UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NUCLEO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DESENVOLVIMENTO RURAL
EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - AMAZÔNIA ORIENTAL
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA ANIMAL

ALLAN JAMESSON SILVA DE JESUS

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO MÉDIO RIO XINGU, ALTAMIRA - PA

BELÉM
2008

ALLAN JAMESSON SILVA DE JESUS

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO MÉDIO RIO XINGU, ALTAMIRA - PA

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciência Animal da Universidade Federal do Pará, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Amazônia Oriental e da Universidade Federal Rural da Amazônia, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência Animal. Área de concentração: Produção Animal.
Orientador: Prof. Dr. Mauricio Camargo

Belém
2008

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) –
Biblioteca Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural / UFPA, Belém-PA

Jesus, Allan Jamesson Silva de

Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos do médio Rio Xingu, Altamira - PA / Allan Jamesson Silva de Jesus; orientador, Mauricio Camargo – 2008.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural, Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, Belém, 2008.

1.Inseto aquático – Xingu, Rio (PA). 2. Ecologia aquática- Xingu, Rio (PA). I. Título.

CDD – 22.ed. 595.7

ALLAN JAMESSON SILVA DE JESUS

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO MÉDIO RIO XINGU, ALTAMIRA - PA

Data: 29 / 08 / 2008

Banca Examinadora:

Mauricio Camargo
Doutor – UFPA
Presidente da banca

Ana Harada
Doutora – MPEG
Membro titular

Marcus Emanuel B. Fernandes
Doutor – UFPa – Campus Bragança
Membro titular

RESUMO

O presente estudo objetivou avaliar a estrutura da assembléia de macroinvertebrados bentônicos no médio rio Xingu, estimando a produção secundária anual. Dois ambientes no setor do médio rio Xingu foram estudados, um lêntico (lago da Ilha Grande) e o canal principal. No lago foram realizadas coletas nos habitats marginal e profundo, utilizando amostrador tipo core e uma draga Ekiman-Birge; já nos habitats de corredeira e remanso no canal principal, os organismos foram coletados com uma rede tipo surber e core. As coletas ocorerram durante 12 meses abrangendo o período de cheia (janeiro a maio) e da seca (junho a dezembro) local. Foram coletados um total de 23.432 indivíduos da macrofauna bentônica, referentes a 43 táxons, 8 classes e 4 filos. Os insetos e gastrópodes corresponderam, respectivamente, a 47% e 36% do total de exemplares capturados. A maior diversidade de táxons foi registrada para os ambientes de corredeiras. O ambiente de remanso do rio por sua vez foi muito similar em riqueza de espécies, ao ambiente marginal do lago. A densidade média no período de seca foi de 1.605,75 ind.m^{-2}, e no período da cheia de 894,43 ind.m^{-2}. Leptophlebiidae, Hydropsychidae e Chironomidae, com 29,0%, 21,4% e 13,1%, respectivamente contribuíram com a maior abundância no ambiente de rio. Já para o lago, os Chironomidae (34,6%) Oligochaeta (23,2%), Chaoboridade (14,7%) e Nematoda (14,5%) contribuíram com a maior proporção da densidade. As diferenças encontradas nas assembléias de macroinvertebrados entre habitats foram relacionadas a diferenças de oxigênio dissolvido e nutrientes. Os ambientes de corredeira foram os mais diferenciados de todos os habitats estudados.

Palavras-chave: Macroinvertebrados bentônicos. Rio Xingu. Bioindicadores. Produção secundária. Ecologia trófica.

ABSTRACT

The arm of this study was to avaluate the structure of the Benthic Macroinvertebrate assemblage an annual cycle in the Xingu River system, Brazil, measuring the annual secondary production. Two environments were studied in the middle Xingu River: the main channel and an insular lake. In the Lake were investigate the marginal and deeper habitats, with an Ekman-Birge grab. The habitats studied in the main channel were the rapids and the low flowing waters, with a surber net and corer. Were collected 23,432 macrobenthic orgamisms of 43 taxa, 8 classes and 4 phyla. The insects and gastropods compose the 47% and 36% of the total individuals collected, respectively. Rapids show the main taxa diversity. The fluvial low flowing and the marginal lake environments were very similar in species number. The mean density during the low waters was 1,605.75 ind.m^{-2}, and during the flooding season was 894.43 ind.m^{-2}. Leptophlebiidae, Hydropsychidae and Chironomidae were, respectively, the most relative abundants in the River with 29,0%, 21,4% and 13,07%. However, in the Lake Chironomidae (34,6%), Oligochaeta (23,2%), Chaoboridade (14,7%) and Nematoda (14,5%) were the most relative abundants. The macroinvertebrate assemblages differences between habitats were related with oxygen deficit in the waters and nutrients dissolved. The rapids were the more dissimilar habitat between all studied.

Keywords: Benthic Macroinvertebrate. Xingu River. Bioindicators. Secondary Production. Trophic Ecology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa do rio Xingu localizando os locais de coleta, de agosto/06 a julho/07. 16

Figura 2. Riqueza de táxons de macroinvertebrados nos ambientes de canal (corredeira e remanso) e do lago (margem e profundo).....24

Figura 3. Dendrograma de similaridade entre habitats, com base na densidade de macroinvertebrados.....25

Figura 4. Riqueza de táxons para os habitats amostrados no médio rio Xingu, na variação anual. 27

Figura 5. Densidade total e intervalo de confiança dos táxons para os habitats no médio rio Xingu. 28

Figura 6. Densidade relativa dos táxons para os ambientes de rio (A) e lago (B) no médio rio Xingu. 28

Figura 7. Ordenação MDS dos ambientes estudados no médio rio Xingu, com base na densidade relativa dos macroinvertebrados bentônicos.....29

Figura 8. Variação da biomassa dos táxons mais abundantes no lago da Ilha Grande (A) e no canal do rio Xingu (B), durante agosto 2006 a julho de 2007. 30

Figura 9. Proporção de cada uma das guildas tróficas em relação ao número de táxons para os habitats estudados no médio rio Xingu. 31

Figura 10. Porcentagem em relação à biomassa de das guildas tróficas nos ambientes de rio (A) e lago (B).....32

Figura 11. Ordenação - MDS com dados de biomassa em peso seco ($g.m^{-2}$) dos grupos tróficos funcionais.....32

Figura 12. Biomassa das guildas tróficas dos macroinvertebrados nos períodos de seca e chuva. 34

Figura 13. Histograma do ciclo de vida da família Polymitarcyidae no médio rio Xingu, agosto 2006 - julho 2007.....36

Figura 14. Estimativas da biomassa (B) e produção por biomassa (P/B) das guildas tróficas do lago da Ilha Grande - médio rio Xingu. 38

Figura 15. Estimativas da biomassa (B) e produção por biomassa (P/B) das guildas tróficas do canal principal do médio rio Xingu. 38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Densidade relativa e absoluta dos grupos taxonômicos registrados para o médio rio Xingu no ciclo de um ano. 23

Tabela 2: Índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e Pelou (J') para o médio rio Xingu. 24

Tabela 3: Resumo da análise de SIMPER para os grupos identificados pela análise de agrupamento. 26

Tabela 4: Biomassa média por ambiente para as diferentes guildas tróficas. 31

Tabela 5: Resumo da ANOSIM nas comparações entre habitats utilizando guildas tróficas.....33

Tabela 6: Taxa P/B encontrados na literatura para alguns táxons de macroinvertebrados coletados no médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007.....35

Tabela 7: Estimativa da produção secundária anual, para a família Polymitarcyidae, em habitats de corredeiras no médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007. 37

Tabela 8: Biomassa e produção secundária das guildas tróficas para os ambientes de lago e rio do médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007, em cada período sazonal. 37

Tabela 9: Estimativas de densidade e biomassa para ambientes Amazônicos. 41

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 8

2 OBJETIVOS 10
2.1 OBJETIVO GERAL 10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 10

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 11
3.1 DIVERSIDADE E ASPECTOS ECOLÓGICOS 11
3.2 FERRAMENTA PARA O BIOMONITORAMENTO 12
3.3 ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO SECUNDÁRIA 14

4 MATERIAL E MÉTODOS 16
4.1 ÁREA DE ESTUDO 16
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS HABITATS 17
4.3 COLETA DE DADOS 17
4.3.1 Macroinvertebrados bentônicos 17
4.4 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS 18
4.5 GRUPOS FUNCIONAIS 19
4.6 ANÁLISE DOS DADOS 20
4.7 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA 20

5 RESULTADOS 22
5.1 DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA 22
5.2 DENSIDADE 27
5.3 BIOMASSA 29
5.4 GUILDAS TRÓFICAS 30
5.4.1 Distribuição espacial 32
5.5 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA 34

6 DISCUSSÃO 39
6.1 GRUPOS INDICADORES 42
6.2 GUILDAS TRÓFICAS 43
6.3 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA 43

7 CONCLUSÕES 45

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 48

1 INTRODUÇÃO

Em decorrência de várias ações antrópicas, os ecossistemas aquáticos vêm sendo alterados em alguns casos com grandes impactos ambientais. Rios, córregos, lagos e reservatórios têm sido fortemente modificados devido ao aumento desordenado de atividades humanas (McALLISTER et al., 1997). A degradação na qualidade da água pode ser avaliada por análises físico-químicas ou por indicadores biológicos. A associação entre as variáveis ambientais e biológicas possibilita uma caracterização mais completa, para o manejo dos recursos hídricos (CALLISTO et al., 2004; POMPEU et al., 2004).

Estudos da história natural assim como dos fatores que tem determinado a atual estruturação das assembléias de organismos aquáticos, no presente tomam um importante papel ao identificar possíveis padrões de associação dos grupos e de sua atual distribuição espacial nas diferentes escalas ecológicas. Uma vez detectados alguns padrões de ocorrência dos organismos, uma segunda abordagem consiste em descobrir os processos determinantes que conduziram à atual distribuição dos organismos.

A primeira abordagem pode ser resolvida com estudos ecológicos, em especial os que relacionam as variáveis ambientais com as abundâncias de alguns grupos de organismos. Os estudos da dinâmica de populações também tomam grande importância em especial quando se trata de identificar as possíveis mudanças nos tamanhos das mesmas em função de alterações do habitat.

A ecologia de comunidades tenta então identificar estes padrões principalmente através do uso de técnicas adequadas para a coleta, e as análises de dados. A coleta de informações biológicas, acompanhadas de dados ambientais na variação espacial e sazonal são metodologias mais usualmente utilizadas para tentar identificar os padrões espaciais. Desta forma, com uso de técnicas de análises multivariadas se pode associar a ocorrência dos grupos de organismos e sua interrelação com algum ou alguns parâmetros ambientais.

Neste contexto, o presente estudo objetiva listar os macroinvertebrados aquáticos dos ambientes de lago e do canal principal durante 12 meses, e por estimativas das abundâncias relativas identificar o uso do espaço pelos mesmos.

Por sua vez, com uma categorização fundamentada em informações secundárias do habitat e dos hábitos dos organismos, definir os grupos funcionais que conformam em função dos possíveis habitats disponíveis em ambientes aquáticos de um trecho do médio rio Xingu.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Conhecer a diversidade de macroinvertebrados de ambientes de lago e do canal principal do médio rio Xingu, e identificar os grupos funcionais mais representativos para construir um compartimento do sistema aquático.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

A. Listar a fauna de macroinvertebrados de um ambiente de lago e um trecho do canal principal do médio rio Xingu;

B. Calcular a densidade, riqueza, diversidade, equitabilidade e grau de similaridade entre os organismos registrados para os ambientes estudados.

C. Definir grupos funcionais com base na categorização trófica dos macroinvertebrados.

D. Estimar a produção secundária anual para um grupo representativo da associação de macroinvertebrados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DIVERSIDADE E ASPECTOS ECOLÓGICOS

Os macroinvertebrados bentônicos são animais com tamanhos não inferiores a 500 µm (NYBAKKEN, 1993; SOARES-GOMES et al., 2002) que vivem em íntima relação com o substrato de ambientes aquáticos (VÉLEZ, 1971). Habitam sistemas lênticos e lóticos de água doce, aderidos às superfícies de rochas, troncos e associados ao detrito ou enterrados no fundo (ROLDÁN, 1992).

Estes organismos são fundamentais na dinâmica de nutrientes (CALLISTO; ESTEVES, 1995; MARQUES et al., 1999) e participam na decomposição da matéria orgânica (SCHÄFER, 1985), que constitui a base alimentar de muitos consumidores secundários, ao desempenhar um importante papel na ciclagem de nutrientes por conversão do material vegetal e o detritos em tecido animal (VANNOTE et al., 1980; RUSSO et al., 2002). Assim, constituem o elo entre os níveis tróficos inferiores e outros superiores, tais como os peixes (MOREIRA; ZUANON, 2002; CARVALHO; UIEDA, 2004; WALKER, 2003).

São representados por vários filos com destaque dos Arthopoda, Mollusca, Annelida, Nematoda e Platyhelmintos (LAKE, 1990; COFFMAN, 1995). A estrutura e distribuição das comunidades de macroinvertebrados de água doce são influenciadas por fatores ambientais como a textura do substrato e a velocidade da correnteza e por fatores bióticos tais como disponibilidade de alimento e relações de predação e competição (ROSENBERG; RESH, 1982; MACKAY, 1985).

Uma alta diversificação do zoobentos e dos macroinvertebrados em vários ecossistemas lóticos tropicais tem sido registrada por Baptista et al. (1998); Bispo e Oliveira (1998) e Marques et al. (1999). Várias pesquisas têm objetivado o estudo da estrutura da comunidade bentônica de macroinvertebrados em rios brasileiros, por exemplo Uieda e Gajardo (1996), Branco e Necchi Jr. (1997), Kikuchi e Uieda (1998), Baptista et al. (2001a, b), Callisto et al. (2001a, b) e Galdean et al. (2001). Aspectos ecológicos dos macrocroinvertebrados bentônicos no Brasil têm sido estudados por Baptista et al. (1998), Buss et al. (2002), Metcalfe (1989), Kikuchi e Uieda (1998) e Silveira (2001).

Na Serra do Cipó (Sudeste do Brasil), Callisto et al. (2001a) achou diferenças entre as abundâncias dos táxons na variação sazonal. Correlações entre as variáveis abióticas, e as densidades de alguns ephemerópteros indicaram um decréscimo na abundância dos mesmos com o aumento da matéria orgânica (BUTAKKA; WANTZEN, 2000).

Para rios amazônicos os estudos existentes tem se concentrado na Amazônia Central (CALLISTO, 1996; CALLISTO et al., 1998; CALLISTO; ESTEVES, 1998, FONSECA-LEAL et al., 2004), com levantamentos da fauna bentônica de ambientes amazônicos (Walker, 2003) e estudos dos padrões de distribuição de duas espécies de decápoda Palaemonidae (WALKER, 2001). Padrões de colonização da macrofauna de um igarapé foram verificados por Walker (1994), e o efeito da ocupação urbana na diversidade da macrofauna de invertebrados aquáticos foram verificados por Cleto Filho e Walker (2002). Especificamente para o médio rio Xingu já foram registrados 40 táxons (BEASLEY, 2001).

3.2 FERRAMENTA PARA O BIOMONITORAMENTO

Mesmo com uma alta diversidade de formas, os macroinvertebrados são provavelmente os grupos menos estudados em estimativas regionais da biodiversidade, avaliações ambientais e programas de conservação (VILELLA, 2002). Entretanto, estes organismos vêm tomando crescente importância dado seu uso em estudos ecológicos, onde as análises físico-químicas da água de forma isolada, não definem a dinâmica temporal de um sistema aquático (ALBA-TERCEDOR, 1996). Já há algumas décadas os macroinvertebrados foram propostos como bioindicadores de qualidade de água (HYNES, 1962; MYLISKY; GINSBURG, 1977; HAWEKES, 1979).

