

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU**

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia

Tese de Doutorado

Carolina Vieira da Silva

**Macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas
flutuantes: distribuição, estrutura da comunidade e
abordagem experimental**

Botucatu – SP
2015

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DE BOTUCATU**

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas
Área de Concentração: Zoologia

Carolina Vieira da Silva

**Macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas
flutuantes: distribuição, estrutura da comunidade e
abordagem experimental**

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” – UNESP, Campus de Botucatu, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Raoul Henry

Botucatu – SP

2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Silva, Carolina Vieira da.


Macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas
flutuantes : distribuição, estrutura da comunidade e
abordagem experimental / Carolina Vieira da Silva. -
Botucatu, 2015

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de
Botucatu

Orientador: Raoul Henry
Capes: 20502001

1. Macrófitas aquáticas - Distribuição sazonal. 2.
Ecologia aquática. 3. Plantas aquáticas. 4. Biodegradação.
5. Substratos. 6. Organismos aquáticos.

Palavras-chave: Áreas alagáveis; Decomposição; Fitofauna;
Plantas aquáticas; Substratos artificiais.



*“Você ganha força,
coragem e confiança
através de cada
experiência em que você
realmente para e encara o
medo de frente.”*

(Eleanor Roosevelt)

*“O que vale na vida não é o
ponto de partida e sim a
caminhada, Caminhando e
semeando, no fim terás o que
colher.”*

(Cora Coralina)

DEDICO ESTE TRABALHO...

Aos que depois de Deus, são os responsáveis pela minha existência: meus avós e meus pais.

O amor que sinto por vocês é infinito!

AGRADECIMENTO ESPECIAL

Querido DEUS:

Agradeço por Tê-lo sempre comigo.

Agradeço por ter me concedido mais esta conquista.

Agradeço por ser meu mediador nos conflitos e me proteger.

Agradeço porque, quando eu não posso, Você pode, e me socorre.

Agradeço pelo privilégio da oração, pela rapidez da sua resposta cada vez que recorro a você.

Agradeço meu DEUS, por me defender, me proteger, me guiar, por tomar conta de tudo o que é meu.

Agradeço por ter me dado tudo de que preciso para crescer e realizar plenamente meu potencial como pessoa.

Agradeço porque, em qualquer situação, independentemente do que eu sinta ou faça, posso buscá-lo a qualquer momento em minhas preces.

Agradeço Senhor, pela Sua compaixão, pela Sua graça, pela Sua bondade, que estão sempre presentes, sustentando-me nos momentos mais difíceis.

Por tudo aquilo que já recebi e tudo o que ainda está por vir, venho humildemente oferecer minha

IMENSA GRATIDÃO!

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente ao meu orientador, Professor Dr. Raoul Henry, por tornar possível a realização deste sonho. Sem os seus ensinamentos, conselhos, apoio, ajuda, incentivo, enfim... sem a sua orientação eu não teria conseguido. Também sou grata por todas as oportunidades, pelo seu cuidado para que “seus filhos científicos” sejam bons profissionais, pela confiança em meu trabalho e por ter acreditado em mim, quando em 2008 bati na sua porta para lhe pedir estágio. O senhor é um exemplo a ser seguido!

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos no Brasil e no exterior, para a realização do estágio de doutorado sanduíche (PDSE – Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior – Processo: BEX 11152/13-3). A FUNDIBIO pelo auxílio financeiro nos trabalhos de campo.

Ao Professor Dr. Vincent H. Resh, pelos seus ensinamentos, pela sua atenção, receptividade e por ter me dado a oportunidade de estagiar em seu laboratório de ecologia aquática “The Resh Lab”, do Departamento “Environmental Science, Policy, and Management” da Universidade da Califórnia, Campus de Berkeley. Agradeço também aos seus orientados, em especial a Lisa Hunt, por toda a atenção, ensinamentos, cuidados e por ter sido uma pessoa extremamente solícita, desde o primeiro momento em que a conheci me ajudando em tudo o que foi necessário.

A Professora Dra. Virgínia Sanches Uieda, do Departamento de Zoologia da UNESP de Botucatu, pelas dicas no delineamento experimental do Capítulo II deste estudo. Além disso, sou grata por tudo o que já me ensinou e por sempre ter sido atenciosa e pronta para me auxiliar todas as vezes que precisei.

Ao Professor Dr. Marcos Gomes Nogueira, do Departamento de Zoologia da UNESP de Botucatu, pela amizade, ensinamentos e agradável convivência em todos esses anos.

Durante os quatro anos do meu doutorado fiz estágios em laboratórios de diferentes universidades, para aprender novas metodologias de trabalho. Por todos os lugares que passei, sempre fui muito bem recebida pelos docentes e seus respectivos orientados. Deparei-me com uma imensa boa vontade para me ensinar e ajudar, além de paciência para esclarecer todas as minhas dúvidas. Por isso, tenho muito que agradecer:

- Ao Professor Dr. José Francisco Gonçalves Júnior, do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília e seus orientados, pelo auxílio nas análises de ergosterol e ATP, e delineamento experimental do Capítulo III;

- Ao Professor Dr. Irineu Bianchini Júnior, do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar e seus orientados, pelo auxílio nos modelos matemáticos de decomposição de macrófitas;
- A Professora Dra. Alaíde Ap. Fonseca Gessner e a Professora Dra. Susana Trivinho-Strixino, ambas do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar, pelo auxílio na identificação de Chironomidae;
- Ao Professor Dr. Antonio Fernando Monteiro de Camargo, do Departamento de Ecologia da UNESP de Rio Claro e seus orientados, pelos ensinamentos nas análises de composição química de macrófitas. Agradeço também ao técnico de laboratório Carlos, do mesmo departamento e universidade, por toda atenção.

A Dra. Adriana Jorcin, pela amizade e pelos ensinamentos quando ingressei no mestrado.

Aos funcionários do Departamento de Zoologia da UNESP de Botucatu: Hamilton, Juliana, Flávio, Silvio e Carol, pela disponibilidade em ajudar sempre que necessário. Muito obrigada por tudo!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia, do Instituto de Biociências da UNESP de Botucatu. Aos funcionários da Seção de Pós-Graduação, pela atenção e auxílio desde o mestrado.

A Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo – Instituto Florestal de Angatuba – Processo SMA 260108-000.561/2013, por autorizar a realização da pesquisa descrita no Capítulo II deste estudo. A bióloga Barbara Heliadora Soares do Prado, responsável pela Estação Ecológica de Angatuba e demais funcionários, por toda a atenção e apoio para a realização do trabalho de campo.

Ao auxiliar acadêmico Hamilton, por toda a ajuda nos trabalhos de campo e análises em laboratório, por sua amizade, atenção, competência e disponibilidade em todos os momentos. Ao Joaquim e Miguel por preparem as deliciosas refeições nos períodos de coleta e pela ajuda no trabalho de campo. Agradeço também ao Professor Raoul que esteve presente em quase todas as coletas.

Aos meus amigos do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais: Aninha, Carol (mineira), Mirian, Natalia, Rose, Jú Pomari, Paty Pitot, Fabi, Silvia, Paty Miko, Rosa, Larissa, Dani, Erika, Carol Souto, Danilo, Jorge, Eduardo, Marco Aurélio, Zé Roberto, Ricardo, Gilmar, Spoke e àqueles que são como verdadeiros membros dessa “família”: Clívia e Ronaldo. Muito obrigada pela amizade, ajuda, apoio, companheirismo,

ensinamentos, convivência e por todos os momentos agradáveis que vivemos dentro e fora do laboratório. O clima do nosso ambiente de trabalho e da nossa amizade é maravilhoso. Por isso, eu só tenho que agradecer pelo privilégio de estar rodeada de pessoas como vocês!

A Mirian, pela amizade construída ao longo de todos esses anos. Quando te conheci, já tinha certeza que nossa parceria daria certo! Obrigada por dividir comigo todos os momentos, pela boa vontade em ajudar e pelos conselhos. A Aninha, essa pessoa que é pequena no tamanho, mas tem o coração gigantesco. Agradeço pelo carinho, por estar sempre preocupada comigo, pela amizade sincera e por ter me acolhido tão bem em sua casa, quando precisei fazer muitas horas extras no laboratório, rrsr... A Carol (mineira), que chegou recentemente, mas o tempo que convivemos já foi suficiente para perceber o quanto é uma pessoa especial, companheira para todas as horas.

A Rose, pela amizade de longa data, pelos ensinamentos, conselhos, por tudo o que já me ajudou e pela disposição em continuar ajudando. Você é muito querida! Obrigada pelo auxílio e troca de idéias em relação aos quironomídeos.

A Natalia por compartilhar nossas responsabilidades, pela amizade, por estar sempre preocupada com tudo e com todos pronta para ajudar no que for necessário, pela eficiência no que faz e por ter assumido minhas responsabilidades enquanto eu estava nos Estados Unidos fazendo meu doutorado sanduíche.

A Sil, a Jú Pomari e a Rosa, por também fazerem parte do time das amigas de longa data. Obrigada por tudo meninas!

Ao Jorge, que mesmo estando atarefado no período pré-defesa de doutorado, assim como eu, me auxiliou nas análises estatísticas e sempre teve boa vontade para ensinar e esclarecer minhas dúvidas. Também sou grata pela sua amizade, desde quando ingressamos juntos na pós-graduação.

Ao Danilo, por sempre se dispor a ajudar e ser um amigo querido.

A minha amada mãe Ivone, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos da minha vida, me dando seu apoio, carinho e compreensão. Agradeço ao meu pai Antonio (*in memoriam*), pois mesmo não estando presente, tenho certeza que olha por mim e de alguma forma, me ajuda a alcançar meus objetivos.

Aos meus avós paternos (Silveria e Francisco) e maternos (Ceres e Antonio). Infelizmente todos já partiram desse mundo, mas quero agradecê-los mesmo assim, porque eles sempre foram a base da minha família e eu não teria chegado até aqui, sem ter sido

criada e educada em um ambiente repleto de coisas boas, espelho do que foi construído por eles. A vocês minha eterna gratidão! Um agradecimento especial a minha avó Ceres, minha mãezinha, a única que teve a chance de acompanhar parte do meu doutorado e sempre foi tão preocupada comigo em todos os sentidos. Vózinha linda muito obrigada por tudo!

As primas Bruna, Bia, Erika, Letícia, Débora e Angélica, pela amizade, incentivo e carinho! A minha prima “sobrinha” do coração, Maria Eduarda. “Linda da tia” obrigada por me incentivar e ajudar, mesmo sendo uma criança.

Ao meu afilhado João Lucas, que é um bebê lindo e me proporcionou momentos de alegria em meio a um período tenso na escrita desta tese.

As amigas Fabi e Paty Pitot, pela amizade verdadeira, que apesar da distância está sempre perto, por estar presente na memória e no coração.

A todos os meus amigos de “fora” da universidade. Sou grata por entenderem minha ausência e os “nãos” que eu disse a vocês, mesmo sem “viverem na pele” o que é fazer um doutorado. Obrigada Mariana, Matilde, Priscila, Patrícia e tantos outros, por todo o apoio, pela torcida, carinho, amizade, incentivo, companheirismo, confiança e positividade, sempre dizendo que eu iria conseguir... Agradeço pela amizade e por tudo aquilo que ela nos proporcionou e proporciona.

Aos amigos brasileiros que conheci nos EUA, em especial Carol Chaves, Carol Bussoli, Julia, Fernanda e Sirlei. Sem vocês, a experiência no exterior não teria sido a mesma. Obrigada por me proporcionarem momentos tão agradáveis!

Ao Cleiton, que esteve ao meu lado na maior parte do tempo deste doutorado e não mediu esforços para me ajudar na realização deste trabalho.

A toda minha querida família, que esteve rezando e torcendo por mim, me apoiando e incentivando desde sempre. Eu não seria nada sem vocês!

A frase “Não há no mundo exagero mais belo que a gratidão.” escrita por Jean de la Bruyère, expressa exatamente o que sinto neste momento, porque a minha vontade é de ficar agradecendo sem parar. Mas a impressão que tenho, é que dizer MUITO OBRIGADA é pouco, diante de tudo o que fizeram por mim. Inúmeras pessoas contribuíram para que chegasse até aqui e por isso, esses agradecimentos se estendem por toda uma vida. Peço a Deus que retribua em dobro a cada um de vocês! Porém, citar os nomes de todos os que me ajudaram seria difícil, mas saibam que eu sei quem são vocês, guardo cada um em meu coração e sou imensamente agradecida por fazerem ou terem feito parte da minha vida!

MUITÍSSIMO OBRIGADA!

SUMÁRIO

Considerações Iniciais

Introdução Geral	1
Apresentação da Tese	10
Justificativa	12
Referências Bibliográficas	14

Capítulo I – A riqueza e densidade de macroinvertebrados associados a duas macrófitas flutuantes estão relacionados com a disponibilidade de hábitat?

Resumo	17
Abstract	18
1. Introdução	19
2. Objetivos	22
3. Questão Ecológica e Hipótese	22
4. Materiais e Métodos	22
4.1. Área de Estudo	22
4.2. Pontos de Amostragem e Periodicidade de Coleta	24
4.3. Variáveis Abióticas	25
4.4. Variáveis Bióticas	27
4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa	31
4.6. Análise Estatística	32
5. Resultados	34
5.1. Variáveis Abióticas	34
5.2. Variáveis Bióticas	37
5.3. Análise Estatística	47
6. Discussão	58
7. Conclusão	65
8. Referências Bibliográficas	66

Capítulo II – Em um período chuvoso, como ocorre a colonização por macroinvertebrados aquáticos em substrato artificial similar ao substrato natural disponível no ambiente?

Resumo	73
Abstract	74
1. Introdução	75
2. Objetivos	79
3. Questão Ecológica e Hipótese	79
4. Materiais e Métodos	80
4.1. Área de Estudo	80
4.2. Delineamento Experimental e Periodicidade de Coleta	82
4.3. Variáveis Abióticas	84
4.4. Variáveis Bióticas	84
4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa	85
4.6. Análise Estatística	86
5. Resultados	88
5.1. Variáveis Abióticas	88
5.2. Variáveis Bióticas	90
5.3. Análise Estatística	102
6. Discussão	110
7. Conclusão	115
8. Referências Bibliográficas	117
Anexo	122

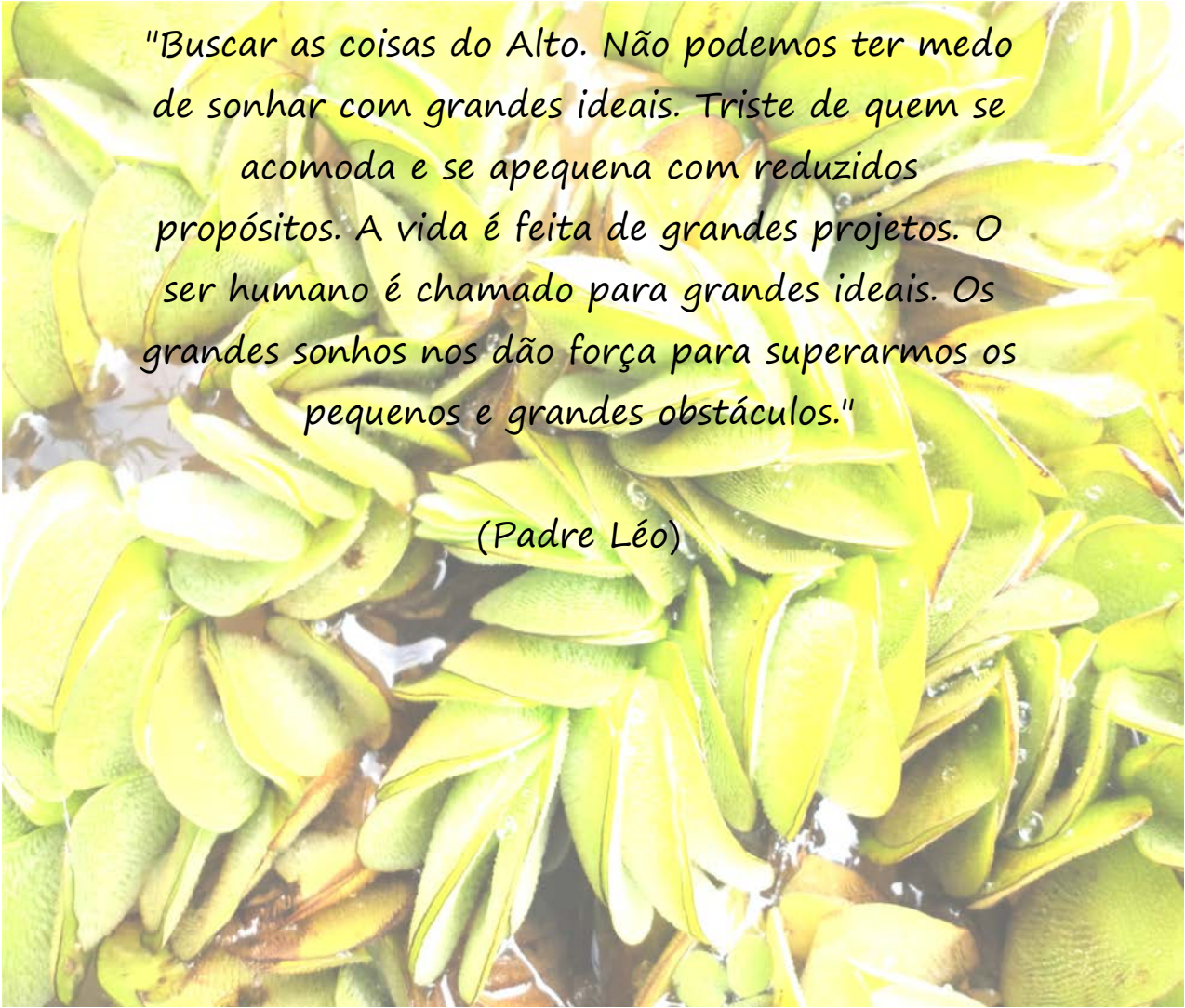
Capítulo III – Fatores determinantes na decomposição foliar de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth e na colonização simultânea pelos microrganismos e macroinvertebrados associados

