 2000, Vancouver: **Water Environment Federation Specialty Conference**, 2000. 1-23 p.

RIBEIRO, J.E.L.S, HOPKINS, M.J.G.; VICENTINI, A.; SOTHERS, C.A.; COSTA, M.A.S.; BRITO, J.M.; SOUZA, M.A.D.; MARTINS, L.H.P.; LOHMANN, L.G.; ASSUNÇÃO, P.A.C.L.; PEREIRA, E.C.; SILVA, C.F.; MESQUITA, M.R.; PROCÓPIO, L.C. **Flora da Reserva Ducke**: Guia de Identificação das Plantas Vasculares de uma Floresta de Terra-firme na Amazônia Central. Manaus: INPA, 1999, 793 p.

RICHARDSON, J.S. Seasonal food limitation of detritivorous insects in a montane stream: an experimental test. **Ecology**, v. 72, p. 873-887, 1991.

ROSEMOND, A.D.; PRINGLE, C.M.; RAMÍREZ, A. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 515-523, 1998.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1992. 504 p.

ROSENBERG, D.M.; WIENS, A.P. Effects of sediment addition on macroinvertebrates in a northern Canadian river. **Water Research**, v. 12, p. 753-761, 1978.

ROYER, T.V.; MINSHALL, G.W. Controls on leaf processing in streams from spatial scaling and hierarchical perspectives. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, p. 352-358. 2003.

ROYER, T.V.; MINSHALL, G.W. Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 603-610, 2001.

RUEDA-DELGADO, G.; WANTZEN, K.M.; TOLOSA, M.B. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 1, p. 233-249, 2006.

RUPPERT, E.E.; BARNES, R.D. Zoologia dos Invertebrados. 6ª ed. São Paulo: Editora Roca, 1996. 1029 p.

RYAN, P.A. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 25, p. 207-221, 1991.

RYDER, G.I. **Experimental studies on the effects of fine sediments on lotic invertebrates**. 1989. 216 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade de Otago, Otago, 1989.

SALLES, F.F. **A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade**. 2006. 200 f. Tese (Doutorado em Entomologia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

SCHLOSSER, I.J.; KARR, J.R. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during base flow. **Water Resource Bulletin**, v. 17, n. 2, p. 233-240, 1981.

SHAW, E. A.L.; RICHARDSON, J.S. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, p. 2213-2221, 2001.

SHIBATA, H.; PETRONE, K.C.; HINZMAN, L.D.; BOONE, R.D. Effect of fire on dissolved organic carbon and inorganic solutes in spruce forest in the permafrost region of interior Alaska. **Soil Science and Plant Nutrition**, v.49, n. 1, p. 25-29, 2003.

SHIBATA, H.; WARA, O.S.; TOYOSHIMA, H.; WONDZELL, S.M.; NAKAMURA, F.; KASAHARA, T.; SWANSON, F.J.; SASA, K. Nitrogen dynamics in the hyporheic zone of a forested stream during a small storm, Hokkaido, Japan. **Biogeochemistry**, v. 69, n. 1, p. 83-104, 2004.

SHORT, R.A.; CANTON, S.P; WARD, J.V. Detrital processing and associated macroinvertebrates in a Colorado mountain stream. **Ecology**, v.61, n.4, p.727-732, 1980.

SILVEIRA, M.P.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 623-632, 2006.

SMITH, J.; SAMWAYS, M.J.; TAYLOR, S. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. v. 16, n. 9. 1572-9710, 2007.

SOLTANI, A.; SCHOWE, L.; KOENIG, K.; LLOYD, J.; MELTZER, D. New Pipelines Threaten Intact Amazon Rainforests in Brazil. **Amazon Watch**, v. 12, p. 1-12, 2001.

SOUTHGATE, D.; HITZHUSEN, F.; MACGREGOR, R. Remedying third world soil erosion Problems. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 66, n. 5, p. 879-884, 1984.

SOUTHGATE, D.; MACKE, R. The downstream benefits of soil conservation in third world hydroelectric watersheds. **Land Economics**, v. 65, n. 1, p. 38-48, 1989.

SPARKS, R. E. The role of contaminants in the decline of the Illinois River: implications for the Upper Mississippi. In: WIENER, J.G., ANDERSON R.V.; McCONVILLE, D.R (Eds.). ANNUAL MEETING OF THE MISSISSIPPI RIVER RESEARCH CONSORTIUM. **Proceedings**... Stoneham: Butterworth Publishers, 1984. p. 25-66.

SPIES, M.R.; FROELICH, C.G; KOTZIAN, C.B. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia** (Série Zoológica), v. 96 n. 4, p. 389-398, 2006.

SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F. Influences of land use on leaf breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. **Journal of the North American Benthological Society**, 2001, v. 20, n. 1, p. 44-59, 2001.