A avaliação do estado trófico de um ecossistema é um indicador de seu grau de produção e, por sua vez, de sua tendência para eutrofização. Duas abordagens podem ser aplicadas para qualificar o estado trófico de um ecossistema aquático: i) através do estudo de variáveis abióticas e ii) por avaliação das comunidades biológicas registradas. Através de análises físico-químicas podem ser quantificadas as concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas nos diferentes trechos de um ambiente aquático e por estudo da composição e estrutura da biota aquática

pode ser identificado o grau de trofia do corpo aquático (MEYBECK; HELMER, 1992). Muitos macroinvertebrados podem ser indicadores de distúrbios ambientais. Jefrey (1987) define os bioindicadores como organismos selecionados, com os quais se podem amostrar e testar as mudanças no meio ambiente.

As assembléias de macroinvertebrados tem sido alvo de estudo nos monitoramentos ambientais justamente pelo seu papel como bioindicadores da qualidade água (ROQUE; TRIVINHO-STRIXINO, 2000; BEAVAN et al., 2001; MARQUES; BARBOSA, 2001; TIMM et al., 2001; BUSS et al., 2002; GRAY, 2004; MORENO; CALLISTO, 2004).

Programas de monitoramento utilizando biomarcadores fornecem uma boa estimativa para mensurar os efeitos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos (CALLISTO; ESTEVES, 1995; CALLISTO et al., 2001). Os macroinvertebrados bentônicos são considerados bons indicadores pelos seguintes fatores (GOULART; CALLISTO, 2003):

1 – Possuem hábito sedentário, sendo representativos da área onde foram coletados;

2 – Apresentam ciclo de vida relativamente curto em relação a outros organismos como os peixes, indicando mais rapidamente as alterações ambientais através de mudanças na estrutura da população;

3 – Alimentam-se dentro, sobre e próximo ao sedimento, onde há acumulação de toxinas;

4 – Apresentam elevada diversidade biológica, significando em uma maior variabilidade de respostas frente aos diferentes impactos ambientais.

O monitoramento biológico também pode prever distúrbios ambientais a partir da identificação de grupos funcionais, tais como: fragmentadores, coletores, raspadores e predadores (RESH; JACKSON, 1993).

O Programa de Avaliação Rápida (PAR) é um exemplo do uso de bioindicadores na verificação da integridade ambiental, que pode ser usada na seleção de áreas prioritárias para a conservação e a própria integridade do ecossistema (MALTCHIK; CALLISTO, 2004).

Os índices Biológicos mais utilizados para o monitoramento ambiental são o BMWP (Biological Monitoring Work Party System) e o EPT (letras iniciais de Ehemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). O índice BMWP (TONIOLO et al., 2001) pontua de 1 a 10 o grau de sensibilidade de famílias de insetos e outros

macroinvertebrados conferindo os valores mais altos às famílias com maior sensibilidade à poluição orgânica. Fornece como resultado valores que podem indicar a qualidade da água, classificando-as de excelente à péssima.

No índice EPT são considerados e identificados todos os organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, sendo calculada a abundância relativa destas ordens em relação ao número total de organismos da amostra. A qualidade da água é maior quanto maior for a abundância relativa desses táxons no local. Essa medida é baseada no pressuposto de que, em geral, a maioria dos organismos dessas ordens é mais sensível à poluição orgânica (CARRERA; FIERRO, 2001; RESH; JACKSON, 1993).

Maltchik e Callisto (2004) discutem a base ecológica dos PAR, mostrando que a riqueza de macroinvertebrados não foi influenciada pelo tamanho do ecossistema.

Oliveira et al. (2005) aplicaram um PAR na Estação Ambiental do Peti (Companhia de Energia de Minas Gerais), coletando macroinvertebrados no reservatório da Usina Hidroelétrica do Peti. Seus resultados indicaram bom estado de conservação nos córregos estudados, caracterizando-os como trechos naturais.

3.3 ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO SECUNDÁRIA

Produção secundária pode ser definida como a taxa de elaboração de tecido de uma população ou como a formação de biomassa animal durante um período de tempo (CLARKE, 1946; WATERS, 1979). A produção secundária anual corresponde à somatória de toda a biomassa produzida por uma população no período de um ano.

A história de vida dos invertebrados bentônicos influencia diretamente na produção secundária; de forma tal que fatores como o número de gerações por ano e a duração da fase da vida aquática são determinantes (WATERS, 1979).

Os principais métodos para estimar a produção secundária de macroinvertebrados são: o da soma das perdas (BOYSEN-JENSEN, 1919; ANDERSON; HOOPER, 1956; SANDERS, 1956; TEAL, 1957), do crescimento instantâneo (RICKER, 1946), curva de Allen (ALLEN, 1949) e o método de Hynes.

O método da soma das perdas consiste no cálculo da mortalidade dentro de

diferentes amostras tomadas em classes de tamanho, em um período de tempo, expresso em peso ou biomassa. Assim, a soma das mortalidades observadas durante todo o ciclo de vida será equivalente à produção total da coorte. Um modelo matemático para estimar as taxas de produção, se obtém através do método de crescimento instantâneo num período de tempo, baseado no produto da taxa crescimento instantâneo pelo incremento em peso durante o intervalo de tempo. Este modelo matemático foi expandido graficamente por Allen (1951), plotando-se a densidade em número e a média do peso, de uma série de amostras de uma coorte durante o ciclo de vida, a produção da coorte é dada pela área da parte inferior da curva.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O trecho estudado do médio rio Xingu, localiza-se entre os paralelos 2º41’ e 3º57’ S e meridianos 52º37’ e 51º58’ W (Figura 1). O clima regional é do tipo A, variando de Aw a Am, segundo a classificação climática de Köppen, (CRITCHFIELD, 1968). A temperatura média anual da área de estudo oscila entre 17,5 e 24,5 ºC, com uma umidade relativa entre 84-86%. A precipitação média anual varia entre 2.066,8 mm e 2.379,4 mm, iniciando o período de chuvas mais intenso em novembro, e o período seco de julho a novembro (CAMARGO, 2004).

O rio Xingu é um tributário do sistema do Amazonas que drena unidades geológicas antigas do planalto do Brasil central. Suas águas claras caracterizam-se por serem ligeiramente ácidas (pH 6,2-7,0) com altas concentrações de oxigênio dissolvido (6-7 mg/L), e baixas fontes de material orgânico, devido ao grande volume de água e a energia hidrodinâmica do rio (CAMARGO, 2004).

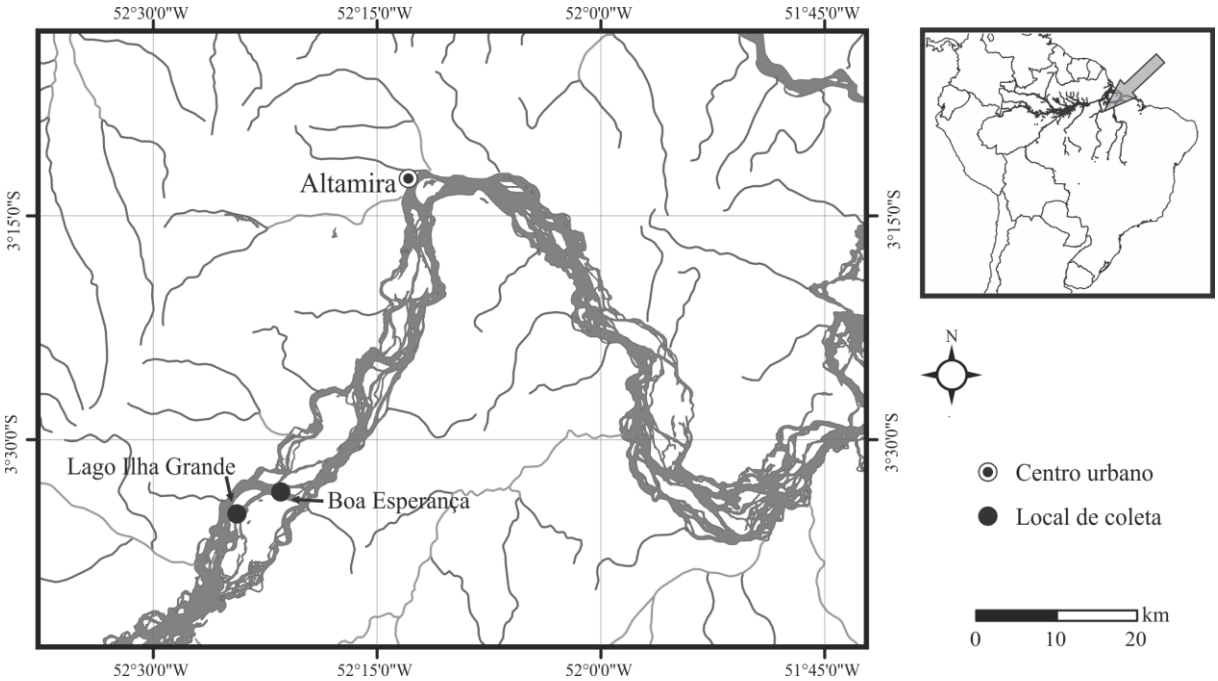

Figura 1. Mapa do rio Xingu localizando os locais de coleta, de agosto/06 a julho/07.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS HABITATS

O Lago da Ilha Grande localiza-se à montante da cidade de Altamira, 3º34'47" S e 52º23'42" W (Figura 1). Seu formato semicircular e com profundidades que variam de 0,5 a 2,5 m cobre uma superfície aproximada de 15.612 m². O substrato do fundo do lago é formado principalmente por depósitos de limo e areia, com acúmulo de serapilheira aportada pela densa floresta marginal, e também por uma formação rochosa, que fica emersa na estiagem.

A ligação do lago da Ilha Grande com o rio Xingu ocorre no período da cheia regional através de dois “sangradouros”, ou estreitos canais imersos na floresta marginal que drenam o lago.

No ambiente de canal do rio Xingu, à montante da cidade de Altamira, na localidade de Boa Esperança (3º34'46" S e 52º24'42" W), nas proximidades do lago da Ilha Grande (Figura 1), dois tipos de habitats podem ser registrados no canal principal: o primeiro que corresponde as águas que drenam superfícies rochosas, geralmente com profundidades não maiores de 1,5 m e alta velocidade de correnteza e que ocorre tanto nas margens, como nos setores mais centrais da calha e estão determinados principalmente pela profundidade do substrato rochoso. Já às margens do canal principal ocorrem ambientes de menor correnteza e, geralmente, com acúmulo de areia e limo às suas margens. Ambientes de águas com baixa velocidade de correnteza e maior profundidade podem ocorrer também no canal principal, onde o substrato pode variar de depósitos de areia-limo até superfícies rochosas de maior tamanho.

4.3 COLETA DE DADOS

4.3.1 Macroinvertebrados bentônicos

Foram realizadas coletas mensais entre agosto de 2006 a julho 2007. No lago da Ilha Grande, as coletas ocorreram às margens (habitats litorâneos) e na parte central (profundo) com profundidades de até um metro e superior a 1,5 m, respectivamente. Para cada um destes habitats foram obtidas três réplicas por mês

totalizando 72 amostras num ciclo anual. As amostras foram coletadas com uso de uma draga do tipo Eckman-Birge de 225 cm².

No canal do rio, foram amostrados os ambientes de corredeiras e de remanso, em profundidade de até 1,5 m. Para a amostragem nas corredeiras foi utilizada uma rede de tipo Surber. Já no habitat de remanso, as amostras foram obtidas com um coletor tipo "*corer*" de 100 mm de diâmetro (modificado de AMBÜHL; BÜHRER, 1975). Foram realizadas três réplicas em cada habitat (corredeira e remanso), totalizando 72 amostras para os ambientes de rio no ciclo anual.

O material coletado foi etiquetado e após narcotização (com bicarbonato de sódio) foram fixados em solução de formaldeido a 5 % e corados com rosa de bengala, na concentração de 12 mg/L.

4.4 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

O material biológico foi analisado no Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos da UFPA. Após lavagem em água corrente em peneiras de 250 µm, os organismos foram separados do sedimento com o auxílio de microscópio estereoscópico (Leica, ZOOM 2000), e armazenados em frascos de vidro de 20 ml contendo álcool a 70% devidamente etiquetado para posterior identificação taxonômica. A identificação foi realizada ao nível taxonômico de família, quando possível, segundo literatura específica (PERÉZ, 1988; MERRIET; CUMMINS, 1996; BOUCHARD Jr, 2003; PES et al., 2005).

Para estimar a densidade por unidade de área, os exemplares identificados por amostra foram quantificados em número e relacionados às áreas conhecidas dos instrumentos de coleta (surber: 2500 cm²; draga: 400 cm²; *corer*: 78,54 cm²). Para estimar a biomassa foram separadas classes de tamanho de representantes de cada táxon e depois de retirado o excesso de umidade, foram pesados em balança analítica. As estimativas de peso seco foram resultado da multiplicação pelo fator de ajuste 0,2 baseado na literatura (TOWERS et al., 1994).

4.5 GRUPOS FUNCIONAIS

Para agrupar os macroinvertebrados em guildas tróficas, foi feita uma categorização dos mesmos com base nas adaptações alimentares e segundo Merritt e Cummins (1996), Dominguez et al. (2001), Epler (2001) e Pescador (1997). Os grupos tróficos definidos foram:

- Predadores: alimentam-se de outros invertebrados (ex: Odonata), através de captura ativa ou de espera de pequenos invertebrados em sua maioria insetos, que são detectados por combinação de aparatos mecânicos, quimiossensores e visuais (PECKARSKY, 1982). Atacam suas presas engolfando partes ou o animal inteiro, também podem perfurá-las sugando fluido corporal.

- Coletores: consumidores que possuem a habilidade para se alimentar de matéria orgânica particulada fina viva (menor que 1 mm) e morta tais como fragmentos de folhas ou outro material do fundo depositado nos substratos.

- Fragmentadores: alimentam-se dominantemente de material orgânico pouco particulado (maior que 1 mm), proveniente de tecido vivo de macrófitas aquáticas, galhos e folhas em decomposição.

- Filtradores: alimentam-se de material orgânico particulado fino (menor que 1 mm) suspenso na coluna de água, como os bivalves.

- Parasitas: sustentam-se de tecido animal, podendo ser parasitos internos ou externos de ovos, larvas ou pupas.

- Raspadores: são adaptados ao consumo de material biológico fixado nos substratos orgânicos e rochosos, como algas bentônicas.

- Generalistas: denominação dada quando o táxon zoológico possui espécies com mais de uma das categorias anteriores.

4.6 ANÁLISE DOS DADOS

Com base em uma matriz de dados do número de indivíduos por amostra e a área de cada aparelho de amostragem, foram calculadas a densidade, riqueza, índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') e equitabilidade de Pielou (J'), na variação espacial e sazonal. As variações espaciais e temporais destes índices foram testadas através da análise de variância (ANOVA) dada a homocedasticidade, indicada pelo teste de Cochran e normalidade dos erros indicada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov (UNDERWOOD, 1997). O teste de comparação múltipla de Tukey foi utilizado para a ordenação das médias (SOKAL; ROLF, 1997) com um nível de significância de 5%.

Para examinar possíveis diferenças na comunidade de macroinvertebrados entre ambientes (lago e rio) e seus respectivos habitats amostrados (rio: corredeira e remanso, lago: marginal e profundo) foram utilizadas técnicas multivariadas de agrupamento (Cluster), ordenação (MDS) e análise de similaridade (ANOSIM); e para avaliar mudanças nos padrões de dominância da assembléia da macrofauna entre os habitats foi utilizada a contribuição relativa dos táxons calculada pela análise SIMPER.

Inicialmente foi elaborada uma matriz de similaridade com dados de composição faunística, transformados pela raiz quadrada, utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis. Esta transformação dos dados permite balancear a importância de espécies raras e espécies numericamente dominantes na determinação da similaridade entre duas amostras; desta forma se reduz o peso de cada espécie na composição do índice (CLARK; WARWICK, 1994). As rotinas foram computadas com o software PRIMER (versão 6.0, CLARK; WARWICK, 1994).

4.7 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA

A produção secundária para a assembléia de macroinvertebrados do médio rio Xingu foi estimada para o total da macrofauna e para as guildas, separando-se os ambientes na variação mensal.