Resumo	123
Abstract	124
1. Introdução	125
2. Objetivos	130

3. Questão Ecológica e Hipótese	130
4. Materiais e Métodos	131
4.1. Área de Estudo	131
4.2. Delineamento Experimental e Periodicidade de Coleta	133
4.3. Variáveis Abióticas	136
4.4. Variáveis Bióticas	136
4.4.1. Análise do Processo de Decomposição	138
4.4.2. Concentração de Ergosterol	140
4.4.3. Biomassa Total da Comunidade Microbiana (ATP)	141
4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa dos Invertebrados	141
4.6. Análise Estatística	142
5. Resultados	144
5.1. Variáveis Abióticas	144
5.2. Variáveis Bióticas	147
5.3. Análise Estatística	161
6. Discussão	175
7. Conclusão	184
8. Referências Bibliográficas	185

Considerações finais

Conclusão Geral e Perspectivas Futuras	195
--	-----



"Buscar as coisas do Alto. Não podemos ter medo de sonhar com grandes ideais. Triste de quem se acomoda e se apequena com reduzidos propósitos. A vida é feita de grandes projetos. O ser humano é chamado para grandes ideais. Os grandes sonhos nos dão força para superarmos os pequenos e grandes obstáculos."

(Padre Léo)



*CONSIDERAÇÕES
INICIAIS*



INTRODUÇÃO GERAL

Nos ecossistemas aquáticos, as macrófitas desempenham um importante papel ecológico na estruturação e distribuição de comunidades que habitam os corpos d'água, uma vez que elevada biodiversidade animal (constituída essencialmente por invertebrados e peixes) e vegetal (envolvendo principalmente algas perifíticas) pode se associar às suas raízes ou dependendo de seu biótipo, a outras estruturas, como folhas e caules. De acordo com Thomaz & Cunha (2010), a elevada abundância e diversidade de organismos junto às macrófitas pode ser atribuída a um conjunto de fatores de natureza abiótica e biótica. Abaixo está representado o modelo conceitual proposto pelos pesquisadores, o qual busca relacionar a estrutura dos habitats com as comunidades aquáticas associadas.

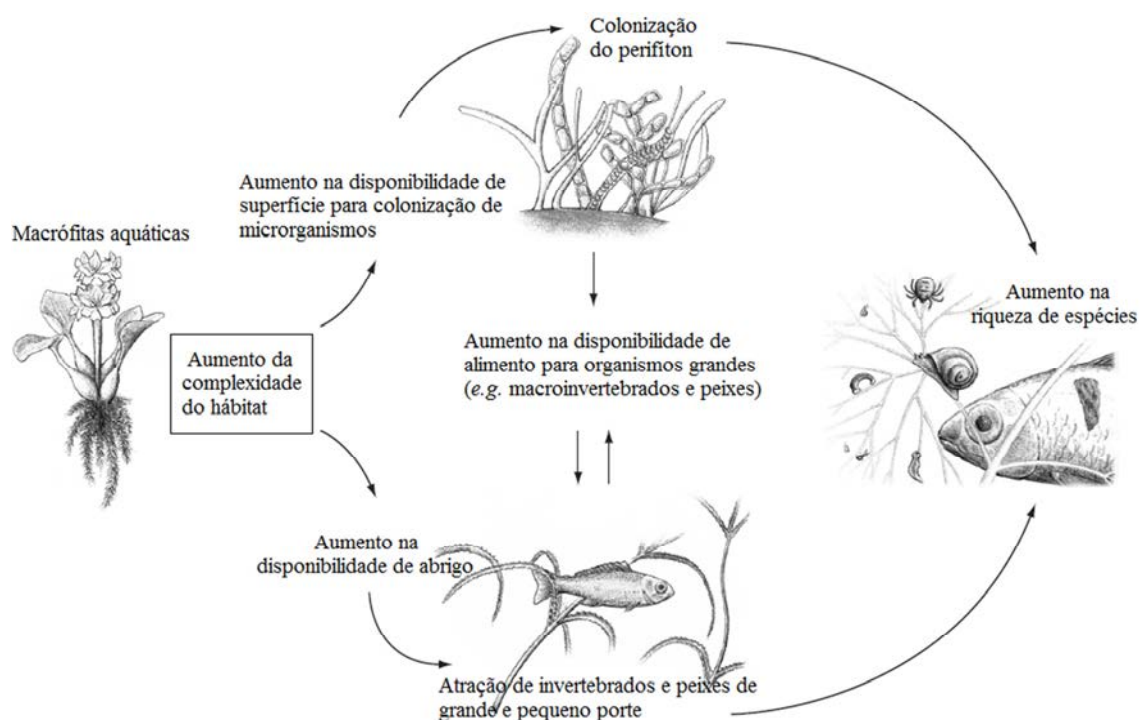


Figura 1 – Esquema ilustrativo de elevada riqueza e abundância de comunidades aquáticas associadas às macrófitas. (Extraído e modificado a partir de Thomaz & Cunha, 2010).

Como mostrado na Figura 1, a estrutura ecológica proporcionada pelas macrófitas para a biota aquática, pode ser um dos componentes chave determinísticos para os padrões de distribuição espacial dos macroinvertebrados associados.

Segundo Taniguchi *et al.* (2003), as macrófitas aquáticas são componentes biológicos ideais para examinar a possível relação existente entre a complexidade de habitats e a estrutura da comunidade de invertebrados. Nesse mesmo estudo, os pesquisadores fazem uma distinção entre os conceitos de complexidade e heterogeneidade de habitats. A complexidade refere-se às diferentes morfologias e números de estruturas físicas que determinados habitats podem apresentar, não envolvendo área colonizada. Diferenças na arquitetura de um substrato podem gerar ou modificar os níveis de complexidade dos habitats. Por outro lado, a heterogeneidade dos habitats não está relacionada às suas características morfológicas, mas refere-se ao número de diferentes tipos de estruturas físicas que o meio apresenta em uma escala espacial (Taniguchi *et al.*, 2003). A heterogeneidade de hábitat ou heterogeneidade espacial pode variar de acordo com a resolução da escala de observação, desde mesoescala, como por exemplo, examinando-se as diferenças nos componentes estruturais de uma espécie de planta, até macroescala, analisando-se os padrões de distribuição da paisagem no ambiente como um todo (Tews *et al.*, 2004). Portanto, a heterogeneidade espacial de um ecossistema pode ser avaliada através da complexidade dos habitats proporcionados aos indivíduos presentes no local.

Tokeshi & Arakaki (2012) definem a complexidade de hábitat como a existência de diferentes tipos de elementos que o constituem. Essa idéia difere um pouco do conceito proposto por Taniguchi *et al.* (2003), pois Tokeshi & Arakaki (2012) não reconhecem as diferentes morfologias que um hábitat pode apresentar, notadas sob um olhar em micro ou mesoescala. Portanto, é possível verificar através da literatura que ainda falta uma padronização conceitual nos estudos ecológicos que abordam a complexidade e heterogeneidade de hábitat. Além disso, alguns autores tratam ambos os conceitos como sinônimos, embora sejam distintos.

Esquemas representativos de diferentes escalas da complexidade de habitats, proporcionada por três espécies de macrófitas com morfologia semelhante são mostrados na Figura 2.

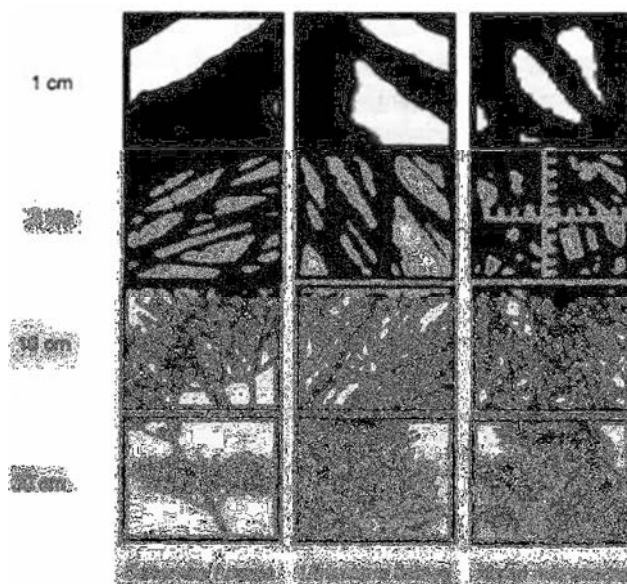


Figura 2 – Medidas de complexidade de hábitat em três diferentes espécies de macrófitas aquáticas. (Extraído de Dibble *et al.*, 2006).

Segundo Kovalenko *et al.* (2012), é importante identificar e quantificar os componentes da complexidade do hábitat, pois desta forma é possível fazer comparações entre diferentes habitats e ecossistemas de uma maneira mais consistente, assim como, isolar as variáveis que afetam os processos ecológicos e apontar sua influência na estruturação das comunidades.

Em teoria, espera-se que haja uma relação direta de aumento nos valores de riqueza taxonômica e abundância com o aumento da complexidade do hábitat (Thomaz *et al.*, 2008). Tews *et al.* (2004) encontraram essa associação ao realizar uma revisão prévia na literatura. Os autores acima mencionados verificaram que em 85% de todos os estudos ecológicos examinados, houve uma correlação positiva entre a diversidade de espécies e heterogeneidade de hábitat. No entanto, o tipo de correlação entre a diversidade de espécies e heterogeneidade do hábitat poderá variar de acordo com o grupo de espécies e a escala espacial onde a heterogeneidade do hábitat é medida. Em uma escala espacial muito grande, pode ser encontrado um alto valor de heterogeneidade de hábitat para uma determinada área, visto que a paisagem pode ser constituída por diferentes tipos de estruturas físicas. Entretanto, quando se analisa um ambiente em uma escala espacial menor, o mesmo padrão pode não ser observado. Além disso, a composição taxonômica pode variar em função da escala espacial que é observada no ambiente. Sendo assim, os *taxa* dependem de um aspecto estrutural específico do ambiente que pode ser detectado em uma determinada escala espacial.

Portanto, o componente-chave da heterogeneidade do hábitat é a presença de um local que forneça uma estrutura espacial com elevada disponibilidade de recursos e abrigo, o que é indispensável para as espécies residentes (Tews *et al.*, 2004).

Um esquema de complexidade do hábitat nos mais variados tipos de ambientes é mostrado na Figura 3.

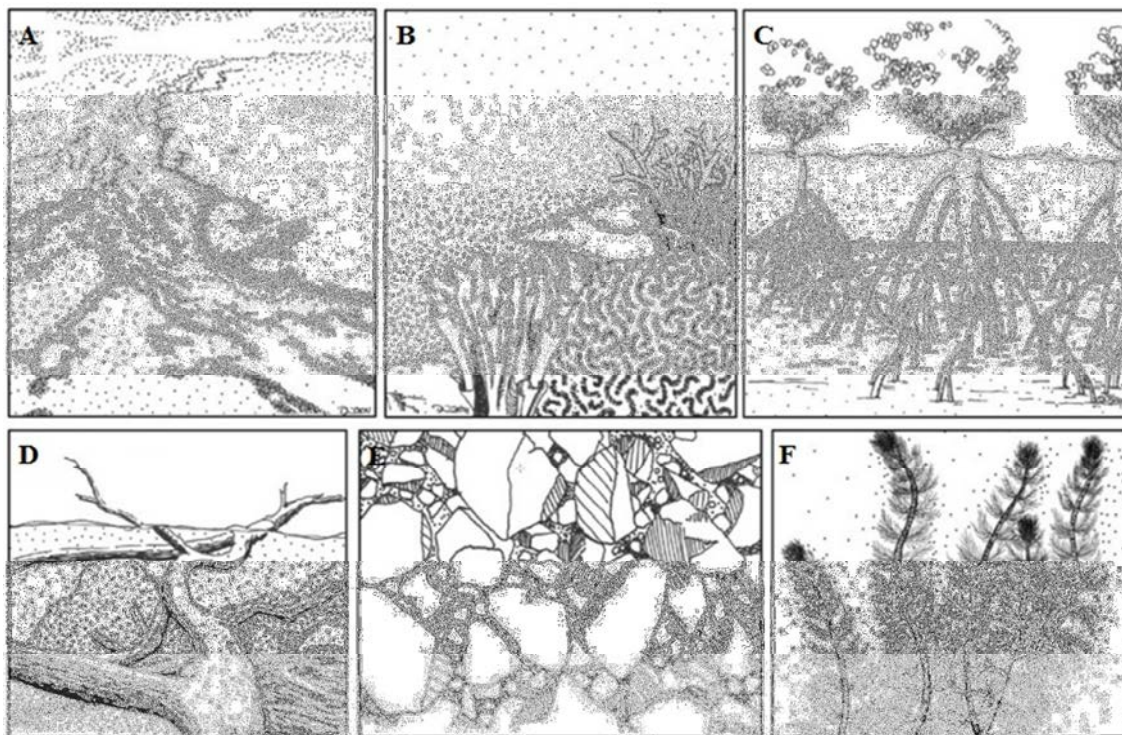


Figura 3 – Exemplos de habitats complexos: (A) recifes de corais; (B) corais; (C) manguezais; (D) detritos arbóreos; (E) substrato de um leito de rio e (F) macrófitas aquáticas. (Extraído e modificado a partir de Kovalenko *et al.*, 2012).

Ao se estudar a importância da estrutura do hábitat no ambiente aquático, as pesquisas científicas têm mostrado que as macrófitas apresentam papel relevante na estruturação do habitat, pois aumentam a complexidade física nas paisagens aquáticas e conseqüentemente, tendem a influenciar de maneira positiva na riqueza e abundância da fauna residente. No entanto, não há métodos padronizados para medir a complexidade de macrófitas aquáticas, o que dificulta comparações entre diferentes tipos de plantas e ecossistemas (Kovalenko *et al.*, 2012). Neste contexto, é importante se conhecer a possível relação existente entre a fauna de macroinvertebrados aquáticos e o substrato no qual os mesmos vivem associados, sendo esta uma questão importante dentro da ecologia de comunidades.