STATSOFT Inc. Statistica (data analysis software system), version 7. Cd. 1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com), 2004.

STEVEN, N.; FRANCOEUR, S.N.; BIGGS, B.J.F. 2006. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. **Hydrobiologia**, v. 561, p. 59-69, 2006.

STHALER, A.N. Hypsometric (area – altitude) analysis of erosional topography. **Geological Society of American Bulletin**. V. 63, p. 1117-1142, 1952.

STOUT, R. J. Effects of condensed tannins on leaf processing in mid-latitude and tropical streams: a theoretical approach. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 46, p. 1097-1106, 1989.

STRAND, R.M.; MERRITT, R.W. Effects of episodic sedimentation on the net-spinning caddisflies *Hydropsyche betteni* and *Ceratopsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae). **Environmental Pollution**, v. 98, p. 129-134, 1997.

SUGDEN, B.D.; WOODS, S.W. Sediment production from forest roads in western. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 193-206. 2007.

SUREN, M.A.; JOWETT, I.G. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, p. 725-737, 2001.

SUTHERLAND, A.B.; MEYER, J.L.; GARDINER, E.P. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1791-1805, 2002.

SYLVESTRE, S.; BAILEY, R.C. Ecology of leaf pack macroinvertebrate communities in streams of the Fraser River Basin, British Columbia. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 1 094-1104, 2005.

TODD A.; CROWL, T.A.; MCDOWELL, W.H.; COVICH, A.P.; JOHNSON, S.L. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. **Ecology**, v. 82, n. 3, p. 775-783, 2001.

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

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Choctawhatchee-Pea River Basin Cooperative Study, Alabama and Florida**. Auburn: Reconnaissance Water Resources Planning Staff, 1993. 199 p. (Report).

USEPA, **The Quality of our nations water**: a summary of the 1988. National water quality inventory. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 1990. 27 p. (Report 440/4-90-005).

USEPA. **Stressor identification guidance document**. Washington: U. S. Environmental Protection Agency, 2000. 228 p. (Report EPA-822-B-00-025).

Van de BUND, W.J.; GOEDKOOP, W.; JOHNSON, R.K. Effects of deposit-feeder activity on bacterial production and abundance in profundal lake sediment. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 13, p. 532-539, 1994.

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, p. 130-137, 1980.

VASCONCELOS, M.C.; MELO, A.S. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 321-329, 2008.

WAGENER, S.M.; LAPERRIERE, J.D. Effects of placer miner on the invertebrate communities of interior Alaska streams. **Freshwater Invertebrate Biology**, v. 4, p. 208-214, 1985.

WALKER, I. Amazonian streams and small river. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brasil**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1995. p. 167-193.

WALKER, I. Ecologia e biologia dos igapós e riachos. **Ciência Hoje**, v. 11, n. 64, p. 46-52, 1990.

WALKER, I. The Biology of streams as part of Amazonian Forest Ecology. **Experientia**, v. 43, p. 279-287, 1991.

WALLACE, J.B.; WEBSTER, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**, v. 41, p. 115-139, 1996.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. **Ecological Monographs**, v. 69, n. 4, p. 409-442, 1999.

WALTERS, D.M.; LEIGH, D.S.; BEARDEN, A.B. Urbanization, sedimentation, and the homogenizations of fish assemblages in the Etowah river basin, USA. **Hydrobiologia**, v. 515, p. 91-106, 2003.

WANG, F.; TESSIER, A.; LANDIS, H. Oxygen measurements in the burrows of freshwater insects. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 317-327, 2001.

WANTZEN, K.M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrate shredders: A neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 216-232, 2006.

WATERS, T.F. **Sediment in streams: sources, biological effects and control**. Bethesda: American Fisheries Society Monograph 7, 1995. 252 p.

WEBSTER, J.R. The role of benthic macroinvertebrates in detritus dynamics of streams: a computer simulation. **Ecological Monographs**, v. 53, p. 383-404, 1983.

WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 567-594, 1986.

WHILES, M.R.; DODDS, W.H. Relationships between stream size, suspended particles, and filter-feeding macroinvertebrates in a great plains drainage network. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1589-1600, 2002.

WILSON, K.P.; SHANNON, J.P.; BLINN, D.W. Effects of suspended sediment on biomass and cell morphology of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Colorado river, Arizona. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 35-41, 1999.

WOODCOCK, T.S.; HURYN, A.D. Leaf litter processing and invertebrate assemblages along a pollution gradient in a Maine (USA) headwater stream. **Environmental Pollution**, v. 134, p. 363-375, 2005.

ZANETELL, B.A.; PECKARSKY, B.L. Stoneflies as ecological engineers – hungry predators reduce fine sediments in stream beds. **Freshwater Biology**, v. 36, p. 569-577, 1996.