A fim de diminuir os erros das estimativas da produção secundária total

métodos diferentes foram utilizados, calculando-se separadamente para a família Polymitarcyidae. Por se tratar de um táxon com alta abundância e baixa diversidade para a região de estudo, foi aplicado para esta família o Intervalo de Produção da Coorte (CPI) de 105 dias (LEAL; ESTEVES, 2000). Com o método de coortes (HYNES; COLEMAN, 1968; DOWING; RIGLER, 1984), modificado por Benke (1979) e Menzie (1980), foi possível ter uma estimativa de produção através da equação abaixo:

$$P = [i.\Sigma(n_j - n_{j+1}) \; x \; (W_j W_{j+1})^{0,5}] \; x \; 365\text{-}64/CPI \quad \text{(Equação 1)}$$

Onde: P = produção secundária anual ($mg.m^{-2}.ano^{-1}$); i = número de classes de comprimento; n = número de indivíduos em cada classe; $(W_j W_{j+1})^{0,5}$ = média geométrica dos pesos em duas classes de comprimento; CPI = intervalo da produção da coorte; 365-64 = número de dias do período de ninfa.

Os comprimentos dos indivíduos foram agrupados em 11 classes, em intervalos de 1 mm, que variaram de 1 a 11 mm. Para categorizar o ciclo de vida, foram utilizados histogramas de densidade por classe de comprimento.

Para os outros táxons com menores abundâncias foram utilizadas taxas de produção/biomassa (P/B) disponíveis na literatura, e em outros casos utilizou-se a equação alométrica reportada por Edgar (1990), que relaciona a produção secundária com a temperatura (5 a 30 ºC), onde $P = 0.0063xB^{0,86}xT^{0,80}$ (P: produção secundária; B: biomassa; T: temperatura), a temperatura média registrada para a área de estudo foi de 26 ºC.

5 RESULTADOS

5.1 DIVERSIDADE E ABUNDÂNCIA

Para o período de estudo foram coletados 23.432 macroinvertebrados bentônicos, dos quais 2.126 ocorreram no lago da Ilha Grande e 21.306 no canal do rio. Os espécimes pertencem a 43 táxons, agrupados em 8 classes e 4 filos (Tabela 1). Os indivíduos do filo Annelida foram identificados até o nível de classe, representados por Hirudinea e Oligochaeta. Os nematóides foram agrupados por filo, e os indivíduos do filo Arthropoda identificados em nível de família. As classes Insecta e Gastropoda correspondem, respectivamente, a 47% e 36% do total de exemplares capturados. Três táxons foram exclusivos para o lago (*Euryrhynchus* spp. - Palaemonidae, Hirudinea e Pseudoscorpiones) e 29 para ambiente de rio (Megaloptera, Plecoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Gastropoda, entre outros) (Tabela 1).

Tabela 1: Densidade relativa e absoluta dos grupos taxonômicos registrados para o médio rio Xingu no ciclo de um ano.

Grupo Taxonômico	GT	Rio						Lago					
		Corredeira			Remanso			Marginal			Profundo		
		% Abund.	Dens. (± DP) (ind/m²)	Biomass (g Peso seco/m²)	% Abund.	Dens. (± DP) (ind/m²)	Biomass (g Peso seco/m²)	% Abund.	Dens. (± DP) (ind/m²)	Biomass (g Peso seco/m²)	% Abund.	Dens. (± DP) (ind/m²)	Biomass (g Peso seco/m²)
Acari	Predador	0,08	9,0 (±9,0)	0,005 (±0,005)	0,06	127,0	0,069						
Amphipoda	Coletor	0,48	35,0 (±37,0)	<0,001	3,52	2631,0 (±2169,0)	0,048 (±0,075)	1,63	1464,0 (±1170,0)	0,002 (±0,002)	0,00	0,0	<0,001
Bivalvia	Filtrador	0,01	4,0	0,002	0,40	891,0	0,553						
Colembolla	Coletor	0,01	4,0	0,003	0,34	764,0	0,518	0,78	467,0 (±147,0)	0,317 (±0,1)			
Coleoptera													
Elmidae	Coletor	0,28	13,0 (±16,0)	0,007 (±0,01)	1,36	0.0509 (±0.047)	0,277 (±0,255)	0,43	191,0 (±127,0)	0,104 (±0,069)	0,00	0,0	
n.i.		0,46	17,0 (±23,0)	0,009 (±0,012)	0,06	127,0	0,069	0,14	127,0	0,069	0,00	0,0	
Psephenidae	Coletor	0,02	4,0	0,002	0,00	0,0							
Crustacea		0,00	0,0		0,63	1401,0							
Decapoda													
n.i.		0,00	0,0	<0,001	0,45	509,0 (±180,0)	2,508 (±1,733)	0,00	0,0		0,16	16,0	
Palaemonidae	Coletor	0,00	0,0	<0,001	1,48	1103,0 (±921,0)	7,327 (±6,116)	0,43	382,0 (±360,0)	2,536 (±2,391)	0,00	0,0	0,106
Diplura	Predador	0,02	4,0	0,002				0,50	223,0 (±191,0)	0,121 (±0,104)	0,00	0,0	
Diptera													
n.i.		1,45	94,0 (±360,0)	0,017 (±0,014)	0,97	0.0216 (±0.017)		0,71	182,0 (±144,0)	0,523 (±0,799)	1,95	27,0 (±18,0)	0,028 (±0,021)
Ceratopogonidae	Predador	0,55	138,0 (±438,0)	0,002 (±0,002)	6,14	0.0809 (±0.0863)	0,15 (±0,16)	0,92	331,0 (±332,0)	0,059 (±0,071)	1,14	22,0 (±14,0)	0,004 (±0,003)
Chaoboridae	Predador	0,00	0,0	<0,001	0,11	0,0	0,024	0,00	0,0		51,62	164,0 (±218,0)	
Chironomidae	Coletor	10,54	292,0 (±632,0)	0,017 (±0,025)	25,58	0.2728 (±0.3676)	0,38 (±0,587)	42,41	2928,0 (±3668,0)	0,422 (±0,603)	22,40	76,0 (±99,0)	0,014 (±0,017)
Culicidae	Generalista	0,01	4,0	0,002									
Empitidae	Predador	0,01	4,0	0,002									
Simuliidae	Coletor	0,25	27,0 (±43,0)	0,008 (±0,009)									
Stratiomyidae	Coletor	0,01	4,0	0,002									
Ephemeroptera													
Baetidae	Raspador	9,70	502,0 (±1393,0)	0,003 (±0,002)	0,45	0.034 (±0.0265)	0,009 (±0,007)	0,07	127,0	0,003			
Leptohyphiidae	Coletor	5,67	247,0 (±713,0)	0,002 (±0,003)	0,45	0.034 (±0.0194)	0,009 (±0,005)	0,28	170,0 (±74,0)	0,005 (±0,002)			
Leptophlebiidae	Coletor	29,49	749,0 (±1689,0)	0,115 (±0,084)	0,11	0,0	0,086	1,63	366,0 (±382,0)	0,135 (±0,135)			
Oligoneuriidae	Coletor	0,17	44,0 (±58,0)	0,004 (±0,005)									
Polymitarcyidae	Coletor	12,24	159,0 (±194,0)	0,021 (±0,027)	1,88	0.035 (±0.025)	0,05 (±0,036)	0,50	223,0 (±122,0)	0,032 (±0,018)	0,49	16,0	0,002
Siphlonuridae	Coletor	0,04	8,0 (±6,0)	<0,001									
Gastropoda	Raspador	0,03	6,0 (±3,0)	0,004 (±0,002)									
Hemiptera	Predador	0,11	7,0 (±7,0)	0,004 (±0,004)									
Hirudinea	Parasita			<0,001				1,70	235,0 (±114,0)	0,03 (±0,014)			
Hydracarina	Predador	0,21	115,0 (±198,0)	0,007 (±0,005)				0,07	127,0	0,069			
Isopoda	Filtrador	0,00	0,0	<0,001	0,91	0.1019 (±0.126)	0,553 (±0,685)	0,07	127,0	0,069	0,16	16,0	0,009
Lepidoptera	Generalista	0,00	0,0	<0,001	0,06	0,0	0,069						
Megaloptera													
Chauliodes	Predador	0,01	127,0	0,355	0,00	0,0							
Nematoda	Parasita	0,31	121,0 (±176,0)	<0,001	43,21	0,4	0,022 (±0,032)	20,85	1702,0 (±1826,0)	0,009 (±0,009)	2,44	48,0 (±34,0)	<0,001 (±<0,001)
Odonata	Predador	0,28	7,0 (±6,0)	0,005 (±0,004)				0,21	191,0 (±90,0)	0,13 (±0,061)			
Oligochaeta	Filtrador	0,69	21,0 (±16,0)	0,003 (±0,002)	11,43	0.1163 (±0.0934)	0,15 (±0,12)	26,52	1905,0 (±1955,0)	0,245 (±0,252)	19,48	74,0 (±61,0)	0,01 (±0,008)
Plecoptera	Predador	0,26	11,0 (±11,0)	0,013 (±0,014)	0,00	0,0							
Polychaeta	Predador	0,01	4,0	0,002	0,11	0,0	0,138						
Pseudoscorpiones	Predador			<0,001				0,07	127,0	0,069	0,16	16,0	0,009
Trichoptera													
Hydropsychidae	Generalista	25,58	575,0 (±2815,0)	0,404 (±0,577)	0,06	127,0	0,351						
Hydroptilidae	Raspador	0,06	8,0 (±4,0)	0,022 (±0,011)	0,00	0,0							
n.i.		0,65	38,0 (±93,0)	0,209 (±0,459)	0,11	255,0	0,703						
Odontoceridae	Fragmentador	0,02	8,0	0,005	0,00	0,0							
Philopotamidae	Coletor	0,28	17,0 (±10,0)	0,048 (±0,028)	0,11	255,0	0,703	0,07	127,0	0,351			

GT: guilda trófica; n.i.: não identificado.

Dentre os quatro habitats estudados no rio e no lago, a maior riqueza se registrou para as corredeiras. O ambiente de remanso no rio, por sua vez, foi muito similar em riqueza de espécies, ao ambiente marginal do lago (Figura 2).

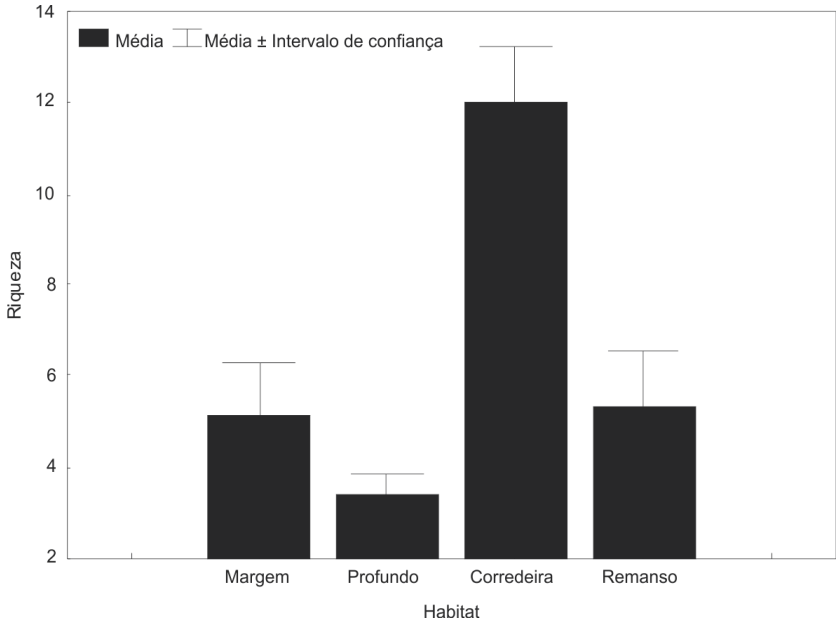

Figura 2. Riqueza de táxons de macroinvertebrados nos ambientes de canal (corredeira e remanso) e do lago (margem e profundo).

Quanto ao índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), foram achadas diferenças entre os habitats (ANOVA, F=27,08; p<0,001), sendo que as corredeiras apresentaram os maiores valores (Tabela 2), enquanto o índice de equitatividade de Pelou (J') não apresentou diferenças entre os mesmos (ANOVA, F=0,74; p>0,05) (Tabela 2).

Tabela 2: Índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e Pelou (J') para o médio rio Xingu.

Habitat	H'	J'
Margem	0,48 (± 0,16)[a]	0,74 (± 0,17)[a]
Profundo	0,34 (± 0,14)[b]	0,73 (± 0,20)[a]
Corredeira	0,68 (± 0,14)[c]	0,68 (± 0,12)[a]
Remanso	0,41 (± 0,21)[ab]	0,70 (± 0,22)[a]

Letras diferentes representam diferenças significativas.

A análise de agrupamento com base na densidade evidenciou uma clara distinção entre os habitats (Figura 3). Dois grandes grupos foram definidos: 1) as corredeiras um habitat extremamente diferente 2) ambientes com baixa correnteza ou lênticos como o remanso, profundo e as margens, tal como foi confirmado pela análise de similaridade (ANOSIM: R = 0,8; p < 0,001).

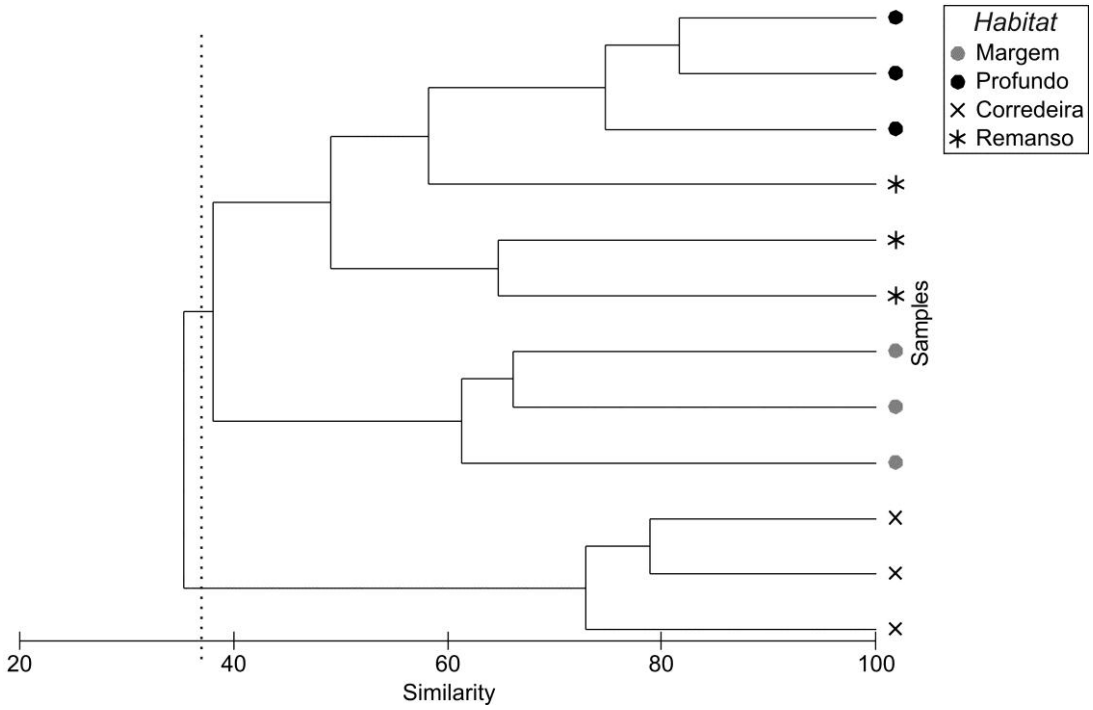

Figura 3. Dendrograma de similaridade entre habitats, com base na densidade de macroinvertebrados

Através da análise SIMPER foi possível definir os grupos taxonômicos que caracterizaram os ambientes de rio e lago (Tabela 3). O maior e menor grau de similaridade foi registrado para os habitats de corredeira e de remanso respectivamente. De igual forma os ambientes profundo do lago se mostraram maior similaridade entre si, quando comparados com as margens.