No Capítulo I do presente estudo, buscou-se encontrar uma relação entre a heterogeneidade espacial (heterogeneidade do hábitat) proporcionada pelas macrófitas aquáticas no rio Guareí e a comunidade de macroinvertebrados associados. No entanto, não foi possível medir a complexidade do hábitat, visto que foi analisada somente a variação da biomassa e do volume do sistema radicular das espécies de plantas aquáticas envolvidas neste estudo, o que gera apenas uma medida de hábitat disponível e não de complexidade (McAbendroth *et al.*, 2005). A análise destas variáveis não é suficiente para mensurar a complexidade de hábitat propriamente dita, tendo em vista o surgimento de outros métodos mais precisos, como os mencionados no trabalho de Kovalenko *et al.* (2012). Esses autores apresentam uma revisão da literatura sobre os métodos mais comumente utilizados para quantificar a complexidade de hábitat em macrófitas aquáticas e macroalgas. Nesse levantamento, os autores verificaram que, nos estudos pioneiros, a complexidade do hábitat era medida apenas pela biomassa vegetal. Posteriormente, as medidas envolveram análises da relação entre a área de superfície e o volume das plantas aquáticas, o qual era determinado pelo método do deslocamento de água. No entanto, conforme mencionado anteriormente, não são as maneiras mais adequadas de mensurar a forma e disposição dos elementos estruturais que compõe a morfologia de diferentes tipos de plantas. Para elucidar esta questão, outros estudos buscaram realizar medidas mais específicas, como por exemplo, através do uso da geometria de fractais com índices de complexidade estrutural (Kovalenko *et al.*, 2012).

Para Cardinale *et al.* (2002), um dos maiores desafios da ecologia é compreender como e quando a heterogeneidade física do hábitat regula a estrutura e função das comunidades bióticas. Neste sentido, também é importante entender como ocorre o processo de colonização dos *taxa* nos diferentes tipos de habitats. Primeiramente é necessário conhecer os locais onde a biota pode ser encontrada. Os macroinvertebrados aquáticos, objeto do presente estudo, são muito diversificados com relação ao hábito de vida, pois podem colonizar os mais variados tipos de substratos, como por exemplo, o substrato de fundo dos cursos de água e de ambientes lacustres (rochas, cascalho, areia, argila, etc.), em galhos e folhas provenientes da mata ciliar que também podem se depositar no fundo da região marginal dos ambientes aquáticos, junto à macrófitas presentes na zona litorânea, etc. De modo geral, os macroinvertebrados podem ser encontrados em qualquer tipo de substrato, natural ou artificial, presente nos ecossistemas aquáticos.

Uma questão importante a ser considerada quando se analisa a colonização de macroinvertebrados em um determinado substrato, é definir de maneira precisa o início do processo colonizador dos indivíduos no local. De acordo com Ribeiro & Uieda (2005), experimentos com substratos artificiais podem ser úteis, pois possibilitam padronizar a área de amostragem e o tempo inicial do processo de colonização. No entanto, é importante verificar se a estrutura do substrato artificial assemelha-se às condições de um substrato natural (Carvalho *et al.*, 2008).

O Capítulo II deste estudo trata da questão acima mencionada. Foi realizada uma análise da colonização de macroinvertebrados em tapetes de poliéster (substrato artificial), com morfologia similar às raízes das macrófitas *Spirodela intermedia* e *Ricinocarpus natans* (substratos naturais) presentes no ambiente. O material de confecção dos substratos artificiais pode ser de diversos tipos, variando de acordo com o objetivo da pesquisa. Sendo assim, além dos métodos convencionais de amostragem (com a utilização de dragas, surber, rede D, etc.), a fauna de macroinvertebratos residente em um determinado local, pode ser conhecida através do uso de substratos artificiais em experimentos de colonização. Também é possível investigar as alterações que ocorrem na comunidade ao longo do tempo (Carvalho & Uieda, 2004).

O processo de instalação e desenvolvimento de uma comunidade em um determinado ecossistema, a qual varia na escala temporal e envolve mudanças no ambiente físico, pode ser definido como sucessão ecológica (Odum & Barret, 2007). A dinâmica da sucessão em uma determinada área se dá primeiramente com a ocupação de *taxa* menos especializados, também chamados de pioneiros, os quais alteram o local e permitem a colonização de outros indivíduos, que podem exterminar os precursores do processo de sucessão ecológica (Carvalho & Uieda, 2004). A ordenação e a graduação das mudanças sucessionais ocorridas no local pelas comunidades biológicas, ao final do processo, resulta em ecossistema persistente e estável, em estágio de clímax (Miranda, 2009). Portanto, uma sequência de estágios deve ser determinada quando se estuda sucessão ecológica, que compreendem alterações na composição dos *taxa* e no ambiente, como pode ser visto de maneira resumida no esquema a seguir.

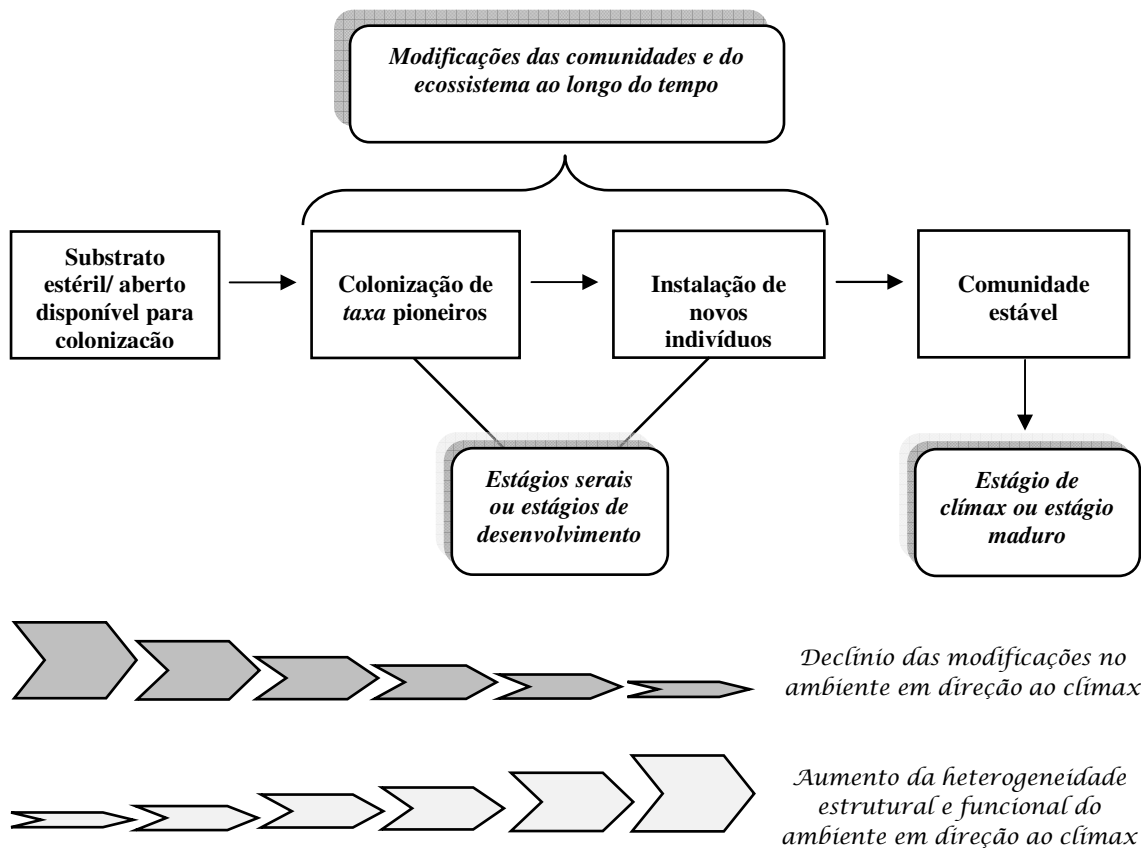


Figura 4 – Tendências esperadas no ecossistema durante o processo de sucessão ecológica. (Baseado em Odum & Barret, 2007).

Conforme mencionado anteriormente, o estágio final da sucessão ecológica resulta em equilíbrio do sistema. No entanto, sabemos que na natureza há outros fatores que promovem o equilíbrio ecológico dos ecossistemas, dentre eles, um dos mais importantes é o processo de decomposição da matéria orgânica.

Nos ecossistemas aquáticos, a matéria orgânica do sistema pode ser de origem autóctone (produzida no próprio ambiente) ou alóctone (proveniente de fontes externas e introduzida no ambiente). Independentemente da fonte de energia que mantém o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, toda matéria orgânica produzida ou adquirida se transforma em detritos, após a degradação, consumo e assimilação pela biota presente no local. Portanto, todas as teias alimentares também são sustentadas pela decomposição, o que demonstra o importante papel ecológico deste processo na diversidade e estabilidade das comunidades biológicas (Berg & McLaugherty, 2007).

Uma das principais fontes de detritos nos ecossistemas aquáticos continentais é proveniente da cobertura vegetal no local, que pode ser oriunda tanto da vegetação do entorno (fonte alóctone), como da presença de macrófitas no ambiente (fonte autóctone) (Gimenes *et al.*, 2010). As plantas aquáticas apresentam elevado potencial de

crescimento e conseqüentemente, relevante participação na produção primária, sendo uma importante fonte de matéria orgânica para a cadeia de detritos, principalmente nos ecossistemas lênticos tropicais, caracterizados por elevada temperatura e condições nutricionais favoráveis (Bianchini Jr., 2007). Segundo Stripari & Henry (2002), avaliar a taxa de decomposição de macrófitas aquáticas é essencial para o conhecimento das diferentes etapas que regem o metabolismo dos ecossistemas aquáticos na região tropical, assim como medir os processos de produção primária e do fluxo de energia entre diferentes níveis tróficos. Ainda segundo os autores acima mencionados, grande parte dos nutrientes estocados nas macrófitas aquáticas, é reciclada principalmente através da degradação de sua biomassa. A decomposição da matéria orgânica vegetal nos ecossistemas aquáticos é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos, de modo que a intensidade do processo de degradação varia de acordo com as características de cada espécie de planta, tais como: tamanho, morfologia e composição química inicial (Gimenes *et al.*, 2010).

Abaixo é apresentado um esquema simplificado do processo de decomposição de detritos vegetais no ambiente aquático.

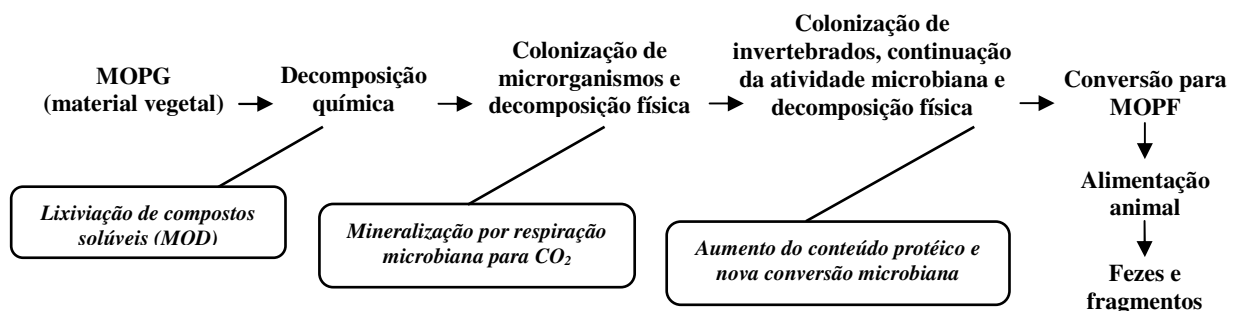


Figura 5 – Esquema do processo de decomposição de detritos vegetais no ambiente aquático. (MOPG = matéria orgânica particulada grossa; MOD = matéria orgânica dissolvida e MOPF = matéria orgânica particulada fina) (Extraído e modificado a partir de Callisto & Gonçalves, 2002).

Como pode ser visto na Figura 5, os microrganismos e os invertebrados aquáticos desempenham importante papel como agentes na degradação da matéria orgânica. Os mecanismos de colonização no detrito diferem na dependência da composição de microrganismos e animais. Os microrganismos estabelecem-se na matéria orgânica em decomposição e crescem em abundância e biomassa por aumento no número de células através da divisão celular. Por outro lado, o aumento na biomassa

de invertebrados associados aos detritos vegetais, ocorre principalmente pela imigração de indivíduos para esse “novo” substrato a ser colonizado (Hieber & Gessner, 2002). A colonização na matéria orgânica vegetal em decomposição está relacionada à forma de obtenção de alimento por estes animais, que pode ser através da ingestão dos detritos ou pela predação dos invertebrados detritívoros, realizada pelos organismos de níveis tróficos superiores. Os animais que consomem os detritos adquirem energia de uma fonte de alimento muito complexa, pois os tecidos de plantas mortas estão associados a outras partículas orgânicas, como fezes de insetos aquáticos e uma comunidade microbiana diversificada, composta por bactérias, fungos e protozoários. Com o incremento destas variáveis bióticas, o valor nutricional do detrito aumenta e conseqüentemente, atrai mais consumidores (Lancaster & Downes, 2013).

Um estudo sobre a qualidade do alimento e preferências de alimentação de macroinvertebrados trituradores em regiões temperadas e tropicais, realizado por Graça *et al.* (2001), mostrou que em todos os indivíduos analisados, houve uma “preferência” para o consumo de matéria orgânica vegetal condicionada, ou seja, aquela colonizada por microrganismos durante o processo de decomposição. Entretanto, as relações entre invertebrados e detritos vegetais são mais complexas, devido às alterações que ocorrem ao longo do processo de degradação da matéria orgânica (Gonçalves *et al.*, 2004). Ainda segundo estes autores, a maneira como a comunidade de invertebrados aquáticos associada aos detritos está estruturada, pode variar em função da fase da sucessão ecológica degradativa, visto a ocorrência de mudanças na colonização da biota aquática durante a decomposição do substrato. Entretanto, é a qualidade do substrato (detrito) que influencia a velocidade do processo sucessional, bem como a complexidade das interações entre as comunidades.

A colonização e sucessão ecológica de invertebrados aquáticos nos detritos foliares de *E. azurea* foi um dos assuntos estudados na presente pesquisa (Capítulo III). Além disso, conforme mencionado anteriormente, também foram abordadas questões relacionadas à heterogeneidade de habitats, colonização e sucessão ecológica em substratos artificiais. Portanto, heterogeneidade espacial, colonização, sucessão ecológica e decomposição de macrófitas são os temas centrais que nortearam o presente trabalho, com o intuito de investigar a relação destes conceitos ecológicos com a comunidade de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos. Entretanto, também há uma inter-relação destas idéias entre si, de modo que nenhum dos aspectos acima mencionados atua de maneira isolada no ambiente. Esta sincronia pode ser melhor

compreendida quando se analisa, por exemplo, a heterogeneidade espacial de um determinado substrato influenciando na dinâmica de colonização dos macroinvertebrados (Schmude *et al.*, 1998) e conseqüentemente, na sucessão ecológica. Além disso, a decomposição como um processo-chave no metabolismo dos ecossistemas aquáticos (Gimenes *et al.*, 2010), é outro fator comprobatório da inter-relação deste processo com os conceitos abordados no presente estudo e na ecologia de ecossistemas de um modo geral.

APRESENTAÇÃO DA TESE

A presente pesquisa teve início com uma introdução geral baseada nos conceitos e teorias acerca da problemática abordada neste estudo, envolvendo questões relacionadas à heterogeneidade espacial, colonização, sucessão ecológica e decomposição de macrófitas.

Esta tese é apresentada em três capítulos, os quais se referem a diferentes temas no estudo da associação de macroinvertebrados aquáticos continentais a substratos (naturais e artificiais), discriminados a seguir:

- ✓ Capítulo I: “A riqueza e densidade de macroinvertebrados associados a duas macrófitas flutuantes estão relacionadas com a disponibilidade de hábitat?”
- ✓ Capítulo II: “Em um período chuvoso, como ocorre a colonização por macroinvertebrados aquáticos em substrato artificial similar ao substrato natural disponível no ambiente?”
- ✓ Capítulo III: “Fatores determinantes na decomposição foliar de *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth e na colonização simultânea pelos microrganismos e macroinvertebrados associados”

O primeiro capítulo trata da comparação dos atributos ecológicos (densidade e riqueza) da comunidade de macroinvertebrados associada ao sistema radicular de duas espécies diferentes de macrófitas flutuantes: *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes*. Esse estudo foi realizado no rio Guareí, na região de desembocadura no reservatório de Jurumirim em duas épocas distintas (setembro/2011 e janeiro/2012).