ZAR, J.H. 1996. **Biostatistical analyses**. New Jersey: Prentice Hall, 662 p.

ZUANON, J.; BOCKMANN, F.A.; SAZIMA, I. A remarkable sand-dwelling fish assemblage from central Amazonia, with comments on the evolution of psammophily in South American freshwater fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 107-118, 2006.

ZUELLIG, R.E.; KONDRATIEFF, B.C.; RHODES, H.A. Benthos recovery after an episodic sediment release into a Colorado Rocky Mountain River. **Western North American Naturalist** v. 62, p.59-72, 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, n. 4, p. 643-657, 2001.

## APÊNDICES

Apêndice A – Equipamentos eletro-eletrônicos utilizados no estudo.

---

Balança – Metter Toledo, modelo PB-303, precisão de 0,001 g
Balança analítica – Sartorius, modelo MC1 RC210P, precisão de 0,00001 g.
Bomba a vácuo – Gast, modelo POA-PI04-AA
Fluxômetro – General Oceans, modelo 2030
Estufa – Olidef, modelo CZ
Filtro de fibra de vidro – Watman, GF/C 47 MM
GPS – marca Garmin, modelo etrex
Máquina fotográfica – Nikon, modelo Coolpix 950, com lente angular 8 mm
Microscópio – Zeiss, modelo Stemi 2000
Mufla – Carbolite (0 - 1000°C)
Oxímetro – Oakton, modelo DO 110
Potenciômetro/conduvívímetro – Oakton, modelo pH/com 10 meter

---

Apêndice B – Valores das variáveis abióticas dos igarapés amostrados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari-AM). Nota : I = impactado, NI = não impactado, Cod. = código, Loc. = Localização, OD = oxigênio dissolvido, Temp. = temperatura, Larg. = largura, Ab. Dossel = abertura do dossel, Prof. = profundidade, Vel. Velocidade, SIS = sedimento inorgânico em suspensão, SOS = sedimento orgânico em suspensão, IA = índice de assoreamento, ICS = índice de cor do sedimento inorgânicos em suspensão, EP = erro padrão.