Tabela 3: Resumo da análise de SIMPER para os grupos identificados pela análise de agrupamento.

Ambiente-Habitat	Similaridade média	Contribuição (%)	Contribuição acumulada (%)
Lago			
Marginal	42,25		
Chironomidae		32,6	32,6
Oligochaeta		31,82	64,42
Nematoda		25,02	89,44
Profundo	51,45		
Chaoboridae		44,47	44,47
Chironomidae		27,04	71,51
Oligochaeta		26,71	98,22
Rio			
Corredeira	53,81		
Leptophlebiidae		24,45	24,45
Hydropsychidae		20,85	45,3
Chironomidae		14,79	60,09
Baetidae		14,16	74,25
Polymitarcyidae		10,32	84,57
Tricorythidae		6,57	91,15
Remanso	31,5		
Nematoda		33,55	33,55
Oligochaeta		27,18	60,72
Chironomidae		21,44	82,16
Ceratopogonidae		8,86	91,02

Quanto aos períodos de seca e chuva, a riqueza de táxons apresentou tendências distintas entre os habitats: para as corredeiras (ambiente de rio) a riqueza aumentou com a diminuição do nível do rio; já no habitat marginal (lago) observou-se um padrão diferente, com um aumento na riqueza simultâneo ao aumento do nível do rio (Figura 4)

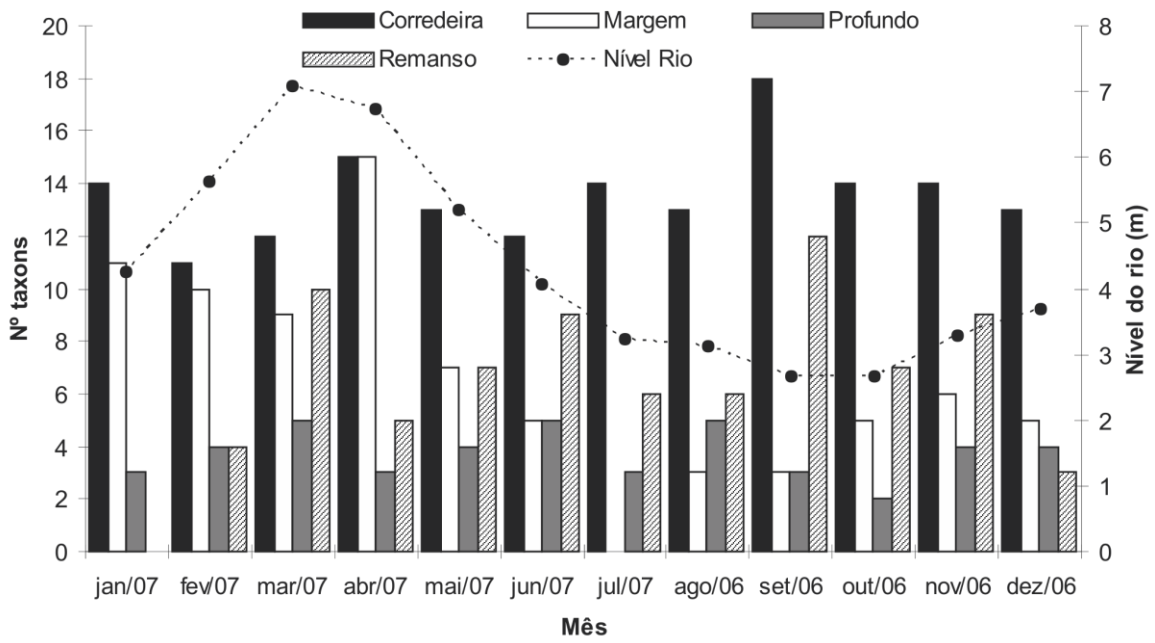

Figura 4. Riqueza de táxons para os habitats amostrados no médio rio Xingu, na variação anual.

5.2 DENSIDADE

A densidade média de macroinvertebrados bentônicos no médio rio Xingu, variou na seca de 1.606 ind.m^{-2}, para 894 ind.m^{-2}.na cheia. As maiores densidades foram registradas para o ambiente profundo. De forma oposta, as densidades dos ambientes de corredeira e margem foram muito baixas e com grande nível de variação (Figura 5).

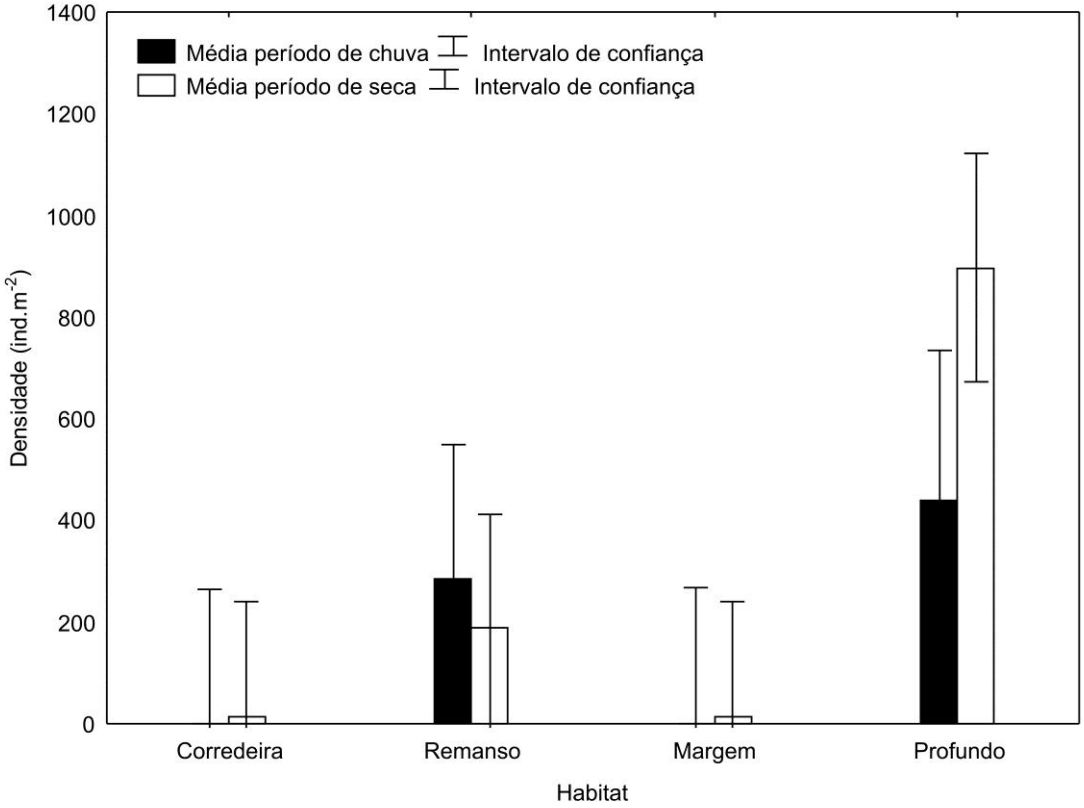

Figura 5. Densidade total e intervalo de confiança dos táxons para os habitats no médio rio Xingu.

Os grupos taxonômicos que mais contribuíram na densidade relativa para o ambiente de rio foram Leptophlebiidae, Chironomidae e Hydropsychidae. Para o ambiente de lago já se destacaram os Chironomidae e os Oligochaeta (Figura 6).

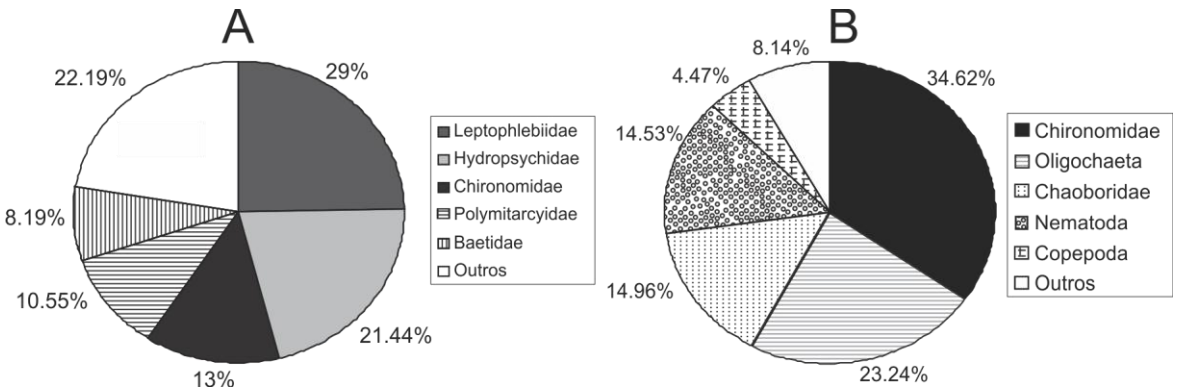

Figura 6. Densidade relativa dos táxons para os ambientes de rio (A) e lago (B) no médio rio Xingu.

A análise de ordenação - MDS aplicada para as densidades mostrou maior afinidade na estruturação de suas comunidades entre os ambientes de remanso, margem e profundo no lago que se diferenciaram notoriamente das corredeiras (Figura 7).

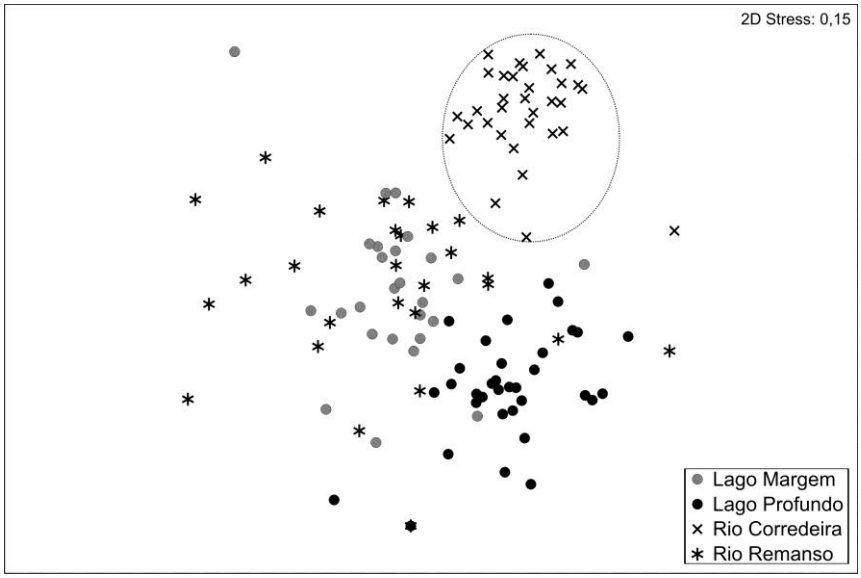

Figura 7. Ordenação MDS dos ambientes estudados no médio rio Xingu, com base na densidade relativa dos macroinvertebrados bentônicos.

Através do ANOSIM acharam-se diferenças significativas entre os ambientes (Global r: 0,384; $p < 0.01$) e seus habitats: lago (Global R: 0,586; $p < 0.01$); rio (Global R: 0,712; $p < 0.01$). O valor de dispersão, entre os ambientes, foi maior para rio (MVDISP lago: 0,895, rio: 1,105); entre habitats de lago, o profundo foi menos disperso (MVDISP profundo: 0,868, marginal: 1,121) e de rio, corredeira foi menos disperso (MVDISP corredeira: 0,795, remanso: 1,408).

5.3 BIOMASSA

Enquanto que a biomassa total do lago da Ilha Grande variou de 0,05 a 11,17 $g.m^{-2}$, nos ambientes do canal do rio essa variação foi de 1,67 a 34,95 $g.m^{-2}$. O lago apresentou um aumento sincrônico da biomassa ($g.m^{-2}$) de Chironomidae e Oligochaeta com o início da cheia, quando ocorreu entrada das águas do rio no lago

(Figura 8A). Nos habitats do rio a sincronia da biomassa de Hydropsichidae e Chironomidae apresentaram uma relação direta com a diminuição do nível do rio, Polymitarcyidae (Ephemeroptera) na seca, e de Leptophlebiidae (Ephemeroptera) na cheia (Figura 8B).

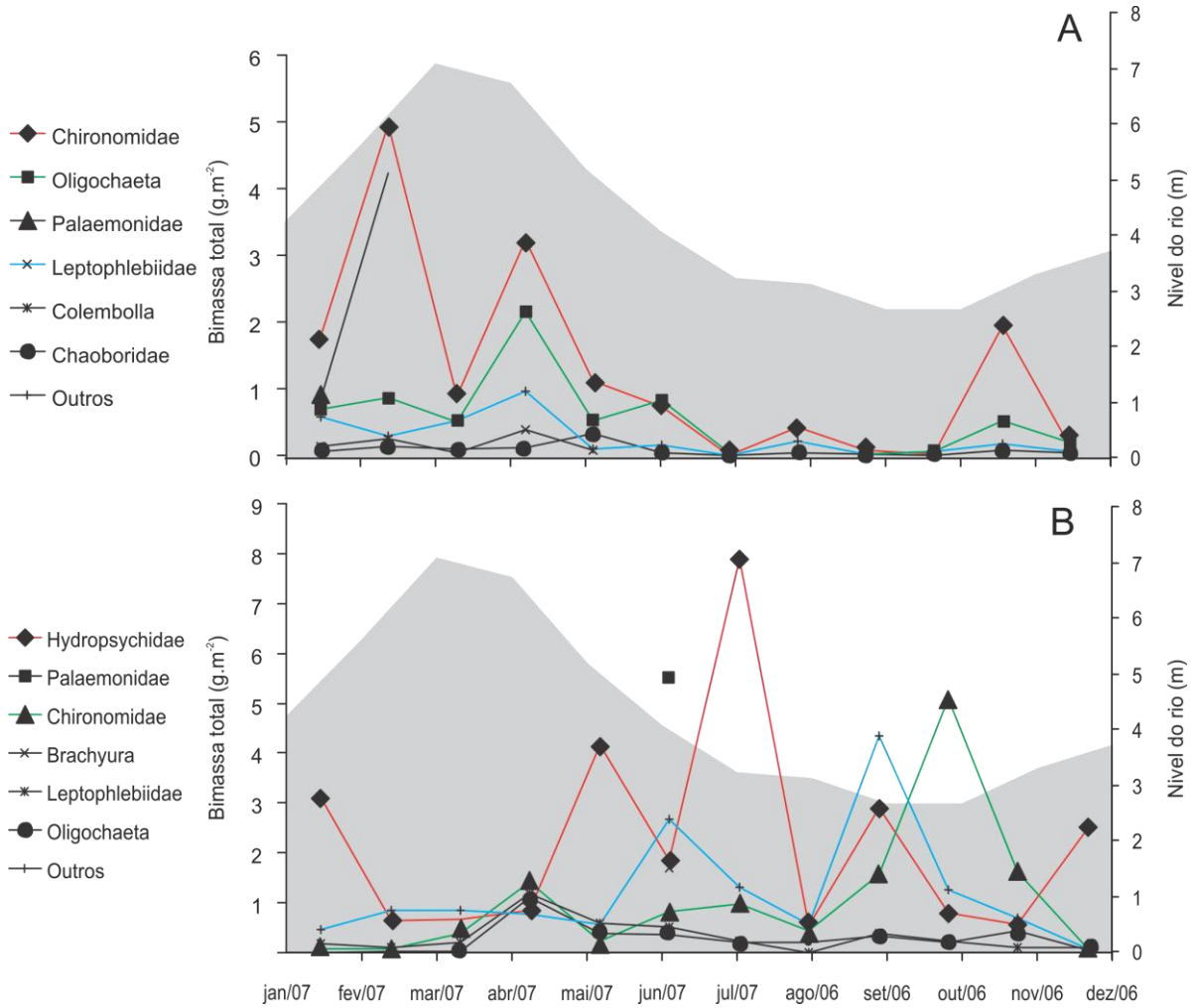

Figura 8. Variação da biomassa dos táxons mais abundantes no lago da Ilha Grande (A) e no canal do rio Xingu (B), durante agosto 2006 a julho de 2007.