O segundo capítulo envolve um estudo que também foi realizado no rio Guareí, porém em um trecho mais afastado da região de desembocadura no reservatório de Jurumirim, localizado na Estação Ecológica de Angatuba, a qual pertence ao Instituto Florestal (órgão da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). Nesse estudo, foram avaliados os processos de colonização e sucessão ecológica de macroinvertebrados em substrato artificial confeccionado com tapetes de poliéster, os quais se assemelhavam ao sistema radicular das macrófitas flutuantes *Ricciocarpus natans* e *Spirodela intermedia*, ambas presentes no local de estudo. Foram coletadas amostras em substrato artificial e nas referidas macrófitas (substrato natural) em três estações de amostragem distintas, em intervalos de tempo pré-determinados, distribuídos em sete tempos amostrais: 14/12/2012 (1º dia); 16/12/2012 (3º dia); 20/12/2012 (7º dia); 27/12/2012 (14º dia); 03/01/2013 (21º dia); 10/01/2013 (28º dia) e 24/01/2013 (42º dia).

Por fim, o terceiro capítulo refere-se a um estudo dos processos de decomposição das folhas de *Eichhornia azurea* e da colonização concomitante por invertebrados, com ênfase em Chironomidae (Diptera). Esse estudo foi realizado em uma lagoa marginal ao rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. Após a coleta e etapas do processamento das folhas de *E. azurea* prévias ao início do experimento, o material vegetal foi incubado na lagoa em quatro pontos distintos, através do método dos “*litter bags*”, os quais foram confeccionados com tela tipo mosquiteiro, com dimensão de 20 x 25 cm e abertura de malha de 2 mm. Assim como para o experimento de colonização em substrato artificial mencionado no capítulo II, no experimento de decomposição de *E. azurea* também foram realizadas coletas em intervalos de tempo pré-determinados, distribuídos em sete tempos amostrais: 27/04/2013 (1º dia); 29/04/2013 (3º dia); 03/05/2013 (7º dia); 10/05/2013 (14º dia); 31/05/2013 (35º dia); 21/06/2013 (56º dia) e 05/07/2013 (70º dia).

No capítulo de encerramento da tese são apresentadas considerações finais, baseadas no conhecimento científico e nos resultados obtidos neste estudo, bem como nas teorias ecológicas que motivaram e embasaram a presente pesquisa.

Devido à elevada abundância dos macroinvertebrados observada neste estudo, especialmente no Capítulo I, não foi possível dar ênfase na identificação em um nível taxonômico mais específico para todos os grupos. Sendo assim, optou-se por restringir o refinamento taxonômico à família Chironomidae (Diptera), devido ao fato da mesma ter sido, neste estudo, a mais representativa em termos de densidade e apresentar melhor

resolução taxonômica para a região neotropical. Além disso, também tivemos uma facilidade no Brasil, e mais especificamente no estado de São Paulo, de poder recorrer ao auxílio das especialistas Dra. Susana Trivinho-Strixino e Dra. Alaíde Fonseca Gessner, ambas do Departamento de Hidrobiologia, da Universidade Federal de São Carlos (UFsCar), para confirmar a identificação dos diferentes *taxa* de Chironomidae e sanar possíveis dúvidas. A identificação foi realizada segundo o guia proposto por Trivinho-Strixino (2011), mas por questões relacionadas ao cumprimento de prazos junto ao programa de pós-graduação, só foi possível identificar os quironomídeos em nível de gênero nas amostras obtidas nos capítulos II (substrato artificial) e III.

Embora não tenha sido possível realizar uma identificação taxonômica mais refinada de todos os grupos de macroinvertebrados até o presente momento, vale a pena ressaltar que todas as amostras serão reanalisadas com o objetivo de extrair o máximo de informações que podem ser adquiridas a partir do presente estudo.

JUSTIFICATIVA

No estudo da ecologia de ecossistemas aquáticos continentais, elucidar o relevante papel que as macrófitas exercem sobre as comunidades aquáticas e sobre a dinâmica do ecossistema como um todo, tem despertado cada vez mais o interesse da comunidade científica. No entanto, apesar do grande avanço da limnologia nas últimas décadas, principalmente na região tropical (Esteves, 2011), nota-se através dos estudos já realizados, que várias questões permanecem em aberto. Sendo assim, ainda há muito que se conhecer e compreender, principalmente em um país como o Brasil, o qual se destaca pela elevada disponibilidade de recursos hídricos, onde as macrófitas aquáticas apresentam grande potencial de crescimento e importante participação nos processos ecológicos.

Na região de desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí na represa de Jurumirim, as macrófitas aquáticas têm um papel relevante no funcionamento do sistema, participando da ciclagem de nutrientes e proporcionando maior heterogeneidade espacial nas lagoas marginais e tributários, resultando em mais habitats para as comunidades aquáticas, além de um aumento da riqueza de *taxa* na zona de transição terra-água (Henry *et al.*, 2014). Ambientes aquáticos localizados em regiões de desembocadura de rios em represa constituem ecossistemas dinâmicos e peculiares,

com crescente necessidade de estudos científicos que busquem entender o metabolismo do ecossistema como um todo, contribuindo para uma melhor estratégia de gestão e manutenção da sua biodiversidade (Silva *et al.*, 2014). Sendo assim, pesquisas sobre a biota presente nestes sistemas tornam-se relevantes.

Pompêo (2008) menciona que a existência de elevada diversidade de macrófitas em vários ecossistemas aquáticos, desempenhando diferentes funções ecológicas no ambiente e, conseqüentemente, constituindo-se em um grupo adequado para teste de hipóteses ecológicas e estudos experimentais, são alguns aspectos que reforçam a necessidade do aumento no número de pesquisas com plantas aquáticas, levando-se em conta a sua reconhecida importância na estruturação e na dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Neste sentido, é importante compreender a relação entre macrófitas e organismos associados, sendo este um dos temas mais discutidos em ecologia.

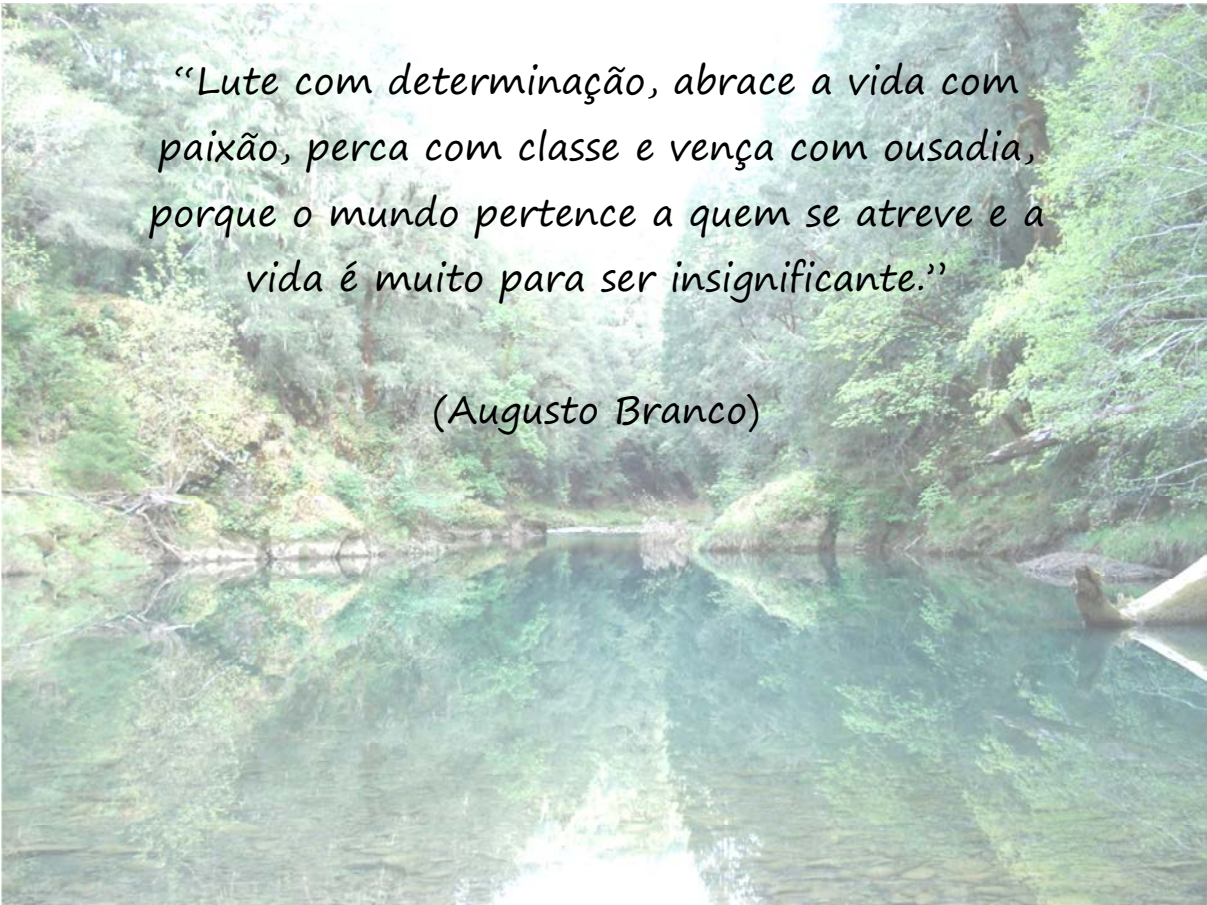
No presente estudo, buscou-se avaliar as principais interações da associação de macroinvertebrados com macrófitas aquáticas com relação à heterogeneidade espacial, colonização e decomposição do substrato vegetal, sendo estes temas bastante debatidos em ecologia. Desta forma, os resultados obtidos neste trabalho, juntamente com estudos anteriores, auxiliarão no entendimento destes conceitos ecológicos, podendo servir de suporte para discussões sobre os papéis desempenhados pelas macrófitas nos ecossistemas aquáticos e sua influência na comunidade de macroinvertebrados associados, além de contribuir na geração de conhecimento para a comunidade científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERG, B. & McCLAUGHERTY, C., 2007. *Plant litter decomposition, humus formation, carbon sequestration*. 2ª ed. Heidelberg: Springer, 338 p.
- BIANCHINI JR., I., 2007. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: HENRY, R. (Org.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. 2ª ed. Botucatu: FUNDIBIO, p. 627-650.
- CALLISTO, M. & GONÇALVES, J.F.Jr., 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, 31(182): 68-71.
- CARDINALE, B.J.; PALMER, M.A.; SWAN, C.M.; BROOKS, S. & POFF, N.L., 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology*, 83(2): 412-422.
- CARVALHO, E.M. & UIEDA, V.S., 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em riacho de serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 287-293.
- CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. & MOTTA, R.L., 2008. Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in Southeast Brazil. *Bioikos*, 22(1):37-44.
- DIBBLE, E.D.; THOMAZ, S.M. & PADIAL, A.A., 2006. Spatial complexity measured at a multi-scale in three aquatic plant species. *Journal of Freshwater Ecology*, 21(2): 239-247.
- ESTEVES, F.A., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826 p.
- GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B. & BIANCHINI JR., I., 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14(4):1075-1112.
- GONÇALVES, J.F.Jr; SANTOS, A.M. & ESTEVES, F.A., 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125–137


- GRAÇA, M.A.S.; CRESSA, C.; GESSNER, M.O.; FEIO, M.J.; CALLIES, K.A. & BARRIOS, C., 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. *Freshwater Biology*, 46: 947-957.
- HENRY, R.; COSTA, M.L.R.; LUCIANO, S.; AFONSO, A.A.O.; FULAN, J.A.; DAVANSO, C.R.S.; STRIPARI, N.L. & POMPÊO, M.L.M., 2014. As macrófitas aquáticas na zona de desembocadura dos principais tributários na represa de Jurumirim. In: HENRY, R. (Org.). *Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais*. 1ª ed. Ribeirão Preto: Holos Editora, p. 251-260.
- HIEBER, M. & GESSNER, M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4): 1026-1038.
- KOVALENKO, K.E; THOMAZ, S.M. & WARFE, D.M., 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685: 1-17.
- LANCASTER, J. & DOWNES, B.J., 2013. *Aquatic entomology*. 1ª ed. United Kingdom: Oxford, 285 p.
- McABENDROTH, L.; RAMSAY, P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S.D. & BILTON, D.T., 2005. Does macrophytes fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos*, 111: 279-290.
- MIRANDA, J.C., 2009. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. *Revista de Saúde e Biologia*, 4(1): 31-37.
- ODUM, E.P. & BARRETT, G.W., 2007. *Fundamentos de Ecologia*. Tradução da 5ª ed. Norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 612p.
- POMPÊO, M., 2008. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 406-424.
- RIBEIRO, L.O. & UIEDA V.S., 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(3): 613-618.
- SCHMUDE, K.L.; JENNINGS, M.J.; OTIS, K.J. & PIETTE, R.R., 1998. Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in North temperate lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 17(1): 73-80.
- SILVA, C.V.; ARAKI, N.K.; DAVANSO, R.C.S.; FULAN, J.A.; STRIPARI, N.L.; AFONSO, A.A.O.; PAULA-BUENO, M.C. & FONSECA-GESSNER, A.A., 2014. Macroinvertebrados aquáticos associados à macrófitas flutuantes na região de desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí na represa de Jurumirim (SP). In:

- HENRY, R. (Org.). *Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais*. 1ª ed. Ribeirão Preto: Holos Editora, p. 261-286.
- STRIPARI, N. de L. & HENRY, R., 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal Biology*, 62(2): p.293-310.
- TANIGUCHI, H.; NAKANO, S. & TOKESHI, M., 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48: 718-728.
- TOKESHI, M. & ARAKAKI, S., 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia*, 685: 27-47.
- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M.C.; SCHWAGER, M. & JELTSCH, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J. & BINI, L.M., 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- THOMAZ, S.M. & CUNHA, E.R., 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages, composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2): 218-236.



“Lute com determinação, abrace a vida com paixão, perca com classe e vença com ousadia, porque o mundo pertence a quem se atreve e a vida é muito para ser insignificante.”

(Augusto Branco)



CAPÍTULO I

A riqueza e densidade de macroinvertebrados associados a duas macrófitas flutuantes estão relacionadas com a disponibilidade de hábitat?



RESUMO

Nos ecossistemas aquáticos, as macrófitas desempenham um importante papel ecológico na estruturação e distribuição de comunidades que habitam os corpos d'água, uma vez que elevada biodiversidade animal e vegetal pode se associar às suas raízes. O objetivo desse trabalho foi o de realizar um estudo comparativo da densidade e composição taxonômica da fauna de macroinvertebrados associada à *Salvinia auriculata* e *Eichhornia crassipes* no rio Guareí, em dois períodos distintos (setembro/2011 e janeiro/2012). Determinar a biomassa e o volume do sistema radicular das duas espécies de macrófitas, a fim de verificar possíveis relações com os macroinvertebrados associados às suas raízes também foi um dos objetivos. Como hipótese de trabalho, supõe-se que a macrófita aquática com valores mais elevados de biomassa e de volume do sistema radicular, registrará conseqüentemente uma fauna mais abundante e diversificada associada às suas raízes. As amostras (de fauna associada e macrófitas) foram coletas em bancos mistos de *S. auriculata* e *E. crassipes* com um quadrado de 0,0625 m² de área amostral, totalizando 60 amostras para ambos os períodos (30 de cada espécie de planta aquática). Foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,05$) da densidade e riqueza da fauna associada, tanto na escala espacial (*S. auriculata* e *E. crassipes*), quanto na escala temporal (setembro/2011 e janeiro/2012), assim como para a biomassa e volume do sistema radicular de ambas as espécies de macrófitas. Em todas as estações de amostragem e períodos de estudo, a biomassa e volume do sistema radicular de *E. crassipes* foi maior, quando comparado aos valores obtidos em *S. auriculata*. Entretanto, comparando-se a densidade de macroinvertebrados, verifica-se que a fauna associada à *E. crassipes* foi menor durante todo o estudo. Por outro lado, a riqueza taxonômica dos macroinvertebrados foi similar em ambas as espécies de macrófitas, embora tenham sido identificadas diferenças significativas para este atributo ecológico. Foram registradas correlações negativas da densidade total dos macroinvertebrados com a biomassa e volume do sistema radicular das macrófitas. Em função das características intrínsecas do local, as comunidades associadas a uma determinada estrutura de habitat, podem ser afetadas de diferentes maneiras. Embora a biomassa e o volume do sistema radicular de ambas as macrófitas analisadas neste estudo tenham apresentado correlação significativa com a densidade total de macroinvertebrados, nota-se que a relação “maior densidade e volume do sistema radicular = maior substrato para a colonização de macroinvertebrados”, não foi suficiente para explicar os valores registrados nesse estudo. Portanto, as associações de macroinvertebrados e macrófitas aqui relatadas, parecem estar sendo influenciadas por um complexo arranjo de interações com diferentes combinações de fatores bióticos e abióticos.