Condição	Cód.	Loc.	Cond. ( $\mu\text{S/cm}$ )	OD ( $\text{Hg/L}$ )	pH	Temp. ( $^{\circ}\text{C}$ )	Larg. (m)	Ab. dossel (%)	Prof. (m)	Vel. (m/s)	SIS (g/L)	SOS (g/L)	IA (g/L)	ICS
Impactado (I)	1	19,91	15,98	6,58	5,99	25,38	1,52	16,45	0,15	0,002	0,0398	0,0082	1096,26	11,30
	2	0,50	6,81	6,85	5,55	25,00	4,28	9,05	0,82	0,012	0,0151	0,0050	934,69	10,90
	3	11,98	10,12	6,04	5,10	25,08	4,48	27,87	0,99	0,011	0,0161	0,0051	555,92	14,90
	4	0,35	8,46	6,16	5,23	24,88	3,71	26,21	0,73	0,018	0,0132	0,0045	507,28	13,20
	5	0,33	8,15	6,30	5,34	25,23	2,29	13,42	0,37	0,013	0,0285	0,0073	890,21	14,10
	6	0,08	10,26	5,65	5,85	25,06	6,13	10,97	1,22	0,009	0,0319	0,0065	839,38	13,00
	7	-0,07	8,17	5,84	5,62	24,82	4,97	19,25	0,68	0,014	0,0061	0,0045	627,39	23,60
	8	-10,51	13,62	5,94	6,04	24,82	6,92	41,30	1,46	0,002	0,0147	0,0056	955,32	10,00
	9	-0,74	13,83	5,90	5,79	25,63	2,47	11,60	0,47	0,008	0,0148	0,0051	731,78	10,30
	10	-14,15	7,14	6,10	5,73	24,79	2,61	11,71	0,47	0,006	0,0079	0,0048	707,82	12,80
<b>I Média (EP)</b>			<b>10,25</b> <b>(<math>\pm 1,00</math>)</b>	<b>6,14</b> <b>(<math>\pm 0,11</math>)</b>	<b>5,62</b> <b>(<math>\pm 0,10</math>)</b>	<b>25,07</b> <b>(<math>\pm 0,09</math>)</b>	<b>3,94</b> <b>(<math>\pm 0,55</math>)</b>	<b>18,78</b> <b>(<math>\pm 3,23</math>)</b>	<b>0,74</b> <b>(<math>\pm 0,13</math>)</b>	<b>0,009</b> <b>(<math>\pm 0,002</math>)</b>	<b>0,0188</b> <b>(<math>\pm 0,0035</math>)</b>	<b>0,0057</b> <b>(<math>\pm 0,0004</math>)</b>	<b>784,60</b> <b>(<math>\pm 60,14</math>)</b>	<b>13,41</b> <b>(<math>\pm 1,24</math>)</b>
Não impactado (NI)	11	0,65	8,66	5,26	5,45	24,73	2,28	11,45	0,24	0,003	0,0187	0,0074	357,84	21,30
	12	0,62	7,67	6,50	5,41	24,99	1,00	7,85	0,26	0,004	0,0085	0,0055	222,79	25,80
	13	0,65	6,92	6,56	5,42	25,18	0,65	11,25	0,22	0,005	0,0105	0,0066	472,06	33,80
	14	10,16	5,80	6,38	5,37	25,30	4,12	16,19	0,95	0,009	0,0139	0,0059	1164,13	28,80
	15	13,05	8,22	5,31	5,44	25,32	1,26	8,85	0,30	0,002	0,0146	0,0044	653,51	21,90
	16	-21,12	7,17	5,85	5,03	24,77	2,00	9,03	0,46	0,008	0,0107	0,0047	932,70	48,90
	17	-21,06	5,01	6,81	5,30	25,09	5,94	13,16	1,21	0,028	0,0065	0,0034	732,11	34,80
	18	-13,56	6,46	6,05	5,12	24,98	2,77	7,96	0,75	0,004	0,0088	0,0029	1109,95	56,70
	19	14,60	12,28	3,58	4,60	25,23	3,74		0,78	0,004	0,0040	0,0034	300,89	73,30
<b>NI Média (EP)</b>			<b>7,58</b> <b>(<math>\pm 0,70</math>)</b>	<b>5,81</b> <b>(<math>\pm 0,33</math>)</b>	<b>5,24</b> <b>(<math>\pm 0,09</math>)</b>	<b>25,07</b> <b>(<math>\pm 0,07</math>)</b>	<b>2,64</b> <b>(<math>\pm 0,57</math>)</b>	<b>10,71</b> <b>(<math>\pm 1,03</math>)</b>	<b>0,58</b> <b>(<math>\pm 0,12</math>)</b>	<b>0,007</b> <b>(<math>\pm 0,003</math>)</b>	<b>0,0107</b> <b>(<math>\pm 0,0015</math>)</b>	<b>0,0049</b> <b>(<math>\pm 0,0005</math>)</b>	<b>660,66</b> <b>(<math>\pm 116,84</math>)</b>	<b>34,00</b> <b>(<math>\pm 5,91</math>)</b>
<b>I:NI</b>			<b>1:1</b>	<b>1:1</b>	<b>1:1</b>	<b>1:1</b>	<b>2:1</b>	<b>2:1</b>	<b>1:1</b>	<b>1:1</b>	<b>2:1</b>	<b>1:1</b>	<b>1:1</b>	<b>1:2</b>

Apêndice C – Valores das variáveis bióticas dos igarapés amostrados na Base de Operações Geólogo Pedro Moura (Coari–AM).

Condição	Código	Densidade (#/m <sup>2</sup> )	Riqueza	NMS I (densidade)	NMS II (densidade)	NMDS I (presença-ausência)	NMDS II (presença-ausência)
Impactado	1	8,23	18	1,95	-0,73	1,83	-2,05
	2	10,18	22	1,47	-0,73	0,28	-1,67
	3	53,66	44	0,47	-0,14	0,42	0,16
	4	19,21	37	0,83	-0,72	-0,44	-0,60
	5	14,16	36	1,00	-0,81	0,18	-0,63
	6	35,41	49	0,28	-0,26	-0,01	0,08
	7	152,54	51	-0,23	-0,07	-0,31	0,14
	8	119,03	51	-0,15	0,02	-0,29	0,04
	9	40,63	47	0,26	-0,53	-0,26	-0,23
	10	84,27	54	-0,30	-0,24	-0,50	0,18
<b>Impactado média (EP)</b>		<b>53,73 (±1,70)</b>	<b>40,90(±3,96)</b>				
Não impactado	11	277,83	68	-0,81	0,62	-0,29	0,53
	12	403,52	67	-0,87	0,61	-0,32	0,46
	13	124,04	54	-0,22	0,67	0,05	0,73
	14	159,56	63	-0,73	0,09	-0,43	0,26
	15	156,56	66	-0,56	0,51	-0,15	0,39
	16	439,60	73	-1,19	0,55	-0,52	0,66
	17	269,62	64	-1,08	0,10	-0,41	0,24
	18	137,79	65	-0,69	0,31	-0,53	0,41
	19	132,38	24	0,56	0,74	1,71	0,91
<b>Não impactado média (EP)</b>		<b>233,43 (±40,38)</b>	<b>60,44 (±4,86)</b>				
<b>Impactado: Não impactado</b>		<b>1:4</b>	<b>1:1,5</b>				