5.4 GUILDAS TRÓFICAS

Enquanto que no canal do rio ocorreram sete guildas tróficas, no lago foram somente quatro, sendo exclusivos do rio os fragmentadores, raspadores e os generalistas. Os coletores dominaram de forma generalizada tanto no rio como no lago, com biomassa total média de 18,4 ± 6,69 $g.m^{-2}$ e 9,91 ± 6,98 $g.m^{-2}$ (Tabela 4). A região profunda do lago apresentou somente as guildas: coletores, predadores,

parasitas e filtradores. As corredeiras e o remanso apresentaram todas as categorias estabelecidas (Figura 9).

Tabela 4: Biomassa média por ambiente para as diferentes guildas tróficas.

Guilda Trófica	**Rio** ($g.m^{-2}$)	**Lago** ($g.m^{-2}$)
Coletor	18,4 (±6,69)	9,91 (±6,98)
Generalista	9,3 (±3,43)	
Predador	1,21 (±0,55)	0,77 (±0,34)
Filtrador	0,68 (±0,84)	0,03 (±0,04)
Parasita	0,17 (±0,06)	0,19 (±0,04)
Raspador	0,07 (±0,02)	
Fragmentador	0,04 (±0,05)	

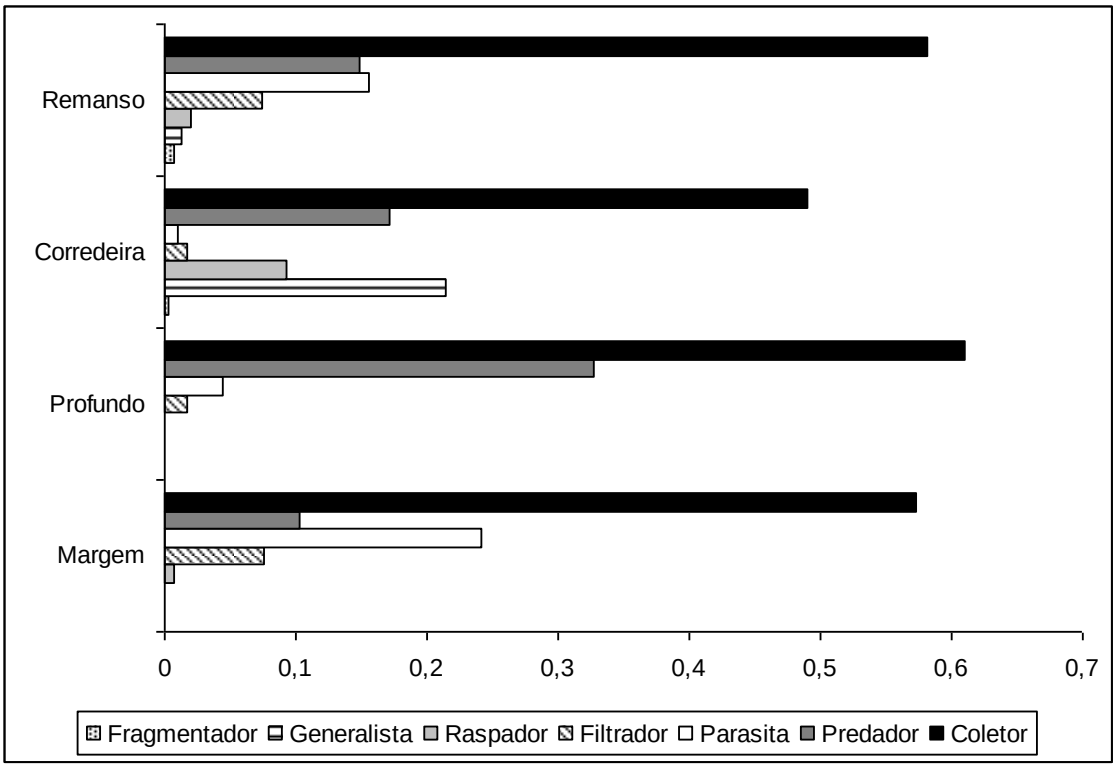

Figura 9. Proporção de cada uma das guildas tróficas em relação ao número de táxons para os habitats estudados no médio rio Xingu.

Tanto para os ambientes de rio como de lago houve predomínio de organismos de hábitos coletores (Figura 10).

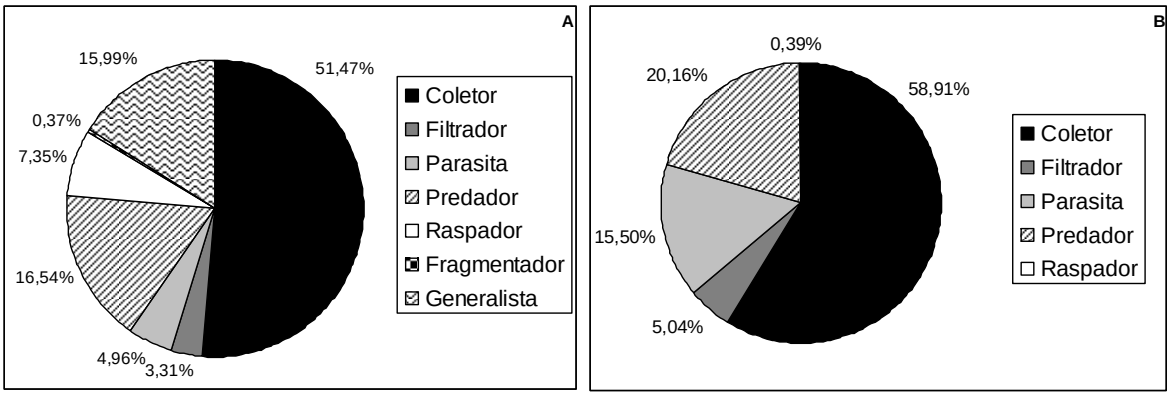

Figura 10. Porcentagem em relação à biomassa de das guildas tróficas nos ambientes de rio (A) e lago (B).

5.4.1 Distribuição espacial

A ordenação dos habitats com base na biomassa ($g.m^{-2}$) das guildas tróficas definiu três grandes associações entre os mesmos, que foram confirmadas através da ANOSIM: a) corredeira perfeitamente diferenciada, b) Profundo do lago e c) uma grande sobreposição entre as guildas do remanso e da margem (Figura 11; Tabela 5).

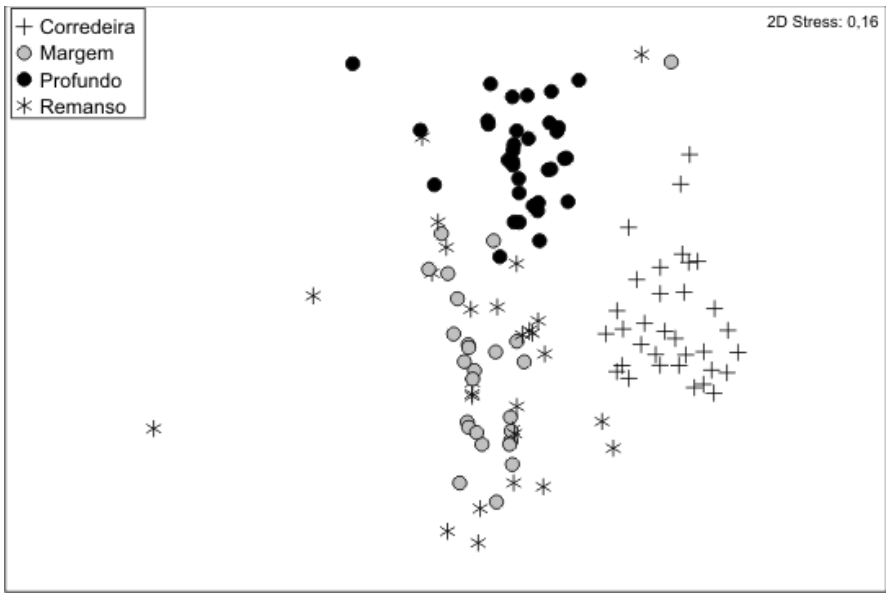

Figura 11. Ordenação - MDS com dados de biomassa em peso seco ($g.m^{-2}$) dos grupos tróficos funcionais.

Tabela 5: Resumo da ANOSIM nas comparações entre habitats utilizando guildas tróficas.

Interação	R statistic	Nível de significância	
Corredeira, Margem	0,81	0,0001	***
Corredeira, Profundo	0,93	0,0001	***
Corredeira, Remanso	0,64	0,0001	***
Margem, Profundo	0,78	0,0001	***
Margem, Remanso	0,01	24,2	n.s.
Profundo, Remanso	0,60	0,0001	***

***: altamente significativo; n.s.: não significativo.

O teste de comparação da biomassa dos grupos tróficos entre os períodos, através de ANOSIM não apresentou diferenças significativas para todos os habitats estudados entre a estiagem e a cheia. A dominância dos grupos generalistas, no habitat de corredeira e coletores, nos habitats de margem (lago) e remanso (rio) manteve-se durante 12 meses. Apenas no habitat profundo (lago) foi observada mudança na participação dos grupos tróficos, onde os predadores aumentaram em biomassa relativa no período da cheia (Figura 12).

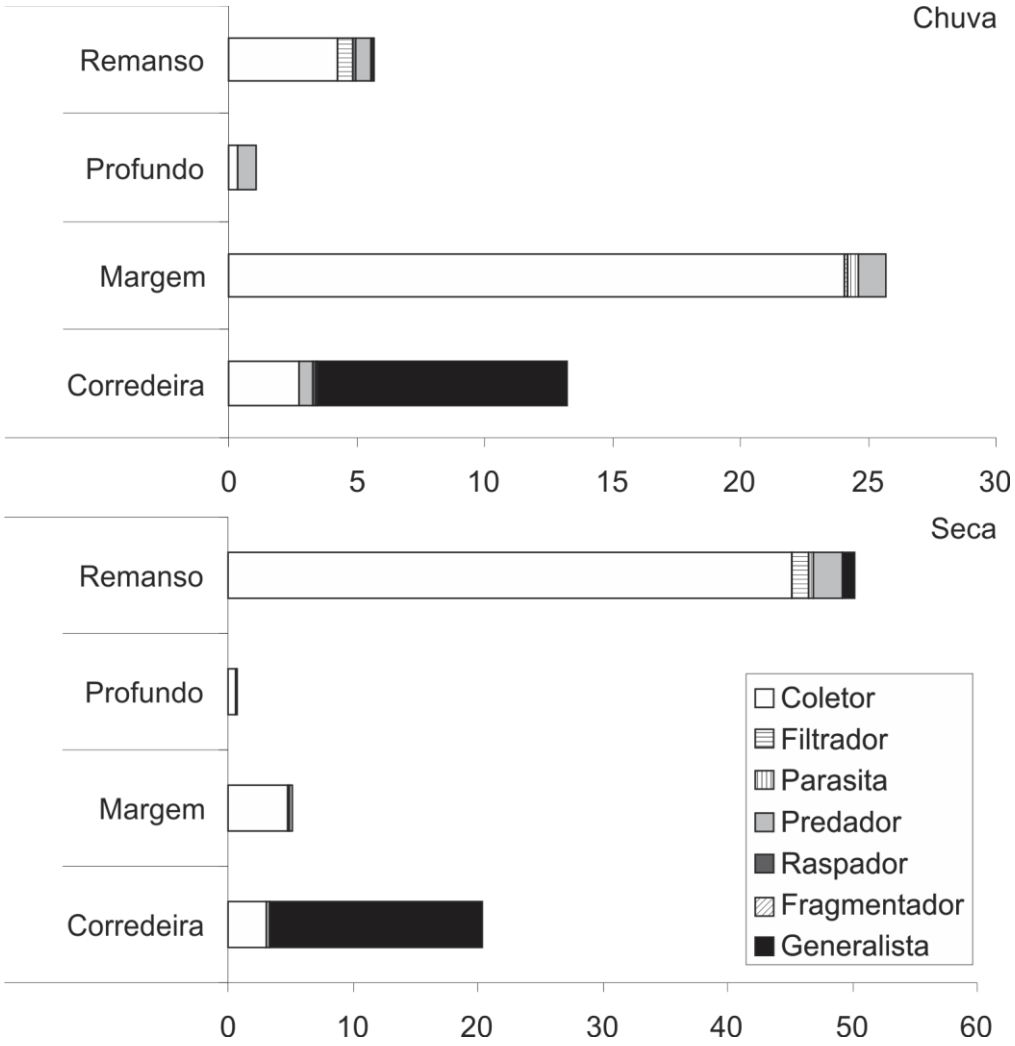

Figura 12. Biomassa das guildas tróficas dos macroinvertebrados nos períodos de seca e chuva.

5.5 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA

Com base na informação pretérita disponível, a estimativa da produção secundária para a fauna de macroinvertebrados baseou-se na taxa P/B (produção por biomassa) reportada na literatura para cada táxon, adotando-se como valor da família os de níveis inferiores, quando necessário (Tabela 6).

Tabela 6: Taxa P/B encontrados na literatura para alguns táxons de macroinvertebrados coletados no médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007.

Táxon	P/B	Referência
Baetidae	97	Huryn e Wallace (2000)
Ceratopogonidae	5,35	Stead *et al*. 2005
Chironomidae	2,03	Banse e Mosher (1980)
Colembolla	14,83	Stead *et al*. 2005
Hydropsychidae	11,54	Sanchez M. R. e Hendricks A. C. (1997)
Megaloptera	5,2	Stead *et al*. 2005
Nematoda	8,08	Stead *et al*. 2005
Oligochaeta	6,95	Stead *et al*. 2005
Plecoptera	7	Stead *et al*. 2005
Simuliidae	4,94	Stead *et al*. 2005
Trichoptera	10,72	Stead *et al*. 2005

Para a família Polymitarcydae as densidades de indivíduos por freqüência de comprimento na variação mensal mostraram uma sincronia com o período de estiagem, quando foram maiores (Figura 13). Por sua vez, durante vários meses do período de estudo se registrou o recrutamento de indivíduos de menor comprimento. A produção secundária em peso seco (DW) para um ciclo anual, foi estimada em 3,58 $g.m^{-2}.ano^{-1}$ e a produção por biomassa (P/B) foi de 113,61 (Tabela 7).