Palavras-chave: *Salvinia auriculata*; *Eichhornia crassipes*; fitofauna; heterogeneidade de habitats; áreas alagáveis.

ABSTRACT

In aquatic ecosystems, macrophytes play an important ecological role in structuring and distribution of communities that inhabit the water bodies, since a high animal and vegetal biodiversity can be associated to their roots. The aim of this work was to conduct a comparative study about density and taxonomic composition of macroinvertebrate fauna associated with *Salvinia auriculata* and *Eichhornia crassipes* in Guareí River at two different periods (September/2011 and January/2012). Determining the biomass and volume of both macrophytes species root system in order to verify possible relations with the associated macroinvertebrates to their roots was also one of the goals. As a working hypothesis, it is assumed that aquatic macrophyte with higher root system biomass and higher volume values, will record a more abundant and diverse fauna associated to its roots. Samples (associated fauna and macrophytes) were collected in mixed stands of *S. auriculata* and *E. crassipes* with a square of 0.0625 m² sampling area, totaling 60 samples for both periods (30 of each aquatic plant species). There were significant differences ($p < 0.05$) of the associated fauna density and richness in spatial scale (*S. auriculata* and *E. crassipes*) and in time scale (September/2011 and January/2012), as well as for biomass and volume of both macrophytes species root system. In all sampling stations and study periods, biomass and volume of *E. crassipes* root system was higher when compared to the values obtained in *S. auriculata*. However, comparing the macroinvertebrates density, it was verified that associated fauna with *E. crassipes* was lower during the whole study. On the other hand, the macroinvertebrates taxonomic richness was similar in both macrophytes species, although it was identified significant differences for this ecological attribute. Negative correlations (Spearman's correlation) between total macroinvertebrates density with biomass and volume of macrophytes root system were recorded. Due to the intrinsic site characteristics, communities who are associated with a particular habitat structure can be affected in different ways. Although biomass and volume of both macrophytes root system analyzed in this study have shown significant correlation with the total macroinvertebrates density, we note that the relation "greater density and volume of the root system = higher substrate for macroinvertebrates colonization" was not enough to explain the values obtained in this study. Therefore, macroinvertebrates and macrophytes associations reported here, appear to have been influenced by a complex arrangement of interactions with different combinations of biotic and abiotic factors.

Keywords: *Salvinia auriculata*; *Eichhornia crassipes*; phytofauna, habitat heterogeneity; wetlands.

1. INTRODUÇÃO

Na zona litorânea de ecossistemas aquáticos, três tipos de habitats podem ser encontrados, de acordo com a composição de espécies de macrófitas no local: brejos constituídos pelo domínio de espécies de plantas aquáticas emergentes; áreas de baixa turbulência colonizadas por macrófitas flutuantes e habitats semelhantes a prados, compostos por macrófitas submersas (Cremona *et al.*, 2008). Os habitats formados pela presença de macrófitas têm importante papel na manutenção da biodiversidade aquática, pois frequentemente constituem compartimentos bastante diversificados, produtivos e heterogêneos dos corpos de água. No entanto, muitas das ameaças aos ecossistemas aquáticos, tais como mudança climática, eutrofização, acidificação e introdução de espécies exóticas, irão acarretar na redução da diversidade de macrófitas aquáticas e como consequência, também ameaçarão a diversidade da fauna que reside nos ambientes aquáticos (Chambers *et al.*, 2008), levando-se em conta que muitos animais utilizam as macrófitas como berçário, substrato para desenvolvimento, abrigo, recurso alimentar e local de alimentação (Cremona *et al.*, 2008; Tessier *et al.*, 2004; Lodge, 1991; Brendonck *et al.*, 2003; Padial, Bini & Thomaz, 2008).

Entre os animais encontrados nos ecossistemas aquáticos continentais, os macroinvertebrados constituem um grupo comumente registrado em associação com as macrófitas. Recorrentes estudos na literatura relatam este fato (Thomaz *et al.*, 2008; Bogut *et al.*, 2010; Kouamé *et al.*, 2011; Sami *et al.*, 2012; Silva & Henry, 2013; Ferreira, 2014). No entanto, a distribuição dos macroinvertebrados difere entre distintas espécies de macrófitas aquáticas (Cremona *et al.*, 2008). Isto se deve em parte, ao fato de que a oferta de superfície para colonização varia entre macrófitas, em função das diferenças morfológicas de uma planta para outra (Tessier *et al.*, 2004). Além disso, os hábitos alimentares dos macroinvertebrados também se relacionam com as diferentes morfologias de macrófitas, de modo que, plantas aquáticas com arquitetura simplificada, podem sustentar uma abundância de herbívoros mais elevada, devido à maior penetração de luz sobre o substrato vegetal, o que por sua vez, favorece o crescimento do perifíton (Cremona *et al.*, 2008). Portanto, as interações tróficas na associação macroinvertebrados-macrófitas também podem determinar os padrões de distribuição destes indivíduos.

Macrófitas são elementos essenciais da heterogeneidade espacial em ecossistemas aquáticos continentais, pois contribuem para o aumento da complexidade do hábitat e, são úteis no estudo da biodiversidade em diferentes escalas espaciais. Em teoria, há uma tendência de aumento do número de espécies com o incremento da complexidade do hábitat (Thomaz *et al.*, 2008). Muitos estudos foram feitos buscando comprovar ou rejeitar essa observação, envolvendo a análise da fauna de macroinvertebrados associada às macrófitas (Taniguchi *et al.*, 2003; McAbendroth *et al.*, 2005; Thomaz *et al.*, 2008). No entanto, não há métodos padronizados para medir a complexidade de macrófitas aquáticas, o que dificulta comparações entre diferentes tipos de plantas e ecossistemas (Kovalenko *et al.*, 2012). Alguns pesquisadores utilizam a biomassa e volume do sistema radicular de macrófitas aquáticas como uma medida de complexidade de hábitat, mas isso é questionável, pois a obtenção destes dados gera apenas a mensuração do hábitat que está disponível para colonização e não da complexidade do mesmo (McAbendroth *et al.*, 2005). Nesse sentido, o uso da ferramenta de geometria de fractais fornece índices de complexidade estrutural mais precisos (Kovalenko *et al.*, 2012). No presente estudo, buscou-se avaliar apenas a disponibilidade de hábitat para a comunidade de macroinvertebrados, através de medidas de biomassa e volume do sistema radicular das macrófitas *Salvinia auriculata* Aubl. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Também foi avaliado se a variação da biomassa e do volume do sistema radicular de ambas as macrófitas estudadas determinaria mudanças na riqueza e densidade dos macroinvertebrados associados. Alguns trabalhos na literatura mostraram que a biomassa e o volume de macrófitas têm sido correlacionados de maneira positiva com a riqueza e abundância de macroinvertebrados aquáticos (Cyr & Downing, 1988; Rennie & Jackson, 2005; Lopes *et al.*, 2011; Pierre & Kovalenko, 2014; Saulino & Trivinho-Strixino, 2014). Entretanto, na região de desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí na represa de Jurumirim essa questão ainda não foi investigada.

Ambientes aquáticos localizados em regiões de desembocadura de rios em represa constituem ecossistemas dinâmicos e peculiares, com crescente necessidade de estudos científicos que busquem entender o metabolismo do ecossistema como um todo, contribuindo para uma melhor estratégia de gestão e manutenção da sua biodiversidade (Silva *et al.*, 2014). Sendo assim, buscar compreender a relação entre macrófitas e organismos associados, podem representar importantes subsídios para o entendimento das interações bióticas nestes sistemas.

Há trabalhos na literatura que relatam as associações de macroinvertebrados às macrófitas *S. auriculata* (Bervian *et al.*, 2006; Fulan *et al.*, 2011; Fulan *et al.*, 2014) e *E. crassipes* (Rocha-Ramírez *et al.*, 2007; Lopes *et al.*, 2011; Copatti *et al.*, 2013). No entanto, poucos estudos avaliaram a comunidade de macroinvertebrados aquáticos associada a ambas as espécies de macrófitas de maneira simultânea, em um mesmo local, com o intuito de eliminar interferências externas inerentes a diferentes ambientes aquáticos e testando de fato a influência da variação da biomassa e do volume do sistema radicular na abundância e composição destes indivíduos. No presente estudo, as amostras de fauna associada foram coletadas em um mesmo local, com pontos de amostragem localizados em bancos mistos de *S. auriculata* e *E. crassipes*, portanto, submetidas às mesmas condições ambientais. A importância deste estudo reside no sentido de se avaliar efetivamente somente a influência da biomassa e do volume do sistema radicular das macrófitas analisadas na riqueza e densidade da comunidade de macroinvertebrados associados, sem a interferência da variabilidade espacial. Nos demais trabalhos realizados dentro desta linha de pesquisa, geralmente as coletas da fauna associada às macrófitas são feitas em diferentes pontos de amostragem, ou até mesmo, em diferentes ambientes aquáticos. Essa abordagem pode interferir nos resultados obtidos, pois as variações nos atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados, muitas vezes podem estar associadas às peculiaridades de cada local de coleta e não às características estruturais das macrófitas.

A literatura mostra uma discrepância nos relatos de estudos que avaliam a presença de *E. crassipes* na biodiversidade e abundância de macroinvertebrados, desde impactos negativos (Masifwa *et al.*, 2001); Coetzee *et al.*, 2014) a efeitos positivos (Brendonck *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 2012).

Uma correlação positiva da densidade e riqueza de taxa de macroinvertebrados associados a *E. crassipes* também é apontada em estudos que buscam comparar a fauna associada a diferentes espécies de macrófitas, incluindo entre elas, plantas do gênero *Salvinia* sp. (Albertoni & Palma-Silva, 2006; Hikutu *et al.*, 2010; Ohtaka *et al.*, 2011). Considerando que há relatos de efeitos positivos e negativos da presença de *E. crassipes* na composição e abundância da comunidade de macroinvertebrados associada, nota-se que não há um padrão definido da relação entre macrófitas e macroinvertebrados. Portanto, o presente trabalho vem contribuir para auxiliar no esclarecimento do papel desempenhado pelas raízes de *S. auriculata* e *E. crassipes* na estruturação dos atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados associados.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Realizar um estudo comparativo da densidade e composição taxonômica da fauna de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes* no rio Guareí em dois períodos distintos (setembro/2011 e janeiro/2012).

2.2. Objetivos Específicos

- ✓ Investigar se há diferenças temporais e espaciais estatisticamente significativas nos atributos da comunidade de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes*.
- ✓ Identificar a influência de variáveis ambientais na estrutura da comunidade de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes*.
- ✓ Determinar a biomassa e o volume do sistema radicular de *S. auriculata* e *E. crassipes*, a fim de verificar possíveis relações com os macroinvertebrados associados às suas raízes.

3. QUESTÃO ECOLÓGICA E HIPÓTESE

A biomassa e o volume do sistema radicular de *S. auriculata* e *E. crassipes* determinam variações na riqueza e abundância dos macroinvertebrados associados?

A hipótese é de que tanto a biomassa, quanto o volume do sistema radicular de ambas as macrófitas determinarão variações na riqueza e abundância dos macroinvertebrados associados, de modo que a macrófita aquática cujos valores de biomassa e de volume do sistema radicular sejam mais elevados, registrará conseqüentemente uma fauna mais abundante e diversificada associada às suas raízes.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

Esse estudo foi realizado no rio Guareí, na região de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim, município de Angatuba (SP). Embora a maior parte do rio Guareí esteja localizada neste município, sua nascente está situada em Guareí (SP), município de mesmo nome. Atravessando ambos os municípios até desaguar no rio Paranapanema, impactos antrópicos são identificados no seu percurso, que incluem desmatamento, depósitos de lixo e despejos de esgoto não tratado (da cidade de Guareí e da penitenciária no mesmo município) e com tratamento deficiente (cidade de Angatuba). Na área rural, a mata ciliar também é bastante reduzida, devido às atividades agrícolas e de pastagem (Leite *et al.*, 2012).

A intensa ação antrópica observada no rio Guareí, motivou o desenvolvimento de um projeto de educação ambiental com alunos e professores do ensino público do município de Angatuba, intitulado: “Diagnóstico e Recuperação das Águas do Guareí/Angatuba”. O intuito desse projeto também era o de conscientizar a população local sobre a necessidade de se preservar esse importante recurso hídrico. Informações adicionais sobre esse projeto e sobre o rio Guareí podem ser obtidas no livro “O diagnóstico da qualidade das águas do rio Guareí (Angatuba, SP). Uma cooperação Ensino Superior – Educação Básica” (Henry, 2012).

Na zona de desembocadura do rio Guareí no rio Paranapanema (zona a montante da represa de Jurumirim), alguns estudos tratam da biodiversidade, como aqueles em que foi medida a decomposição de *E. crassipes* e colonização concomitante por invertebrados (Henry & Stripari, 2005), analisada a fauna de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* (Fulan *et al.*, 2012; Davanso, 2010) e identificada a comunidade do icteoplâncton presente no local (Suiberto, 2011).

O trecho do rio Guareí selecionado para esse estudo (23°28'6.66''S e 48°37'17.51''O), pode ser caracterizado como uma planície alagável ou área úmida, uma vez que as coletas não foram realizadas no próprio curso d'água, mas em uma região marginal inundada nos períodos de cheia (Figura 1). Essa área lateral é afetada pelo extravasamento de água da calha do rio Guareí e na estiagem diminui significativamente em profundidade, podendo a fase aquática desaparecer em período de seca extrema.



Figura 1 – Imagem de satélite da área de estudo gerada pelo programa Google Earth.

4.2. Pontos de Amostragem e Periodicidade de Coleta

As coletas foram realizadas em setembro de 2011 e janeiro de 2012. Amostras da fauna de macroinvertebrados associada à *E. crassipes* e *S. auriculata* foram coletadas em cinco pontos distintos, porém próximos um do outro, na área lateral ao rio Guareí (Figura 1), bem como amostras de água para medidas das variáveis abióticas. Foram também coletadas amostras das macrófitas acima mencionadas para obtenção da biomassa total (parte aérea e submersa), do volume e da composição química (nitrogênio e fósforo) do sistema radicular. Todas as amostragens foram realizadas em réplicas, totalizando 60 amostras para ambos os períodos (30 de cada espécie de planta aquática).

Para a coleta do material biológico foram selecionados bancos mistos de *E. crassipes* e *S. auriculata*, sendo que em cada um dos cinco pontos de amostragem, a presença de ambas as espécies de macrófitas foi observada (Figura 2A). Tal escolha foi motivada levando em consideração o objetivo do presente estudo, uma vez que amostras provenientes de pontos de amostragem distintos estariam suscetíveis a interferências locais, podendo então, comprometer a análise comparativa das relações de causa e efeito advindas das características intrínsecas do sistema radicular de cada uma das espécies de macrófitas analisadas nesse estudo.

4.3. Variáveis Abióticas

Os dados de precipitação e níveis hidrométricos foram disponibilizados, respectivamente, pela Estação Pluviométrica E5-017 do Departamento de Águas e Energia Elétrica (D.A.E.E.) do município de Angatuba e pelo setor de operação da barragem da Represa de Jurumirim da Companhia Duke-Energy.

Para obtenção da profundidade e transparência da água junto aos bancos de *E. crassipes* e *S. auriculata*, utilizou-se o disco de Secchi.

A temperatura do ar e da água (°C) foram medidas *in situ* com o auxílio de um termômetro de mercúrio.

Para a mensuração das demais variáveis ambientais, foram coletadas amostras de água da superfície no interior dos bancos das macrófitas estudadas.

O pH da água foi obtido através de medidas efetuadas em um pH-metro e a condutividade elétrica da água (expressa em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foi medida com auxílio de um condutivímetro e os valores corrigidos a uma temperatura de 25 °C, conforme Golterman *et al.* (1978).