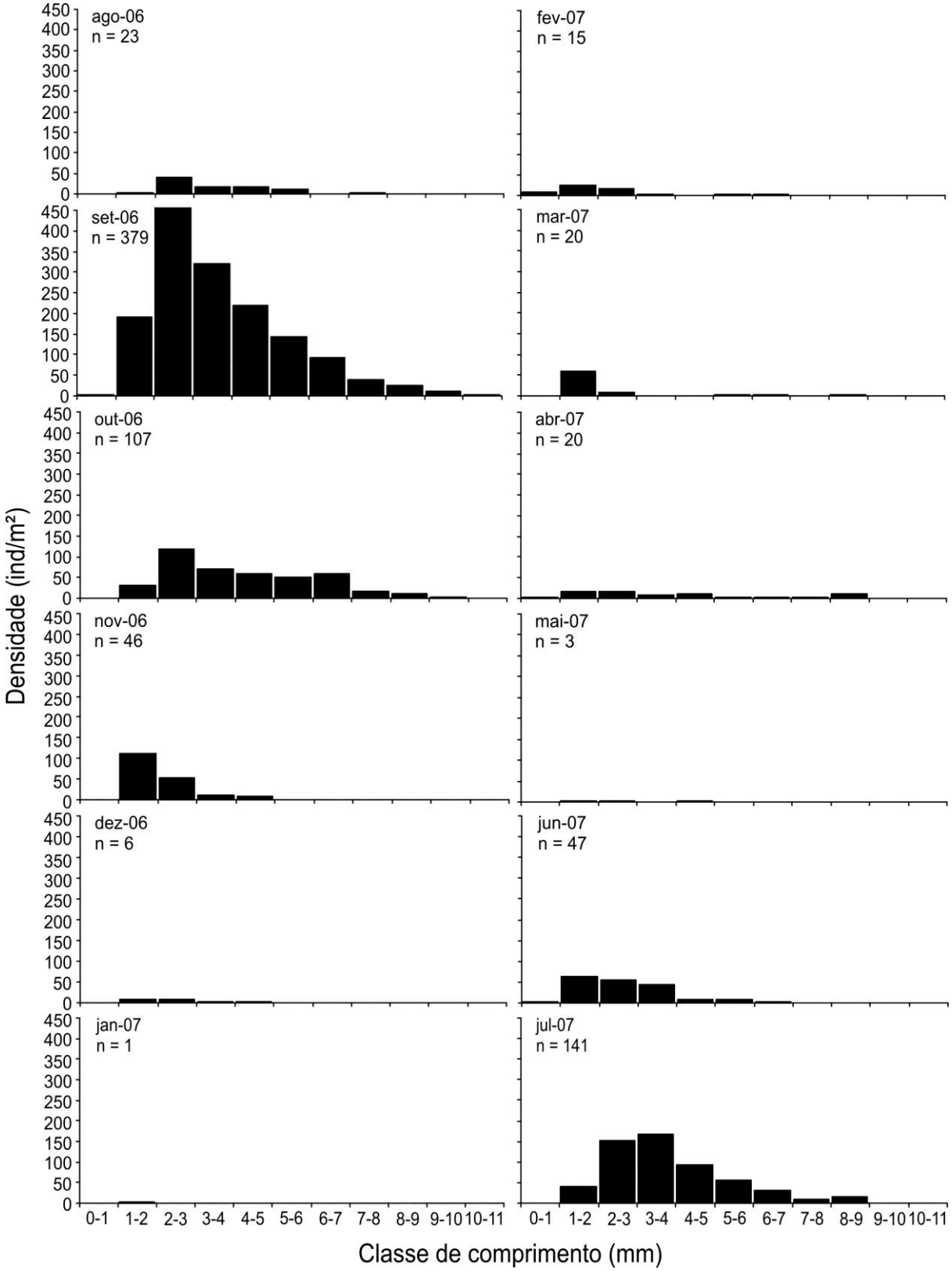

Figura 13. Histograma do ciclo de vida da família Polymitarcyidae no médio rio Xingu, agosto 2006 - julho 2007.

Tabela 7: Estimativa da produção secundária anual, para a família Polymitarcyidae, em habitats de corredeiras no médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007.

Classe (i) (mm)	Densidade (N_i) (ind.m^{-2})	Peso seco (W_i) (mg.ind^{-1})	$N_i.W_i$ (mg.m^{-2})	$N_i - N_{(i+1)}$ (ind.m^{-2})	$[W_i.W_{(i+1)}]^{1/2}$ (mg)	Diferença de biomassa (mg.m^{-2})
0-1	20,00	0,00	0,05	-540,00	0,05	-28,61
1-2	560,00	1,17	655,20	-376,00	2,60	-979,06
2-3	936,00	5,80	5.424,12	288,00	7,94	2.286,83
3-4	648,00	10,88	7.050,24	224,00	11,97	2.682,38
4-5	424,00	13,18	5.588,32	140,00	18,27	2.557,51
5-6	284,00	25,32	7.190,88	84,00	23,41	1.966,25
6-7	200,00	21,64	4.328,00	128,00	15,22	1.947,74
7-8	72,00	10,70	770,40	4,00	14,08	56,34
8-9	68,00	18,54	1.260,72	52,00	12,43	646,61
9-10	16,00	8,34	133,44	12,00	2,83	33,95
10-11	4,00	0,96	3,84	4,00	4,80	19,20
Total	3.232,00	116,53			PB = 113,61	

CPI= 105 dias
P = (i x PB) x 365-64/CPI
P = 3582,62 mg.m^{-2}.ano^{-1}
P = 3,58 g DW m^{-2} ano^{-1}

Assim, com base na análise destas informações, a produção média total variou de 20,26 g.m^{-2}.ano^{-1} na seca para 68,25 g.m^{-2}.ano^{-1} na cheia do lago e 157,81 g.m^{-2}.ano^{-1} na cheia para 250,19 g.m^{-2}.ano^{-1} na seca do rio (Tabela 8).

Tabela 8: Biomassa e produção secundária das guildas tróficas para os ambientes de lago e rio do médio rio Xingu, agosto 2006 – julho 2007, em cada período sazonal.

	Lago Ilha Grande		Rio Boa Esperança	
Biomassa (g DW.m^{-2})	Seca	Cheia	Seca	Cheia
Coletor	5,29	24,46	48,17	7,03
Filtrador	0,01	0,08	1,40	0,63
Fragmentador				0,07
Generalista			18,12	9,77
Parasita	0,16	0,43	0,39	0,11
Predador	0,45	1,84	2,48	1,16
Raspador	0,003		0,06	0,14
Total	5,91	26,81	70,63	18,90
Produção (g DW.m^{-2}.ano^{-1})				
Coletor	18,17	66,78	22,74	36,29
Filtrador	0,01	0,01	0,13	0,06
Fragmentador				0,01
Generalista			208,12	109,37
Parasita	0,36	1,26	3,19	0,87
Predador	1,38	0,20	10,92	5,59
Raspador	0,34		5,09	5,62

Com base nas estimativas de biomassa e produção por biomassa para as guildas, foram construídos os compartimentos bentônicos do lago e do canal principal (Figura 14, Figura 15).

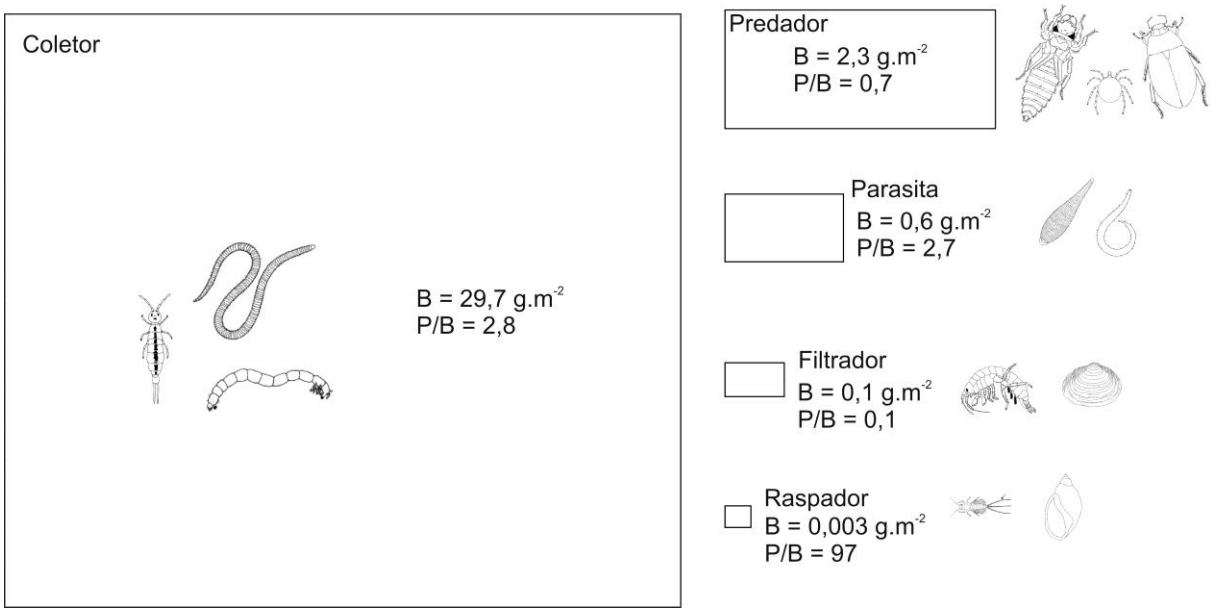

Figura 14. Estimativas da biomassa (B) e produção por biomassa (P/B) das guildas tróficas do lago da Ilha Grande - médio rio Xingu.

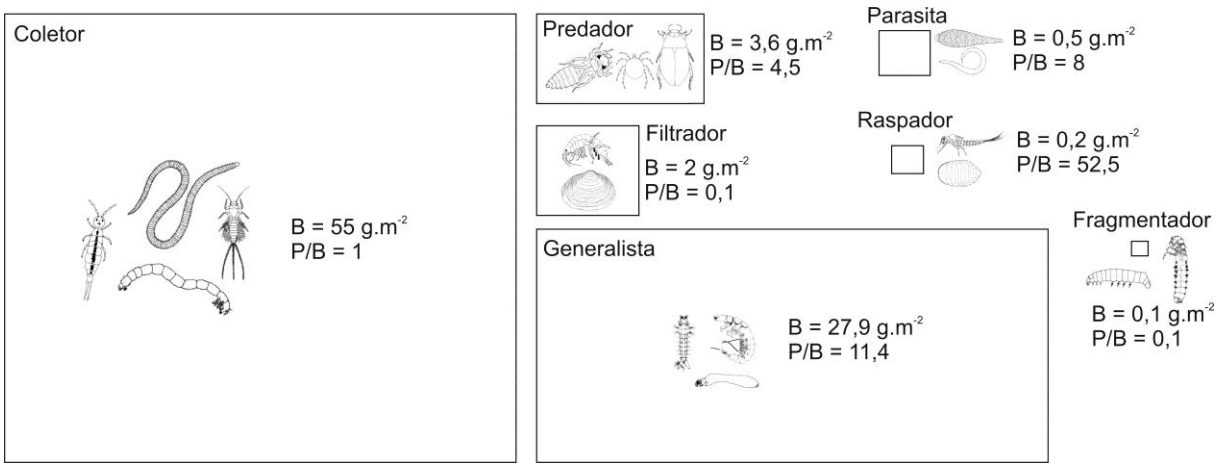

Figura 15. Estimativas da biomassa (B) e produção por biomassa (P/B) das guildas tróficas do canal principal do médio rio Xingu.

6 DISCUSSÃO

A variação temporal na estrutura da assembléia de macroinvertebrados do médio rio Xingu, esteve diretamente ligada, principalmente, à variação dos habitats estudados onde foi evidente uma mudança na composição e abundância dos táxons. Entretanto, os resultados mostraram que exceto o ambiente de corredeiras, os outros apresentaram maior similaridade entre si. Dado que muitos destes organismos realizam pequenas migrações para aproveitar os recursos alimentares dos novos habitats que surgem com a cheia ou para manter condições ideais para seu desenvolvimento, não se prevêem grandes alterações do ambiente natural com as mudanças temporais (BIRD; HYNES, 1981).

Por sua vez, um padrão de maior abundância de Leptophlebiidae e Leptohyphidae (Ephemeroptera) no período seco e de Batidae e Leptohyphidae para a chuva observado no médio rio Xingu, confirma os achados por Goulard e Callisto (2005), no rio Doce (Minas Gerais). Este padrão pode estar relacionado ao sincronismo da reprodução destas famílias e suas estratégias de dispersão.

A maior diversidade registrada para o habitat de corredeiras, em relação aos outros estudados, pode ser atribuída às altas taxas de renovação da água, e altas concentrações de oxigênio dissolvido, com valores em torno de 7 $mg.L^{-1}$ (COSTA et al., 2008 *in prep*.). Por sua vez, associado a estas condições de águas oxigenadas se encontra uma alta diversidade de microhabitats e refúgios registrados nos substratos rochosos das corredeiras, que são fatores determinantes de comunidades melhor estruturadas e mais complexas. Quando se comparam a assembléia de macroinvertebrados de ambientes profundo e de remanso, onde o substrato constituído por areia, limo e/ou lama juntamente com a limitação de oxigênio dissolvido na água reduzem a diversidade de táxons que suportam estes tensores ambientais.

Os resultados do médio rio Xingu, também confirmam os achados para outros ambientes aquáticos tropicais, onde os substratos rochosos comparados aos arenosos apresentaram maiores riquezas de espécies de macroinvertebrados (p.ex.: ALLAN, 1995; BEISEL et al. 1998, KIKUCH; UIEDA 1998, BUENO et al. 2003).

A maior riqueza de macroinvertebrados registrada para as corredeiras do

Xingu, e a freqüência de ocorrência de organismos com baixa tolerância às mudanças ambientais pelo aporte de material, como foi para os Plecoptera, indicaram ambientes com alto grau de integridade ecológica e, portanto, com baixo nível de perturbação. De forma diferente o predomínio de Chironomidae e Oligochaeta, junto com baixa riqueza de espécies em ambientes lóticos, tem sido associados à perturbação de origem antropogênica por aporte de material orgânico (MAYRINK et al., 2002).

Enquanto que os valores da densidade média de macroinvertebrados para o setor do médio rio Xingu ocorreu dentro dos limites estabelecidos para outros ambientes amazônicos e tropicais, a biomassa seca tanto do lago da Ilha Grande como dos ambientes de corredeiras apresentou os maiores valores (Tabela 9). Possivelmente, as particularidades das águas claras do rio Xingu possibilitaram a ação de se manter alta biomassa de organismos mesmo durante períodos de condições extremas de limitação de oxigênio no fundo.

Assim, Braun (1952) associou um decréscimo nas densidades de organismos bentônicos no período das cheias com limitações de oxigênio na água, e a produção de ácido sulfídrico que ocorreu durante a estratificação do rio Tapajós (PAYNE, 1986). Este pressuposto foi corroborado no lago da Ilha Grande, ao se observar que os grupos com maior biomassa durante a cheia regional, corresponderam aos de maior capacidade para suportar limitação de oxigênio dissolvido na água, como foi o caso de Chironomidae e Oligochaeta. Por sua vez, as maiores densidades de macroinvertebrados registradas no período de estiagem e um decréscimo no período de inundação do rio Xingu confirmam os achados para outros ambientes lóticos tropicais, (RAMIREZ; PRINGLE, 2001; CRISCI-BISPO, 2003; ANAYA, 2003; BISPO, 2002).

Outro fator que pode ter sido determinante da variação nas densidades é o recrutamento de muitas espécies de ambientes tropicais, que geralmente é de forma contínua (JACKSON; SWEENEY, 1995). No caso específico de Polymitarcyidae no médio rio Xingu, o fato de ocorrerem formas menores ao longo do ano é um exemplo deste processo de contínuo recrutamento.

A biomassa em ambientes amazônicos, mesmo com valores médios baixos (0,14 $g.m^{-2}$ peso seco) não apresentou grande variação ao longo do ano (REISS, 1977). Já no lago Muratú, a média foi maior com 2,65 $g.m^{-2}$ peso seco e valores elevados acima de 6,20 $g.m^{-2}$ peso seco no lago Jacaretinga (FITTKAU et al., 1975).

Tabela 9: Estimativas de densidade e biomassa para ambientes Amazônicos.

Densidade ind.m^{-2}	Biomassa g.m^{-2} peso seco	Águas	Sistema	Fonte
3000-12600		Claras	Rio Tapajós – Lago Jurucui-águas altas e baixas	Braun 1952
400-9000		Outros lagos	Rio Tapajós	Braun 1952
90-1500	0,245	Brancas	Solimões – Lago Redondo	Marlier 1965, 1967
670		Pretas	S. Rio Purús Lago Jari	Marlier 1967
1700	0,23-0,24 (peso úmido) 0,14	Pretas	Lago Tupé	Reiss 1977
Média =721	0,136	Pretas	Lago Tupé	Reiss 1976
Média= 736	2,65 (peso úmido)	Brancas	Lago Muratú	Reiss 1976
Média= 810	2,06 (peso úmido)	Brancas	Lago dos Passarinhos	Reiss 1977
50- 5000		Brancas-Floresta inundável, transição zona terrestre-aquática	Lago Calado águas altas e baixas.	Reiss 1976
250-8000 (1)	6,2 (2)	Brancas-Floresta inundável, transição zona terrestre-aquática	Lago Jacaretinga águas altas e baixas.	Reiss 1976 (1) Fittkau et al, 1975 (2)
Média= 623,25	0,01 – 10,3	Águas claras	Rio Xingu - Lago Ilha Grande.	Este estudo
Média= 2.238,6	1,67 – 10,8	Águas claras	Rio Xingu corredeiras	Este estudo

Em ambientes lóticos existem poucas estimativas de biomassa bentônica. Bishop (1973) determinou a biomassa para um o curso de um rio na Malásia num gradiente de poluição orgânica. Excluindo os moluscos que aumentam significativamente a biomassa, para ambientes não poluídos foram registrados valores de 0,2-1,4 g.m^{-2} peso seco. Já em ambientes poluídos, a biomassa foi consideravelmente maior com 4,1 g.m^{-2} peso seco, indicando enriquecimento do fundo por matéria orgânica, que aumenta as densidades de alguns organismos tais

como oligoquetas, tubificideos e chironomideos que se desenvolvem sobre detritos orgânicos. No rio Volta em Ghana, a biomassa variou de 4,5 - 43 $g.m^{-2}$ peso úmido (PETR, 1970). Comparativamente aos valores obtidos para o médio rio Xingu, estes são relativamente menores, fato este que define um ambiente com alta biomassa e, portanto, alto grau de fontes de alimento neste sistema aquático.

6.1 GRUPOS INDICADORES

Os insetos EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) têm reconhecida importância ecológica, principalmente em estudos de ambientes lóticos, de média e baixa latitude. Estes possuem a característica de serem sensíveis às alterações ambientais, sendo ótimos indicadores de qualidade ambiental (ROSENBERG; RESH, 1993).

A presença da família Leptophlebiidae no período da cheia do médio rio Xingu, quando possivelmente ocorreu um maior aporte de partículas nos habitats de corredeira, constitui um indicador de aumento na concentração de matéria orgânica (PÉREZ, 1988).

Por sua vez, a presença da família Chironomidae em todos os habitats estudados e com destaque no ambiente de lago confirma sua maior abundância em relação aos outros grupos já registrados em ambientes lacustres (PINDER, 1986; STRIXINO; TRIVINHO-STRIXINO, 1991). A maioria dos representantes desta família possui hábito generalista e adaptações morfológicas – algumas espécies possuem sistema circulatório fechado, possibilitando a permanência em habitats com níveis baixos de oxigênio (MERRITT; CUMMINS, 1996), através da síntese da hemoglobina, um pigmento respiratório lhes facilita a adaptação para mudança de uma coloração esverdeada a vermelha com limitação de oxigênio (PAYNE, 1986), desta forma são aptos a colonizar tanto ambientes lênticos quanto lóticos.

Os Nematoda e Oligochaeta aquáticos, registrados nos substratos arenoso a lodoso no médio rio Xingu, podem ser associados com sua adaptação para ocupar sedimentos moles ou onde existe acúmulo de sedimento (BRINKHUST; GELDER, 1991).

6.2 GUILDAS TRÓFICAS

A maior biomassa da guilda coletores em todos os habitats estudados no rio e no lago do médio rio Xingu pode ser associada às diversas fontes de alimentos disponíveis, tais como: o material particulado, oriundo principalmente da vegetação marginal. A presença de todos os grupos funcionais no ambiente de rio reflete uma grande dinâmica, com alto fluxo de água entre seus habitats e condições favoráveis para manter uma comunidade mais estruturada.

O habitat de corredeira apresentou maior heterogeneidade espacial, o que pode estar refletindo na maior ocorrência e abundância de alguns grupos tróficos, principalmente de filtradores e generalistas.

Mudanças de níveis tróficos relacionadas ao desenvolvimento ontogenético e o comportamento generalista de muitos macroinvertebrados atuam diretamente na estruturação e estabilização das teias alimentares em ecossistemas aquáticos (PIMM; RICE, 1987). Contudo, para o ecossistema do médio rio Xingu, observou-se a influência do comportamento alimentar generalista apenas para o habitat de corredeira. A presença de generalistas somente para o referido habitat indica como este é altamente dinâmico, com variação de recursos alimentares, prevalecendo os mais adaptados (MINSHALL, 1988).

O aumento na biomassa de predadores no habitat profundo do lago no período da cheia pode ser associado à maior turbulência, com conseqüente inundação de áreas marginais. Assim, a combinação destes fatores pode estar facilitando o acesso a este habitat e criando o cenário para desenvolvimento larval de alguns taxa. Sternet et al. (2004), Batzer e Resh (1992) verificaram que ambientes que sofrem inundação ocorre um aumento da riqueza de predadores proporcional ao tempo de permanência da água.

6.3 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA

Possivelmente os valores altos em alguns casos da relação P/B, para os organismos do médio rio Xingu, associaram-se às comunidades bentônicas próprias de habitats complexos e estruturados, que favorecem um aproveitamento total das fontes de nutrientes disponíveis nos sedimentos.

Melo et al. (1993), tendo como espécie alvo *Campsurus violaceus* (Polymitarcyidae), sugere que esta é bivoltina, e que emerge durante o inverno. Para o médio rio Xingu observa-se que esta família tem o período de estiagem como preferencial, para reprodução: surgimento de estágios iniciais no período de junho a dezembro, com pico em setembro. No período das chuvas a captura de larvas em estágio inicial foi inferior, entretanto houve registro de larvas de maior comprimento, pressupondo que este táxon é bivoltino (duas gerações por ano).

De acordo com Waters (1977), a produção secundária para ninfas de Ephemeroptera variou de 0,12 a 4,45 $g.m^{-2}.ano^{-1}$. Da Silva (1994) estimou uma produção variando de 0,01 a 1,90$g.m^{-2}.ano^{-1}$ para sistemas lênticos. Comparando estes com os valores encontrados para o médio rio Xingu (3,58 $g.m^{-2}.ano^{-1}$) podemos considerar este sistema como de alta produtividade. Dentre os lagos tropicais onde se têm estimativas de produção, o lago Chad e lago Nakuru, no Kenya, têm mostrado valores de 20 $g.m^{-2}ano^{-1}$ de peso seco e 14,6 $g.m^{-2}ano^{-1}$ de peso seco (VARESCHI; JACOBS, 1984).

Junk (1973) reporta a importância da família Polymitarcyidae na alta produtividade e abundância de Ephemeroptera em ecossistemas aquáticos amazônicos. Irmler (1975); Fittkau et al. (1975) e Nolte (1987) associaram a alta produtividade de polymitarcyideos encontrada para ambientes de águas brancas, principalmente, às altas taxas de sedimentação de partículas finas, característico deste tipo de ambientes. Leal e Esteves (2000) exibiram alta produtividade de *Campsurus notatus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) em ambientes lênticos de águas claras, associando de igual forma o valor de produção secundária à presença de partículas finas de sedimento.

7 CONCLUSÕES

A maior riqueza de macroinvertebrados, para os ambientes estudados do médio rio Xingu, foi registrada para o habitat de corredeira em relação ao remanso e os habitats do lago. De igual forma, o ambiente de remanso no rio foi muito similar, em riqueza e composição de espécies, ao ambiente marginal do Lago.

Estes resultados confirmaram que as condições de melhor qualidade do ambiente aquático em fatores, tais como: oxigenação das águas e maior disponibilidade de microhabitats, como ocorrem nas corredeiras, favorecem uma maior diversificação dos grupos de macroinvertebrados aquáticos no médio rio Xingu. Diferentemente, como observado para os ambientes marginais do Lago, caracterizados por pouca profundidade e com formas com adaptações para condições limitadas de oxigênio dissolvido.

Três grandes grupos de ambientes podem ser bem diferenciados em termos de composição de organismos bentônicos: a) as corredeiras um habitat extremamente diferente em formas vivas; b) ambientes com baixa ou sem correnteza como o remanso e as margens do lago da Ilha Grande c) o ambiente profundo do lago.

Houve diferentes tendências de riqueza entre os habitats: a) nas corredeiras (ambiente de rio) a riqueza aumentou conforme a diminuição do nível do rio; b) no habitat marginal (lago) ocorreu um efeito inverso, com um aumento na riqueza com a elevação do nível do rio.

Com respeito à densidade relativa dos macroinvertebrados, enquanto que o lago da Ilha Grande se manteve mais homogêneo na variação sazonal com os táxons mais abundantes tais como Chironomidae (Diptera), Oligochaeta e Nematoda; nas corredeiras foram mais abundantes durante a cheia, as ordens Ephemeroptera com Leptophebiidae e Baetidae, e Trichoptera com Hydropsychidae. Já no período seco destacaram-se a ordem Trichoptera com Hydropsychidae, Ephemeroptera com Leptophebiidae e Polymitarcyidae e Diptera com Chironomidae.

Estes organismos podem ser categorizados como indicadores de um ambiente com limitação de oxigênio que favorece alguns grupos com grande capacidade adaptativa no Lago da Ilha Grande e organismos típicos de ambientes

de águas oxigenadas e que realizam a maior parte de seu ciclo de vida associados aos substratos rochosos como é o caso de Ephemeroptera e Trichoptera.

A maior diversificação de habitats nos ambientes do rio, possivelmente favorecem o estabelecimento de maior diversidade de grupos funcionais de macroinvertebrados, em comparação com os ambientes do lago que tendem a ser mais homogêneos. Por sua vez, vale destacar as maiores biomassas que foram constituídas por organismos de hábitos coletores generalistas, onde a matéria orgânica particulada de origem vegetal possivelmente torna-se a principal fonte de alimento para estes organismos. Estes resultados confirmam a importância da floresta aluvial das margens e as ilhas e possivelmente o periliton que cresce acima das rochas como principais fontes de energia para os diferentes elos do sistema aquático do médio rio Xingu.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), 1996. **Anais**... Almeria: Instituto Tecnologico Geominero, España, v. 2, p. 203-213, 1996.

ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters**. London, Kluwer Academic Publishers Netherlands, 1995. 388 p.

AMBÜHL, H; BÜHRER, H. Zur Technik der Entnahme ungestörter Gossproben von Seesedimenten: ein verbessertes Bohrlot. **Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie**, v. 37, p.: 175-186, 1975.

ANAYA, M. **A influência da movimentação do zoobentos lóticos em um experimento de colonização de substrato arenoso**. 2003. 79 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

ANDERSON, R. O.; HOOPER, F. F. Seasonal abundance and production of littoral bottom fauna in a southern Michigan lake. **Transactions of the American Microscopical Society**, v. 75, p. 259-270, 1956.

BAPTISTA, D. F. et al. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 249-258, 2001a.

BAPTISTA, D. F. et al. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. p. 191-207. In: NESSIMIAM, J. L.; CARVALHO, A. C. (Ed) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, v.5, 1998. 309 p. (Series Oecologia Brasiliensis)

BAPTISTA, D. F. et al. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 295-304, 2001b.

BASCH, P.; LIMA, G. T. N. P.; GRIEP, G. Análise granulométrica. In: LANA, P. C. et al. **Avaliação ambiental de estuários brasileiros**: diretrizes metodológicas. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2006. 156 p., 2006.

BATZER, D. P.; RESH, V. H. Wetland management strategies that enhance waterfowl habitats can also control mosquitoes. **Journal of the American Mosquito Control Association**, v. 8, p. 117-125, 1992.

BEAVAN, L.; SADLER, J.; PINDER, C. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. **Hydrobiologia**, v. 445, p. 97-108, 2001.

BEISEL, J. N. et al. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia**, v. 389, p. 73-88, 1998.

BENKE, A. C. A modification of the Hvnes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p. 168-171, 1979.

BENKE, A. C. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 25, p. 15-38, 1993.

BIRD, G. A.; HYNES, H. B. N. Movements of adult aquatic insects near streams in southern Ontario. **Hydrobiologia**, v. 77, p. 65-69, 1981.

BISHOP, J. E. Limnology of a small Malayan river Sungai Gombak. **Monographiae Biologicae**, v. 22, p. 1-485, 1973.

BISPO, P. C. **Estudo de comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos do Parque Estadual Intervales, serra de Paranapiacaba, Sul do Estado de São Paulo**. 2002. 120 p. Tese (Doutorado em Ciências - área de zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. In: NESSIMIAM, J. L.; CARVALHO, A. C. (Ed) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. p. 175-189. (Series Oecologia Brasiliensis, v.5)

BOUCHARD Jr, R. W. **Guid to Aquatic Invertebrates of Upper Midwest**: identification manual for students, citizen monitors, and aquatic resource professionals. University of Minnesota, Department of Entomology, 2004. 207 p.

BOYSEN-JENSEN, P. Valuation of the Limfjord. 1. **Report of the Danish Biological Station**, v. 26, p. 3-44, 1919.

BRANCO, L. H. Z.; NECCHI Jr. O. Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região noroeste do Estado de São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 9, p. 165-177, 1997.

BRAUN R. Limnologische Untersuchungen an einigen Seen im Amazonasgebiet. **Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie**, v. 14, n. 1, p. 1-128, 1952.

BRINKHUST, R. O.; GELDER, S. R. Annelida: Oligochaeta and Branchiobdellida. In: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Ed). **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. New York: Academic Press. 1991. p. 401-435.

BUENO, A. A. P., BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, 2003.

BUSS, D. F. et al. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assembleges in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 481, p. 125-136, 2002.

BUTAKKA, C. M. M.; WANTZEN, K. M. Correlações entre variáveis ambientais e distribuição de larvas de *Campsulus* sp. (Ephemeroptera-Polymitarcyidade) na Baía de Sinhá Mariana, Pantanal mato-grossense, MT. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal: Os desafios para o novo milênio, 2000. **Anais**... Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal, Corumbá-MS, p. 1-17, 2000.

CALLISTO M.; ESTEVES, F. A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. p. 299-309. In: NESSIMIAM, J. L.; CARVALHO, A. C. (Ed) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. 309 p. (Series Oecologia Brasiliensis, v.5)

CALLISTO, M. **Macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita (Porto Trombetas, Pará)**. 1996. 140 p., Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, Rio de Janeiro, 1996.

CALLISTO, M., MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. HabitaHabitatt diversity and

benthic functional groups at Serra do Cipó, Sourtheast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001a.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). p. 281-291. In: ESTEVES, F. A. (Ed) **Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros**. PPGE-UFRJ, v. 1, 1995. (Series Oecologia Brasiliensis),

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A.; GONCALVES, J. F. Jr.; FONSECA, J. J. L. Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers ('igarapes') in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. **Amazoniana**, v. 15, n. 1-2, p. 1-9, 1998.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULARD, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001b.

CALLISTO, M; GONÇALVES, Jr., J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquaticos como bioindicadores. In: **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais.** Belo Horizonte: UFMG, v. 1, p. 1-12, 2004.

CAMARGO, M. (Ed) **Entre a Terra, as Águas e os Pescadores do médio rio Xingu: Uma abordagem ecológica**. 2008, *in prep*.

CAMARGO, M. **A comunidade ictica e suas interrelações tróficas como indicadores de integridade biológica na área de influência do projeto hidrelétrico Belo Monte-rio Xingu, PA**. 2004. 167 p. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, 2004.

CARMOUZE, J. P. **La régulation hydrogéochimique du lac Tchad**. Trav. Doc. ORSTOM, 58, 1976. 418 p.

CARRERA, C.; FIERRO, K. **Manual de Monitoreo: los Macroinvertebrados Acuáticos como Indicadores de la Calidad Del Água**. EcoCiência. Quito, 2001. 66 p.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização de macroinvertebrados em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 21, n. 2, p. 287-293, 2004.

CLARKE, G. L. Dynamics of production in a marine area. **Ecological Monographs**, v. 16, p. 321-335, 1946.
CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Natural Environment Research Council, UK., 1994. 114 p.

CLETO FILHO, S. E. N.; 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, p. 69-89, 2001.

CLIFFORD, H. F. Life history of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism. **Quaest. Ent.**, v. 18. p. 15-90, 1982.

COFFMAN, W. P. Conclusions – Ecological diversity of the Chironomidae, p. 436-447. In: ARTIMAGE, P. D. CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. (Ed) **The Chironomidae**: biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall, 1995. 572 p.

COSTA, V. B.; COSTA, S. D.; CAMARGO, M. As Algas. In: CAMARGO, M. (Org) **Entre a Terra, as Águas e os Pescadores do médio rio Xingu (Uma abordagem ecológica)**. Belém: Eletronorte, 2008. p. 41-62. in prep.

CRESSA, C. Dry mass estimation of tropical aquatic insects using different short-term preservation methods. **Rev. biol. trop.**, v. 47, n. 1-2, p. 143-149, 1999.