Para a determinação da concentração de oxigênio dissolvido na água (expressa em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) foi utilizada a metodologia de Winkler (Golterman *et al.*, 1978). As amostras de água foram acondicionadas em frascos âmbar (250 mL) e fixadas no momento da coleta com 2 mL de solução de sulfato manganoso e 2 mL de solução alcalina de azida sódica. No laboratório, foram adicionados nas amostras 4 mL de ácido fosfórico concentrado. Em seguida, os frascos foram agitados e mantidos em repouso até que o precipitado resultante das reações químicas se dissolvesse. Posteriormente, foram transferidos 100 mL de cada uma das amostras para erlenmeyers e adicionadas algumas gotas de solução indicadora de amido. As amostras foram tituladas com solução de tiosulfato de sódio até o ponto de viragem, o qual foi detectado através da mudança na coloração das amostras (de azul para incolor). O cálculo da concentração de oxigênio dissolvido foi realizado através da seguinte fórmula:

$$\text{O}_2 \text{ dissolvido (mg}\cdot\text{L}^{-1}) = \frac{\text{volume do tiosulfato} \times \text{Normalidade do tiosulfato} \times 8 \times 1000}{100 \times (\text{volume frasco} - 4) / \text{volume do frasco}}$$

Em que:

- ✓ 8 = equivalente químico do oxigênio;

- ✓ **4** = volume em mL do ácido fosfórico utilizado;
- ✓ **1000** = volume de 1L em mL;
- ✓ **100** = volume em mL da subamostra titulada.

A concentração de material em suspensão na água (expressa em mg.L^{-1}) foi determinada através da metodologia gravimétrica proposta por Teixeira & Kutner (1962). Com o auxílio de uma bomba de vácuo e pressão, as amostras de água com volumes conhecidos foram filtradas em filtros Millipore AP40, previamente calcinados em mufla durante uma hora a $455\text{ }^{\circ}\text{C}$ e pesados em balança analítica de precisão, obtendo-se então o peso inicial dos mesmos. Após a filtração, os filtros foram levados à estufa por um período de 24 horas a uma temperatura de $60\text{ }^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, foram acondicionados em dessecadores por uma hora e, novamente, pesados. A concentração de material em suspensão total foi obtida através do cálculo da diferença entre o peso final (após estufa) e inicial dos filtros. Para determinar o conteúdo de matéria orgânica e inorgânica em suspensão, os filtros foram novamente calcinados a $455\text{ }^{\circ}\text{C}$ por uma hora e após serem acondicionados nos dessecadores para perder calor sem ganhar umidade, foram pesados mais uma vez. As frações de matéria orgânica e inorgânica em suspensão foram obtidas através dos seguintes cálculos:

$$\text{Conteúdo de Matéria Orgânica (mg.L}^{-1}\text{)} = \text{peso estufa} - \text{peso mufla}$$

$$\text{Conteúdo de Matéria Inorgânica (mg.L}^{-1}\text{)} = \text{P.MST} - \text{P.MSO}$$

Em que:

- ✓ **peso estufa** = peso final após secagem em estufa;
- ✓ **peso mufla** = peso final após segunda calcinação em estufa;
- ✓ **P.MST** = peso do material em suspensão total (\neq entre peso final e inicial);
- ✓ **P.MSO** = peso do material em suspensão orgânico.

A seguir, os valores obtidos (diferenças) foram transformados para uma unidade de volume (L), na dependência do volume de água filtrada.

Também foi determinada a concentração de nitrogênio total e fósforo total na água. As amostras coletadas foram armazenadas em frascos de plástico e congeladas até a realização das análises em laboratório. Para a determinação da concentração de nitrogênio e fósforo, subamostras de água, juntamente com o reagente OR (Reação de

Oxidação – OR: ácido bórico e hidróxido de sódio) foram levadas à autoclave durante 30 minutos a uma temperatura de 120 °C e pressão de 1 atm, segundo Valderrama (1981). Após esse procedimento, as concentrações de nitrogênio e fósforo total (expressas em $\mu\text{g.L}^{-1}$) foram determinadas segundo Mackereth *et al.* (1978) e Strickland & Parsons (1960), respectivamente.

4.4. Variáveis Bióticas

Os teores de pigmentos totais fotossintéticos na água (expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$) também foram obtidos em amostras de água coletadas no interior dos bancos de *E. crassipes* e *S. auriculata*. Com o auxílio de uma bomba de vácuo e pressão, as amostras de água com volumes conhecidos foram filtradas em filtros Millipore AP40. Após esse procedimento, os filtros foram congelados e conservados em baixa temperatura até a realização das análises de extração em laboratório. Os pigmentos foram extraídos por meio de maceração a frio em acetona 90%, utilizando-se um volume de 10 mL como solvente (Golterman *et al.*, 1978). Os extratos foram transferidos para tubos de ensaio (protegidos da luz) e colocados em um refrigerador por aproximadamente 12 horas. Após esse período, as amostras foram centrifugadas por 10 minutos a 3000 rpm. Em espectrofotômetro, foram medidas as absorbâncias em comprimentos de onda de 663 nm e 750 nm no sobrenadante dos extratos. A concentração de pigmentos totais foi obtida pela seguinte fórmula:

$$\text{Pigmentos totais } (\mu\text{g.L}^{-1}) = U_{E\ 663\ \text{nm}}^{1\ \text{cm}} \times \frac{1000 \times \text{volume extraído (mL)}}{K \times \text{volume filtrado (L)}}$$

Em que:

✓ $U_{E\ 663\ \text{nm}}^{1\ \text{cm}}$ = extinção a 663 nm usando cubeta com paço óptico de 1 cm, sendo:

$$U_{E\ 663\ \text{nm}} - U_{E\ 750\ \text{nm}} / \text{paço óptico (cm)};$$

✓ $K = 89$ (coeficiente de extração da clorofila);

✓ **volume extraído (mL)** = volume de extração dos pigmentos totais;

✓ **volume filtrado (L)** = volume de água filtrado por amostra.

A fauna associada às macrófitas *E. crassipes* e *S. auriculata* foi coletada em amostrador quadrado de 25 cm x 25 cm, totalizando 0,0625 m² de área amostral. O

amostrador foi inserido abaixo da área ocupada pela macrófita flutuante e a planta na área amostrada foi removida (Figura 2B e C). O material coletado foi armazenado em sacos de plástico com água do local, devidamente etiquetados. Após o término das coletas, o material foi levado ao laboratório para remoção dos macroinvertebrados associados, utilizando-se a metodologia descrita em Afonso (2002).

No laboratório, o material biológico foi “lavado” consecutivamente em três baldes. O primeiro continha uma solução de formol 8%, o segundo formol 4% e o terceiro, apenas água (Figura 2D). O conteúdo de cada balde foi cuidadosamente filtrado em uma peneira de 0,25 mm (250 µm) de malha para retenção da fauna de macroinvertebrados associada. O material retido na peneira foi armazenado e conservado em potes plásticos de boca larga devidamente etiquetados, contendo solução de álcool 70%. Também foi adicionado o corante rosa de bengala em cada amostra, para otimizar a triagem, que foi realizada sob microscópio estereoscópico.

Para poder correlacionar os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados associados com aqueles de seu substrato (as macrófitas aquáticas), foram obtidos os valores das seguintes variáveis nas plantas: biomassa (fresca/ seca), volume, conteúdo de água e composição química (nitrogênio e fósforo) do sistema radicular. Também foi mensurado o conteúdo de água e a biomassa (fresca/seca) das folhas das macrófitas analisadas. Todas as variáveis acima mencionadas foram determinadas em amostras de plantas coletadas nas quais a fauna de macroinvertebrados encontrava-se associada. Para a determinação da composição química do sistema radicular das macrófitas flutuantes, outro lote de amostras foi coletado nos mesmos pontos de amostragem, para evitar a sua contaminação com formaldeído (método empregado para extração da fauna de seu substrato).

As variáveis conteúdo de água, volume e biomassa das plantas aquáticas, foram obtidas após a remoção da fauna da associada, depois da “lavagem” das macrófitas nos baldes, conforme descrito anteriormente. Abaixo são apresentados os procedimentos realizados para a determinação das respectivas variáveis mencionadas.

Após a “lavagem” nos baldes, as plantas aquáticas foram inicialmente mantidas em temperatura ambiente (Figura 2E) por um dia para perder o excesso de umidade. Posteriormente, foram separadas as partes aéreas e submersas das macrófitas (Figura 2F e G), e com o auxílio de um papel absorvente, retirou-se a água aderente. Para obtenção da massa fresca de ambas as estruturas (partes aérea e submersa), foi utilizada uma balança semi-analítica. O volume do sistema radicular das macrófitas estudadas foi

determinado por deslocamento de água em becker graduado com um volume conhecido. O volume do sistema radicular da amostra da planta aquática corresponde à diferença entre volume final (após deslocamento com a inserção da estrutura da macrófita) e volume inicial da água contida no becker. Após a mensuração da massa fresca e do volume, as amostras foram acondicionadas em sacos de papel devidamente etiquetados e levadas à estufa, padronizada à temperatura de 60 °C, para a perda de água até obter massa seca constante. A biomassa da estrutura examinada foi expressa em grama de massa fresca e massa seca por metro quadrado (gMF.m⁻² e gMS.m⁻², respectivamente). A seguir, determinou-se o conteúdo de água das macrófitas (parte aérea e submersa), sendo obtido através da diferença entre a massa fresca (antes da secagem em estufa) e a massa seca (após a secagem em estufa). O resultado foi expresso em porcentagem.

Para a análise da composição química do sistema radicular das macrófitas estudadas, houve um preparo prévio das amostras. O segundo lote de material vegetal, que inclui as estruturas aéreas e submersas das macrófitas, foi submetido a um processo de limpeza para a remoção da fauna associada e matéria orgânica e inorgânica aderida, através de sucessivas “lavagens” com jatos de água (Figura 2H e I). Em seguida, as plantas foram mantidas em temperatura ambiente por um dia para perder o excesso de umidade. Após esse período, as partes aéreas/submersas foram separadas e acondicionadas em sacos de papel para serem levadas em estufa a 60 °C, e pesadas até atingir a massa seca constante. Depois de totalmente secas, as amostras foram moídas em um triturador mecânico e mantidas em potes de plástico com tampa até a realização das análises em laboratório. As concentrações de nitrogênio total foram determinadas através da digestão sulfúrica, pelo método de Kjeldahl e as de fósforo pelo método espectrofotométrico do ácido vanadomolibdicofosfórico (fósforo amarelo), passando também pela digestão sulfúrica.

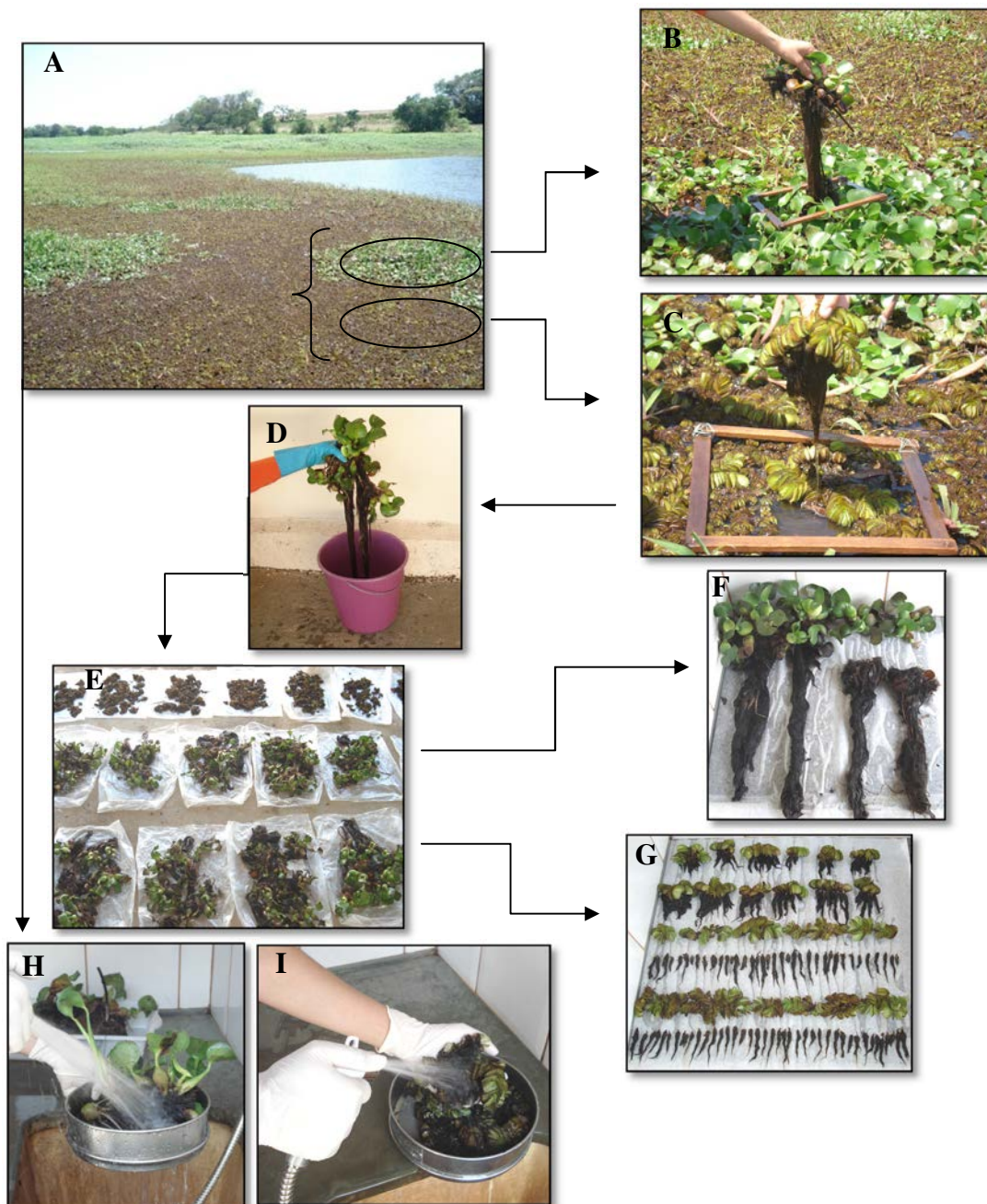


Figura 2 – Amostragem e processamento das macrófitas analisadas nesse estudo: (A) ilustração de uma estação de coleta no rio Guareí; amostragem de *E. crassipes* (B) e *S. auriculata* (C); remoção dos macroinvertebrados em solução de formaldeído (D); amostras em temperatura ambiente para perda do excesso de umidade (E); separação das partes aérea e submersa de *E. crassipes* (F) e *S. auriculata* (G); limpeza das amostras de *E. crassipes* (H) e *S. auriculata* (I) para determinação da composição química dos respectivos sistemas radiculares.

4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa

Para a análise qualitativa e quantitativa da fauna de macroinvertebrados associados à *E. crassipes* e *S. auriculata* foram realizados cálculos de riqueza, constância de ocorrência, densidade, abundância relativa e dominância.

A riqueza taxonômica foi a somatória dos *taxa* presentes em cada amostra.

A densidade dos macroinvertebrados foi calculada a partir da abundância total dos indivíduos na amostra e foi expressa por unidade de massa seca do sistema radicular das macrófitas (ind.100gMS^{-1}) e por unidade de área em metros quadrados (ind.m^{-2}), utilizando respectivamente, as seguintes equações:

$$N = (\text{ind/gMS}) \times 100$$

Em que:

- ✓ **N** = número de indivíduos por grama de massa seca (ind.100gMS^{-1});
- ✓ **ind** = número de indivíduos contados na amostra;
- ✓ **gMS** = valor da biomassa seca do sistema radicular;
- ✓ **100** = utilizado para padronizar os resultados obtidos para uma unidade de massa comum (100 g), possibilitando comparações com outros trabalhos existentes na literatura.

$$N = (\text{i/a}) \times 10.000$$

Em que:

- ✓ **N** = número de indivíduos por m^2 ;
- ✓ **i** = número de indivíduos contados na amostra;
- ✓ **a** = área do amostrador em cm^2 ;
- ✓ **10.000** = valor utilizado para conversão da área do amostrador de cm^2 para m^2 .

Para a obtenção da abundância relativa, foi estimada a porcentagem da contribuição de cada táxon em relação à abundância total de macroinvertebrados, sendo calculada de acordo com a equação:

$$\text{Abundância (\%)} = (n/N) \times 100$$

Em que:

- ✓ **n** = número de indivíduos de cada táxon;
- ✓ **N** = número total de indivíduos de todos os taxa encontrados na amostra;
- ✓ **100** = valor utilizado para obter o valor em porcentagem.

Foi calculado o índice de dominância de SIMPSON, para verificar o grau de dominância nas comunidades de macroinvertebrados dos locais estudados, conforme:

$$C = \sum_{n=1}^S (ni/N)^2$$

Em que:

- ✓ **C** = grau de dominância na comunidade;
- ✓ **S** = número de *taxa* da amostra;
- ✓ **ni** = número de indivíduos de cada táxon;
- ✓ **N** = número total de indivíduos.