CRITCHFIELD, H. J. **General climatology**. Nova Delhi: Prentice-Hall, 1968. 420 p.

CUFFNEY, T. F.; MINSHALL, G. W. Life history and bionomics of *Arctopsyche grandis* (Tricoptera) in a central Idaho stream. **Holarctic Ecology**, v. 4, p. 252-262, 1981.

DA SILVA, E. R. **Aspectos da biologia e ecologia de *Callibaetis guttatus* Navás, 1915 (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae) em alagados temporários da Restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro, com considerações taxonômicas**. 1994. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas/Zoologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 1994.

DOMÍNGUEZ, E.; FERREIRA, M. J.; NIETO, C. Redescription and phylogenetic relationship of *Leentvaaria demoulin* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). In: DOMÍNGUEZ, E. (Ed). **Trends in Research in Ephemeroptera & Plecoptera**.

Kluger Academic/Plenum Publishers, New York, Estados Unidos, 2001. p. 313-320.

DOWING, J. A.; RIGLER, F. H. (Ed) **A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters**. (2nd ed). I.B.P. Handbook 17. Blackwell Sci. Pubs, Oxford, England. 1984. 501 p.

EDGAR, G. J. The influence of plant structure on the species nchness, biomass and secondary production macrofaunal assemblages associated with Western Australian seagrass beds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 137, p. 215-240, 1990.

EPLER, J. H. **Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. North Carolina Departament of Environmental and Natural Resources – Division of Water Quality. North Carolina. 2001. 526 p.

ESTEBENET, A. L. 1995. Food And Feeding In *Pomacea Canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). **The Veliger**, v. 338, n. 4, p. 277-283, 1995.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 602 p.

FERNANDEZ, M. A.; THIENGO, S. C.; SIMONE, L. R. L.2003 Distribuitioon of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus*. (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. **The Nautilus**, v. 117, n. 3, p. 78-82, 2003.

FISHER, S. G.; GRAY, L. J. Secondary production and organic matter processing by collector macroinvertebrate in a desert stream. **Ecology**, v. 64, p. 1217-1224, 1983.

FITTKAU, E. J., IRMLER, U., JUNK, W. J., REISS, F., SCHMIDT, G. W. Productivity, biomass and population dynamics in Amazonian water bodies. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. (Ed) **Tropical Ecological Systems, Trends in Terrestrial and Aquatic Research**, Berlin, Springer-Verlag. 1975. 398 p.

FONSECA-LEAL, J. J.; ESTEVES, F. A.; CALLISTO, M. Distribution of Chiromonidae larvae in an Amazonian flood-plain lake impacted by bauxite tailings (Brazil). **Amazoniana**, v. 27, p. 109-123, 2004.

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

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1. 2003.

GRAY, L. Changes in water quality and macroinvertebrate communities resulting from urban stormflows in the Provo River, Utah, U.S.A. **Hydrobiologia**, v. 518, p. 33-46, 2004.

HAWEKES, H. A. Invertebrates as indicators of river water quality. In: JAMES, A.; EVISON, L. (Ed). **Biological indicator of water quality**. New York. 1979. p. 2-37.

HURYN A. D., WALLACE J. B. Life history and production of stream insects. **Annual Review of Entomology**, v. 45, p. 83-110, 2000.

HYNES, H. B. N. The significance of macroinvertebrates. In: ROBERT, A. (Ed) the study of mild river pollution. **Biological problems in water pollution**. New York. 1962.

HYNES, H. B. N.; COLEMAN, M. J. A Simple Method of Assessing the Annual Production of Stream Benthos. **Limnology and Oceanography**, v. 13, n. 4, p. 569-573, 1968.

IRMLER U. Ecological studies of the aquatic soil invertebrates in three inundation forests of Central Amazonia. **Amazoniana**, v. 5, p. 337-409, 1975.

JACKSON, J. K.; SWEENEY, B. W. Present status and future directions of tropical stream research. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 14, n. 1, p.5-11, 1995.

JEFREY, D. W. Biomonitoring of freshwater, estuaries and shallow seas: a commentary on requirements for environmental quality control. In: YASUNO, M.; WHITTON, B. A. (Ed) **Biological Monitoring of Environmental Pollution**. Tokyo, Tokai University Press, 1987. p. 75-90.

JUNK, W. J. The bottom fauna and its distribution in Bung Borapet, a reservoir in Central Thailand. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 19, p. 1935-1946, 1975.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. p. 157-173. In: NESSIMIAM, J. L.; CARVALHO, A. C. (Ed) **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1998. 309 p. (Series Oecologia Brasiliensis, v.5)

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo em um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomologia y vectores**, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.

LAKE, P. S. Disturbing hard and soft bottom communities: a comparison of marine and freshwater environments. **Australian Journal of Ecology**, v, 15, p. 477-488, 1990.

LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A. Life cycle and production of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera, Polymitarcyidae) in an Amazonian lake impacted by bauxite tailings (Pará , Brazil). **Hydrobiologia**, v. 437, p. 91–99, 2000.

LÉVÊQUE, C.; SAINT-JEAN, L. Secondary production (zooplankton and benthos). In: CARMOUZE, J. P.; DURAND, J. R.; LÉVÊQUE, C. (Ed) **lake Chad, Ecology and Productivity of a Shallow Tropical Ecosystem**, The Hague:Junk. 1983. 575 p.

MACKAY, R. J. Macroinvertebrates colonization of stones in two upland southern Australian streams. **Hydrobiologia**, v. 126, p. 199-212, 1985.

MALTCHIC, L.; CALLISTO, M. The use of rapid assessment approach to discuss ecological theories in wetland systems, southern Brazil. **Interciência**, v. 29, n. 4, p. 219-223**,** 2004.

MARLIER G. Ecological studies on some lakes of the Amazon valley. **Amazoniana**, v. 1, n. 2, p. 91-115, 1967.

MARLIER G. Etude sur les lacs de l’amazonie central. **Cadern da Amazônia**, v. 5, p. 1-51, 1965.

MARQUES, M. G. S. M., FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características linmológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de

macroinvertebrados aquáticos e características linmológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.
MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from na impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast, Brazil), usinf benthic macroinvertebrate communities as an indicator. **Hydrobiologia**, v. 373, p. 69-76, 2001.

MAYRINK, M. N.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C.; MORENO, P.; FERREIRA, W.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates diversity in the middle Doce river: the beginning of the Brazilian Long Term Ecological research (LTER) program. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 28, n. 4, p. 1827-1830, 2002.

McALLISTER, D. E.; HAMILTON, A. L.; HARVEY, B. Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems. **Sea Wind**, v. 11, n. 3, p. 1-142, 1997.

MENZIE. C. A. The chironomid (Insecta: Diptera) and other fauna of a Myriophyllum spicatum L. plant bed in the lower Hudson hver. **Estuares**, v. 3, p. 38-54, 1980.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introdution to the aquatic insects of North America**. 3 ed., Dubuque, Kendall/Hunt. 1996. 862 p.

METCALFE J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-139, 1989.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality . In: CHAPMAN, D. **Water quality assessment**. Cambrige, University Press, 1992. 585 p.

MINSHALL G. W. Stream ecosystem theory: a global perspective. Journal of the North American Benthological Society, v. 7, p. 263-288, 1988.

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

MORENO, P.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas. In: FERRACINI, V. L.; QUEIROZ, S. C. N.; SILVEIRA, M. P. (Org) **Bioindicadores de Qualidade da Água**. Jaguariuna: EMBRAPA. v. 1, p.

95-116, 2004.

MYLISTKY, E.; GINSBURG, W. Macroinvertebrates as indicators of pollution. **JAMER Water WKS Association**, v. 69, p. 538-544, 1977.

NOLTE, U. *Campsurus notatus* (Polymitarcyidae, Ephemeroptera) a bioturbation in Várzea lakes. **Amazoniana**, v. 10, p. 219-222, 1987.

NYBAKKEN, J. W. **Marine Biology**: An ecological approach. 3 ed., Harper Collins College Publishers, USA. 1993. 462 p.

OLIVEIRA, A.; MORGAN, F.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Inventário da fauna de insetos aquáticos na Estação Ambiental de Peti (CEMIG). In: SILVEIRA, F. (Org.). Anais da ANEEL - Projeto Peti/UFMG. **ANEEL**, v. 1, p. 25-30, 2005.

PAYNE, A. I. The ecology of tropical lakes and rivers. New York : John Wiley & Sons, 1986. 301 p.

PECKARSKY, B. L. Aquatic insect predator-prey relations. **BioScience**, v. 32, p. 261-266, 1982.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Fondo Fen Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá. 1988. 217 p.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NISSIMIAM, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 46, n. 2, p. 181-204, 2005.

PESCADOR, M. L. **General Ecology of Mayflies: adaptations, reproductive strategies and trophic categories.** Taller Internacional sobre sistemática y bioecologia de Ephemeroptera como bioindicador de calidad de agua. Santiago de Cali, Colombia, 1997. 10 p.

PETR, T. 1970. Macro-invertebrates of flooded trees in the man-made Volta Lake (Ganha) with special reference to the burrowing mayfly Povilla adusta Navas. **Hydrobiologia**, v. 36, p. 399-418, 1970.

PETR, T. The development of the bottom fauna in the man-made Volta Lake in

Ghana. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 17, p. 273-287, 1969.

PIMM, S. L.; RICE, J. C. The dynamics of multispecies, multi-life-stages models of aquatic food-webs. **Theoretical Population Biology**, v. 32, p. 303-325, 1987.

PINDER, L. C. V. Biology of freshwater Chironomidae. **Annual Review of Entomology, Stanford**, v. 31, p. 1-23, 1986.

POMPEU, P. P.; ALVES, M. C. B.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. **American Fish Society**, 2004, in press.

RAMIREZ, A.; PRINGLE, C. M. Spatial and temporal patterns of invertebrate drift in streams draining a Neotropical landscape. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 47–62, 2001.

REIS, F. Charakterisierung zentralamazonisher Seen aufgrund ihrer Makrobenthosfauna. **Amazoniana**, v. 6, n. 1, p. 123-134, 1976.

REIS, F. Die Benthoszoozönosen zentralamazonischer Várzeaseen und ihre Anpassungen an die jahreperiodischen Wasserstandschwankuungen. **Biogeografica**, v. 7, p. 25-135, 1976.

REIS, F. Qualitative and quantitative investigations on the macrobenthic fauna of Central Amazon lakes.I. Lago Tupé, a black water on the lower Rio Negro. **Amazoniana**, v. 6, n. 2, p. 203-235, 1977.

REIS. F. Vier neue Chironomus-Arten (Chironomidae, Diptera) und ihre ökologische Bedeutung für die Benthosfauna zentralamazonischer Seen und Uberschwemmungswälder. **Amazoniana**, v. 5, n. 1, p. 3-23, 1974.

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assesment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.;. RESH, V. H. (Ed). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 195-233.

RICKER, W. E. Production and utilization of fish populations. **Ecological Monographs**, v. 16, p. 373-391, 1946.

ROCHA, O. **Técnicas de manejo de Espécies Exóticas e Alóctones de Peixes com ênfase nas interações tróficas das larvas e alevinos destas espécies com organismos zooplanctônicos.** Plano de Pesquisa. São Carlos, SP, 2003. 20 p.

ROLDÁN, G. **Fundamentos de Limnologia Neotropical**. Universidad de Antioquia. Medellín, 1992. 529 p.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade de água dos córregos do município de Luiz Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados como indicadores. p. 721-731. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed) **Estudos integrados em ecossistemas.** Estação Ecológica do Jataí, v. 2. 2000.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. In: CAIRNS, J. (Ed) **Artificial substrates**. Michigan: An Arbor Science Publishers Inc., 1982. p. 175-235.

RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 24. n. 2, p. 411-417, 2002.

SANCHEZ M. R.; HENDRICKS A. C. Life history and secondary production of Cheumatopsyche spp. in a small Appalachian stream with two different land uses on its watershed. **Hydrobiologia**, v. 354, p. 127-139, 1997.

SANDERS, H. L. The biology of marine bottom communities. **Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection**, v. 15, p. 345-414, 1956.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Editora UFRGS. Porto Alegre, 1985. 532 p.

SILVEIRA, M. P. **Estudo das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro**. 2001. 95 p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia UFRJ - Rio de Janeiro, 2001.

SOARES-GOMES, A; PAIVA, P. C.; SUMIDA, P. Y. G. Bentos de Sedimentos Não Consolidado.In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Org) **Biologia Marinha**. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. p. 127-146.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. The principles and practice of statistics in

biological research, third ed. New York, NY, W.H. Freeman and Co. 1997. 887 p.
STEAD, T. K.; SCHMID-ARAYA, J. M.; HILDREW, A. H. Secondary production of a stream metazoan community: Does the meiofauna make a difference? **Limnology and Oceanography**, v. 50, n. 1, p. 398-03, 2005.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae (Diptera) Associados a sedimentos de reservatórios: significados dos diferentes povoamentos. In: Seminário Regional de Ecologia, 1991. **Anais**... Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, p. 151-168, 1991.

TEAL, J. M. Community metabolism in a temperate cold spring. **Ecological Monographs**, v. 27, p. 283-302, 1957.

TIMM, H.; IVASK, M.; MOLS, T. Response of macroinvertebrates and water quality to long-term decrease in organic pollution in some Estonian streams during 1990-1998. **Hydrobiologia**, v. 464, p. 153-164, 2001.

TONIOLLO, V.; MATTIELLO, I; CAETANO, J. A.; WOSIACK, A. C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do Rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA. In: VIII Congresso Brasileiro de Limnologia, 2001. **Anais**... Sociedade Brasileira de Limnologia, João Pessoa. p. 284, 2001.

UIEDA, V. S.; GAJARDO, I. C. S. M. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em porções e corredeiras de um riacho. **Naturalia**, v. 21, p. 31-47, 1996.

UNDERWOOD, A. J. **Experiments in ecology**: Their logical desingn and interpretation using analysis of variance. Cambrige University Press, Cambrige, 1997. 528 p.

VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VARESCHI, E.; J. JACOBS, J. 1984. The ecology of Lake Nakuru (Kenya). VI. Biomass and distribution of consumer organisms. **Oecologia**, v. 61, p. 70-82, 1984.

VELEZ, A. Fluctuación mensual del índice de engorde del mejillón *Perna-perna* natural y cultivado. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 10, p. 3-8, 1971.

VILELLA, F. S. **Ecologia da comunidade aquática de um riacho de 1ª ordem da**

Mata Atlântica: Relações entre variáveis estruturais e bióticas em uma Reserva de Biosfera Tropical. 202. 121 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR, 2002.

WALKER, I. Maintenance of biodiversity in the benthic fauna of an Amazonian forest stream. In: CHAO, N. L. et. al. (Org) **Conservation and management of ornamental fish resources in the Rio Negro Basin: Projeto Piaba**, 2001. p. 146-160.

WALKER, I. The benthic insect fauna of the blackwater stream Rio Tarumã-Mirím (Manaus, Amazonas) Pattern of population dynamics and their implications for ecosystem stability **Amazoniana**, v. 17, p. 471-480, 2003.

WALKER, I. The benthic litter-dwelling macrofauna of tha amazonian frest stream Tarumã-Mírim: patterns of colonization and their implications for community stability. **Hydrobiologia**, v. 294, p. 75-92, 1994.

WALKER, I. The pattern of distribution of two sibling species Euryrhynchus amazoniensis and E. burchelli (Decapoda, Palaemonidae) in the Central Amazonian blackwater stream Taruma-Mirim, and the problem of coexistence. **Amazoniana**, v. 16, p. 565-578, 2001.

WATERS, T. F. Influence of benthos life history upon the estimation of secondary production. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 336, p. 1425-1430, 1979.

WENTWORTH, C. R. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Jour. Geology**, v. 30, p. 377-392, 1922.

WINTERBOURNE, M. J.; TOWNSEND, C. R. Streams and rivers - One-way flow systems. In: BARNES, R. S. K,; MANN, K. H. (Ed) **Fundamentals of aquatic ecology**: Oxford, England, Blackwell Science Ltd., p. 230–242, 1991.