O campo de variação de C é de 0 a 1, de modo que quanto mais próximo de 1, maior será o grau de dominância na comunidade (ODUM & BARRET, 2007).

4.6. Análise Estatística

Para cada ponto foi calculada primeiramente a média das réplicas (N=3) e o desvio padrão das variáveis ambientais e biológicas, cujos valores foram representados em gráficos utilizando o programa Sigma Plot 11.

A fim de verificar diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) entre as macrófitas estudadas e os períodos de amostragem em relação à fauna de macroinvertebrados associados, volume, biomassa e concentração de nutrientes (N e P total) do sistema radicular foram realizadas análises de variância através do programa Sigma Plot 11. Foi efetuada uma ANOVA “two-way” (considerando os fatores macrófitas, períodos de amostragem e interações macrófitas X períodos de amostragem). As comparações múltiplas dos dados foram executadas através do Teste Tukey. Para as variáveis abióticas e pigmentos totais, foi utilizado o Teste t de Student quando os dados apresentaram distribuição normal (teste paramétrico) e o Teste de

Mann-Whitney quando os dados não mostraram distribuição normal (teste não paramétrico).

Realizou-se também uma análise estatística de componentes principais (PCA), com o auxílio do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). Essa análise foi feita para determinar as variáveis ambientais de maior significância neste estudo e a ordenação das mesmas entre os períodos do ano, considerando os valores das réplicas (N=3) para cada um dos cinco pontos de coleta.

A fim de verificar as possíveis correlações dos macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* com suas respectivas variáveis bióticas (biomassa, volume, nitrogênio e fósforo no sistema radicular) e com as variáveis ambientais no rio Guareí, foi realizada uma matriz de correlação simples/coeficiente de correlação de Spearman, através do programa Statistica 7 (Statsoft 2009), considerando-se os valores da densidade dos macroinvertebrados registrados em cada planta e ponto de amostragem.

A variável ambiental profundidade não foi inserida na análise de correlação (Spearman), pelo fato de apresentar um “efeito indireto” sobre os macroinvertebrados associados à macrófitas, influenciando outros fatores que afetam esta comunidade.

Embora a porcentagem de saturação do oxigênio tenha estreita relação com a fitofauna, é uma variável relacionada com a concentração de oxigênio dissolvido, por isso também optou-se por sua não utilização nas análises estatísticas.

Para verificar a similaridade da densidade (ind.100gMS^{-1}) e composição (presença e ausência) da fitofauna entre as duas macrófitas analisadas entre os dois períodos de estudo, foi realizada uma análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, através do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). A matriz foi confeccionada utilizando-se os valores das réplicas da densidade dos macroinvertebrados associados nos cinco pontos (N = 15) de cada período, com os dados transformados em raiz quadrada (Clarke & Warwick, 2001). Para determinar os principais *taxa* responsáveis pelos agrupamentos formados na NMDS, foi aplicada uma análise de SIMPER, também realizada no programa Primer v6 com os dados transformados em raiz quadrada.

Todos os testes estatísticos, exceto as análises de NMDS e SIMPER, foram executados com os dados transformados em $(\log(x+1))$, com exceção do pH.

5. RESULTADOS

5.1. Variáveis Abióticas

Observando-se a variação anual da precipitação total mensal em 2011, pode-se verificar que o único mês do ano sem chuva foi setembro (Figura 3A). Em janeiro de 2012, ocorreram 13 episódios de precipitação de intensidade variável (Figura 3B).

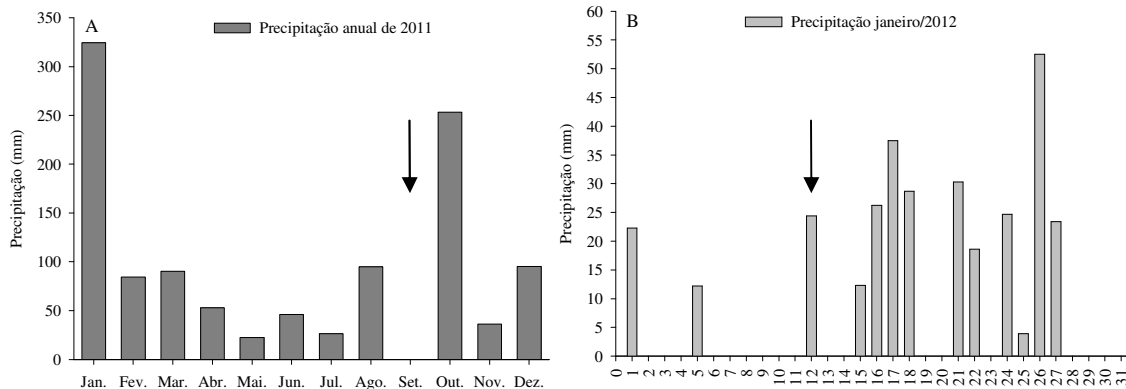


Figura 3 – Valores de precipitação mensal acumulada durante o ano de 2011 (A) e precipitação diária de janeiro de 2012 (B) registrados em Angatuba, SP. (A seta indica o mês (A) e o dia (B) em que foi realizada a coleta do material biológico).

Em 2011, a amplitude de variação anual da cota da represa de Jurumirim foi de 564,49 m a 567,29 m (Figura 4A), enquanto em 2012 oscilou de 562,41 m a 566,60 m (Figura 4B). Comparando-se ambos os anos, verifica-se que em setembro de 2011 o nível de água a montante da represa de Jurumirim era menor quando comparado a janeiro de 2012.

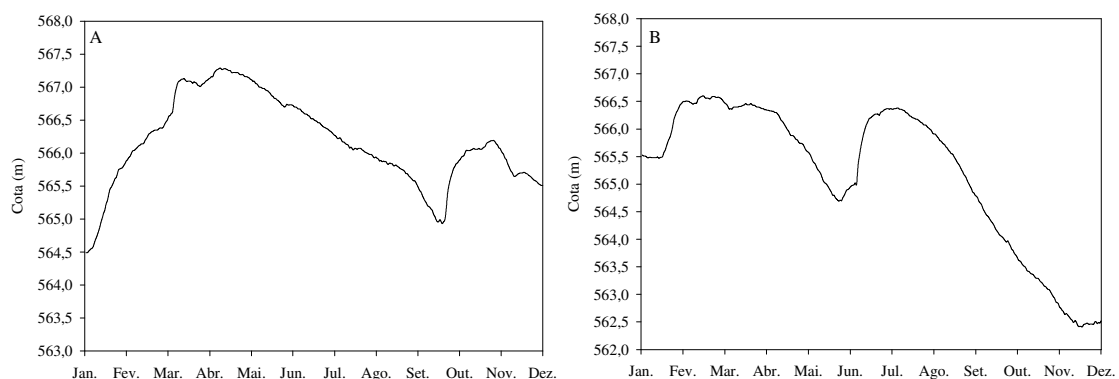


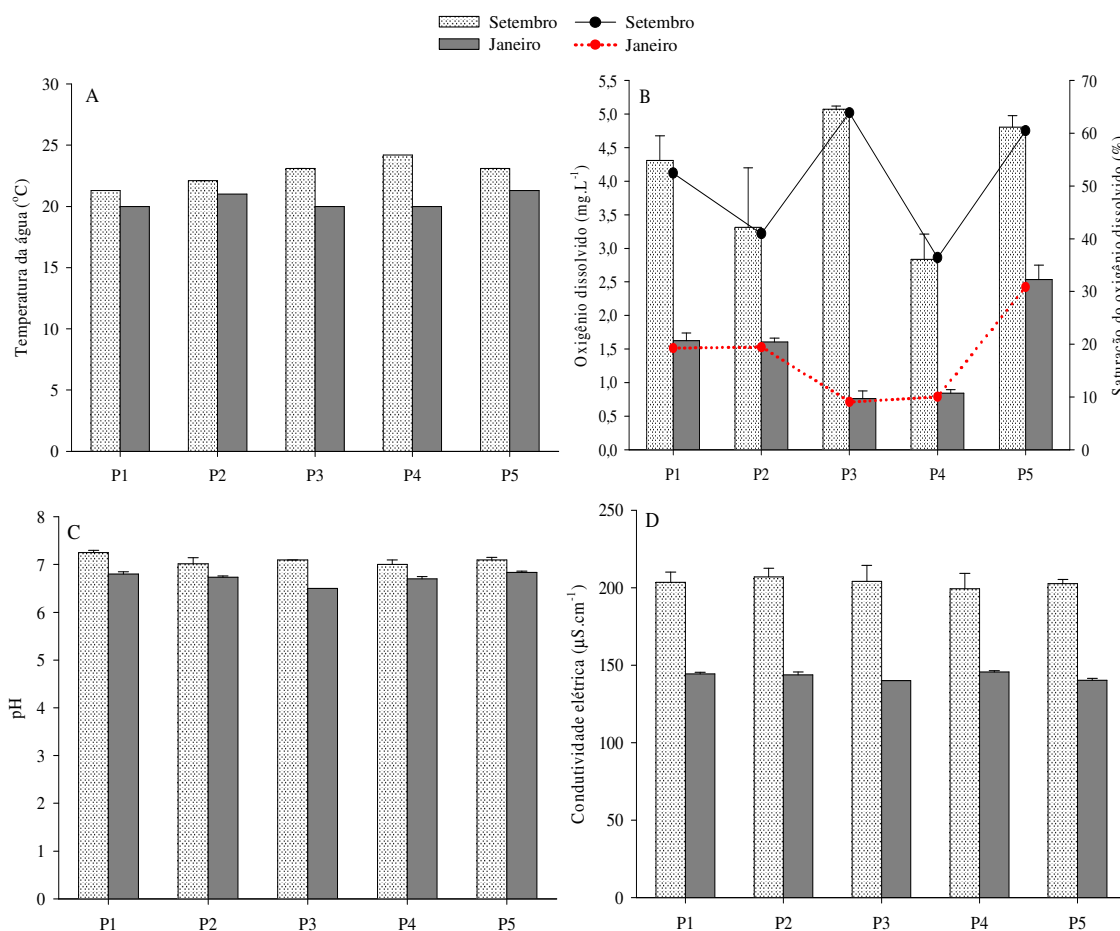
Figura 4 – Variação diária da cota (m) do nível da água na região da barragem na Represa de Jurumirim – SP em 2011 (A) e 2012 (B).

Os maiores valores de temperatura da água foram registrados em setembro, variando de 21° C a 24° C entre os pontos de amostragem. Em janeiro a variação foi menor, compreendendo valores entre 20° C e 21° C (Figura 5A).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido e as porcentagens de saturação mostraram importante variação temporal. Em setembro foram registrados os maiores valores e, em janeiro, a concentração e a saturação de oxigênio dissolvido, foi respectivamente, < 2,55 mg.L⁻¹ e < 35% para todos os pontos de coleta (Figura 5B).

Na Figura 5C, são mostrados os valores do pH do rio Guareí, o qual não apresentou grandes oscilações entre os períodos de estudo e pontos de coleta. Por outro lado, comparando-se a condutividade elétrica da água, verifica-se que a maior variação foi entre os períodos, com valores mais elevados em setembro (Figura 5D).

Com relação ao nitrogênio total e fósforo total na água, maiores concentrações de ambos os nutrientes foram registradas em setembro (Figura 5E e F). Em dois pontos (1 e 5), o teor de nitrogênio total foi maior em janeiro (Figura 5E).



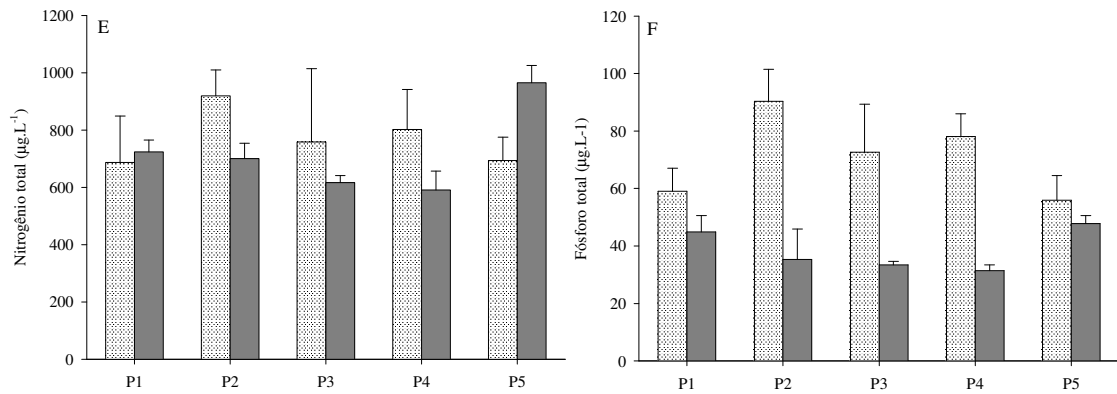


Figura 5 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) da temperatura da água (A), da concentração de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação (B), do pH (C), da condutividade elétrica da água (D) e das concentrações de nutrientes totais na água – nitrogênio total (E) e fósforo total (F) na água nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

As concentrações de material em suspensão total foram mais elevadas em setembro, exceto no ponto 5 (Figura 6). A participação da fração orgânica no total do material em suspensão foi maior em setembro. Com relação à fração inorgânica, o teor mais elevado foi observado em janeiro (P5). Nesse mesmo mês, a transparência da água foi menor, quando comparada a setembro (Figura 7).

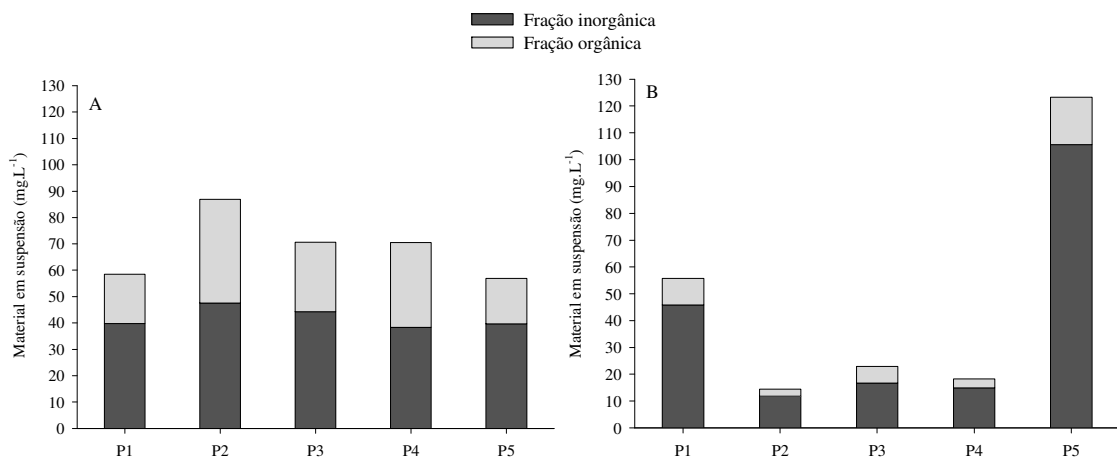


Figura 6 – Variação dos valores médios (N=3) do material em suspensão nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 (A) e janeiro/2012 (B).

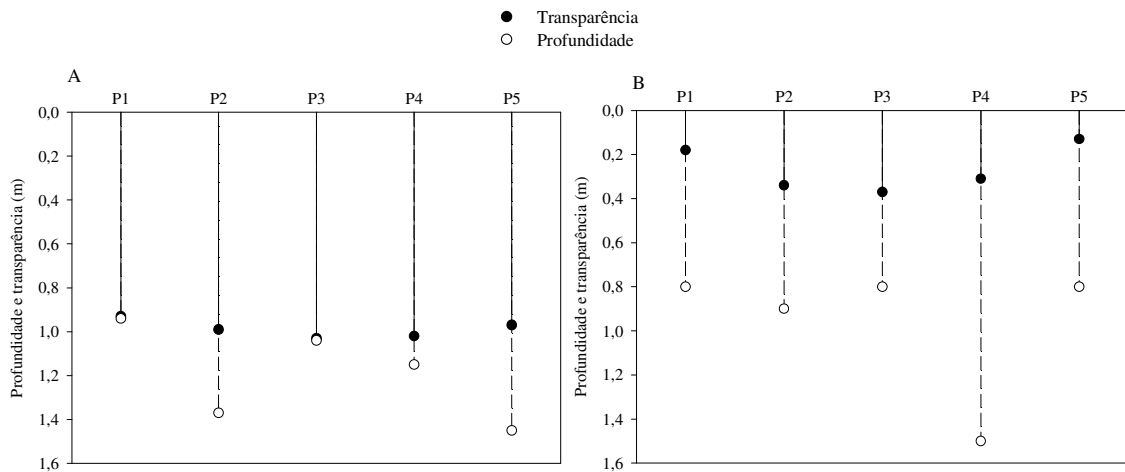


Figura 7 – Variação dos valores médios (N=3) da profundidade e transparência da água nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 (A) e janeiro/2012 (B).

5.2. Variáveis Bióticas

Com relação à concentração de pigmentos totais na água, verifica-se que em setembro os valores foram muito mais elevados quando comparados a janeiro (Figura 8).

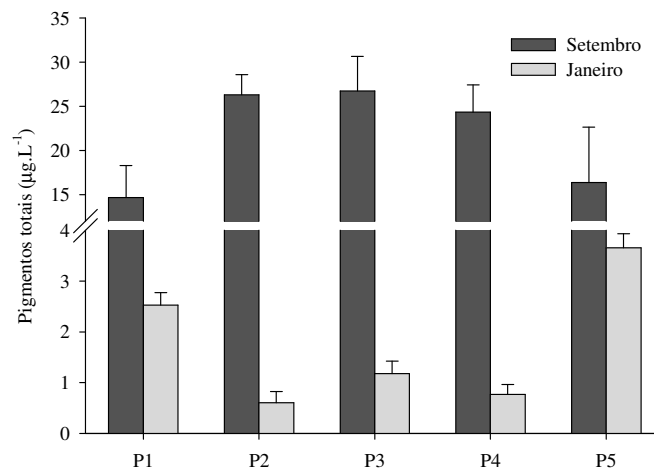


Figura 8 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) dos pigmentos totais nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

Na Figura 9 (A) e (B) estão apresentados os valores da biomassa fresca das partes aérea e submersa das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes*, respectivamente, coletadas no rio Guareí em setembro e janeiro. Valores mais elevados de biomassa da

parte aérea de ambas as macrófitas foram obtidos em janeiro, exceto no ponto 1 para *E. crassipes*. Com relação à parte submersa, esse mesmo padrão foi observado somente pela macrófita *S. auriculata*, enquanto que para *E. crassipes* a biomassa mais elevada foi registrada em setembro na maioria dos pontos de amostragem. Com relação à biomassa seca das partes aéreas e submersas das macrófitas amostradas nesse estudo, nota-se que de um modo geral valores mais elevados foram registrados em janeiro para ambas as espécies de macrófitas. Também é possível verificar que em alguns pontos de coleta e períodos, a biomassa de *E. crassipes* foi aproximadamente de duas a três vezes maior do que a biomassa de *S. auriculata*, em especial para a parte submersa (Figura 9C e D).

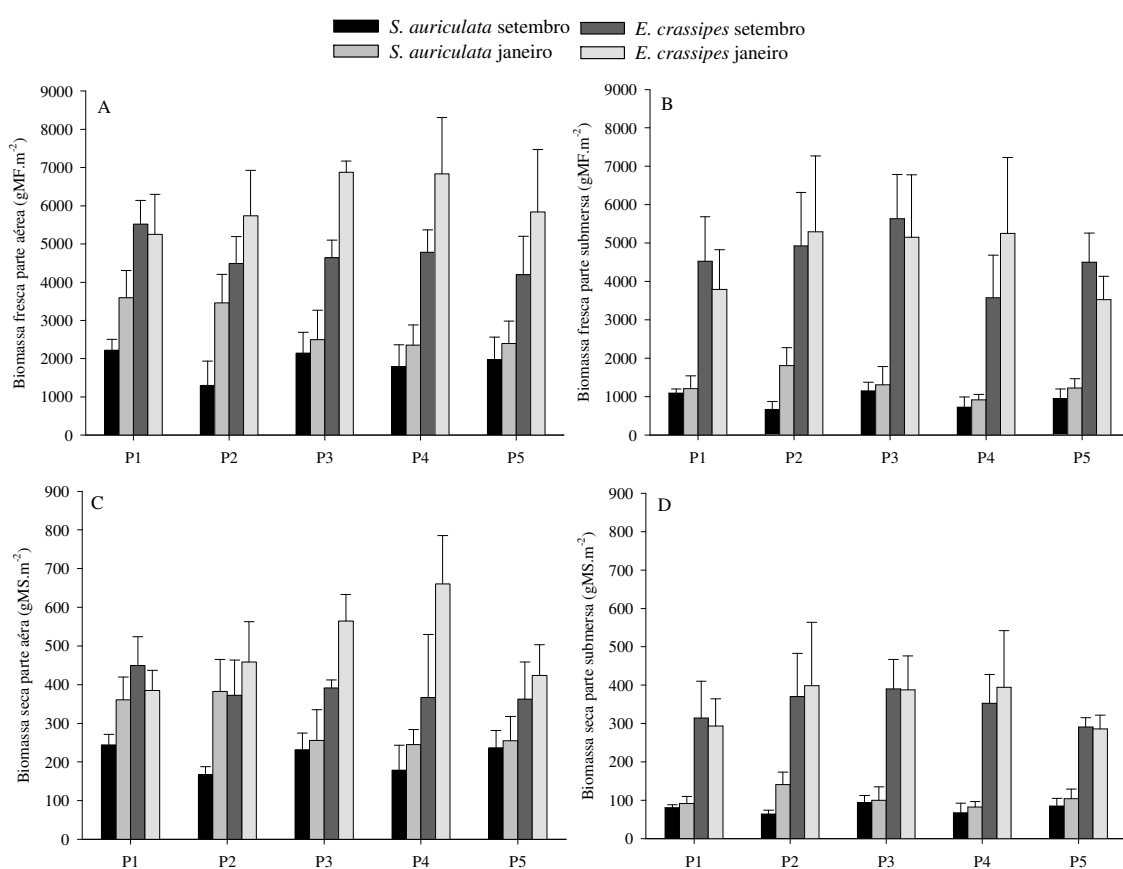


Figura 9 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) da massa fresca e seca da parte aérea (A e C) e submersa (B e D) das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012 (notar diferença nas escalas).

Com relação ao conteúdo de água das macrófitas estudadas, verifica-se que *S. auriculata* apresenta valores mais elevados em todos os pontos de coleta e para ambos

os períodos de estudo, exceto para a parte submersa no ponto 4 em setembro/2011 e no ponto 1 e 3 em janeiro/2012 (Figura 10).

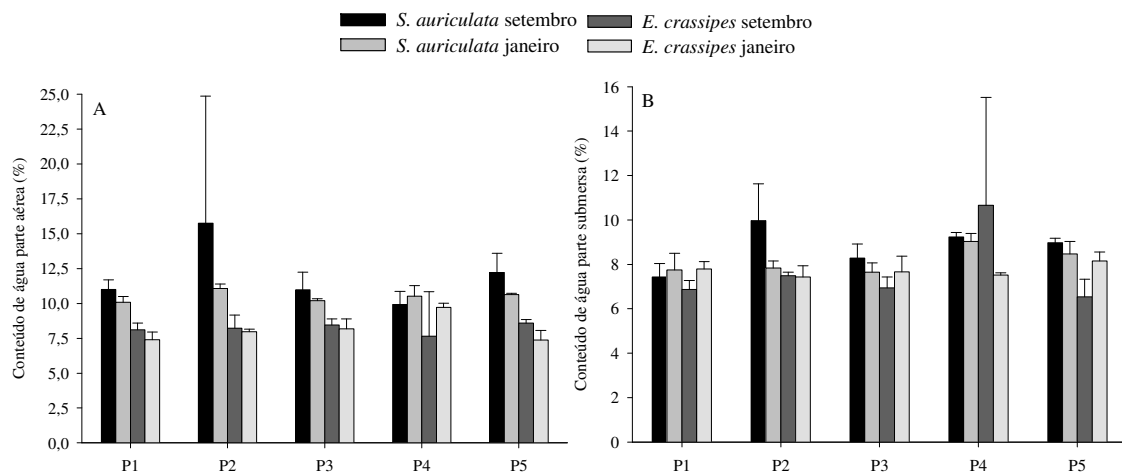


Figura 10 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) do conteúdo de água da parte aérea (A) e submersa (B) das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

Na comparação entre os períodos de estudo, é possível verificar que o volume do sistema radicular da macrófita *S. auriculata* foi mais elevado em todos os pontos de amostragem em janeiro. Em relação à *E. crassipes* os maiores valores foram registrados em setembro (exceto no ponto 4). Comparando o volume do sistema radicular das duas macrófitas estudadas, nota-se que valores mais elevados foram observados em todos os pontos e períodos de estudo para *E. crassipes* (Figura 11).

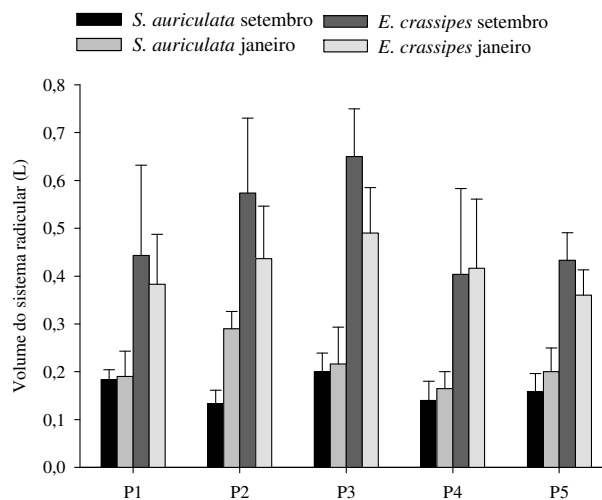


Figura 11 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) do volume do sistema radicular das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

Os teores de nitrogênio no sistema radicular das duas macrófitas foram similares, enquanto que para o fósforo, os valores mais elevados são registrados em *E. crassipes*. Na comparação entre épocas, as concentrações de ambos os elementos (N e P) foram maiores em setembro/2012, para ambas as plantas flutuantes.

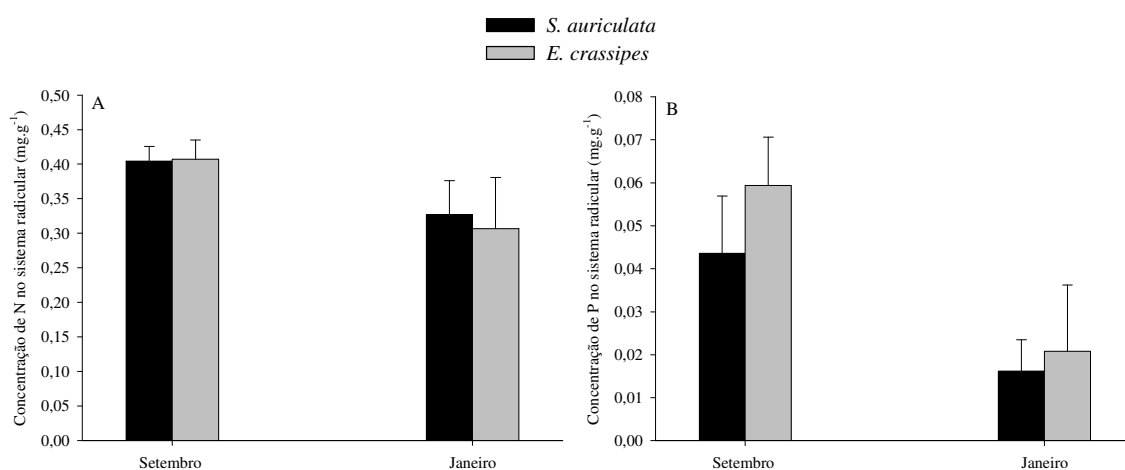


Figura 12 – Variação dos valores médios (N=5) e desvios padrão (barras de erro) da concentração de nitrogênio (A) e fósforo (B) do sistema radicular das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* amostradas no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

A densidade de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* foi maior em todas as estações de amostragem e períodos de estudo, quando comparada com aquela obtida junto a *E. crassipes* (Figura 13). Essa diferença foi ainda mais acentuada quando a densidade foi expressa em ind.100gMS⁻¹, com valores variando de 4.041 ind.100gMS⁻¹ a 12.319 ind.100gMS⁻¹ em *E. crassipes* e de 31.038 ind.100gMS⁻¹ a 105.668 ind.100gMS⁻¹ em *S. auriculata*. Com relação à variação entre períodos de estudo, nota-se que em janeiro de 2012, foram registradas as densidades mais elevadas de macroinvertebrados associados a ambas as espécies de macrófitas, para a maioria das estações de amostragem.

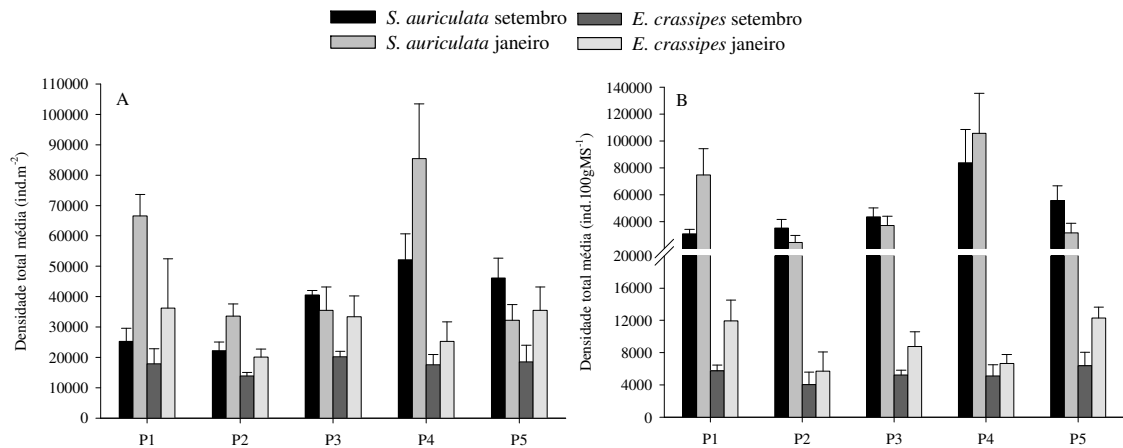
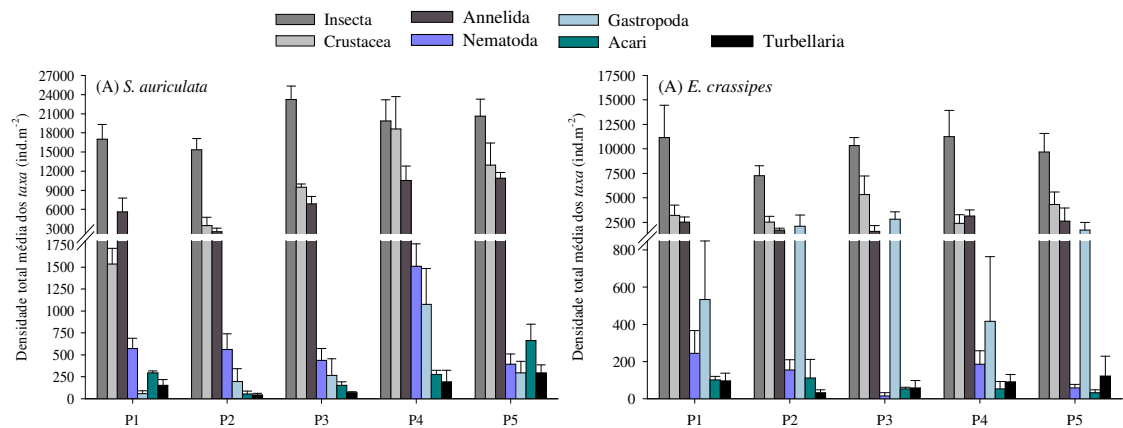


Figura 13 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) da densidade total média em número de ind.m⁻² (A) e número de ind.100gMS⁻¹ (B) dos macroinvertebrados associados às macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012 (notar diferença nas escalas).

Dos grandes grupos de macroinvertebrados registrados, a classe Insecta é a mais representativa em termos de densidade no sistema radicular de ambas as macrófitas, pontos de amostragem e períodos de estudo (Figura 14). Comparando-se as densidades de todos os grupos taxonômicos nas duas plantas (*S. auriculata* e *E. crassipes*), verifica-se que os valores sempre são mais elevados em *S. auriculata*.



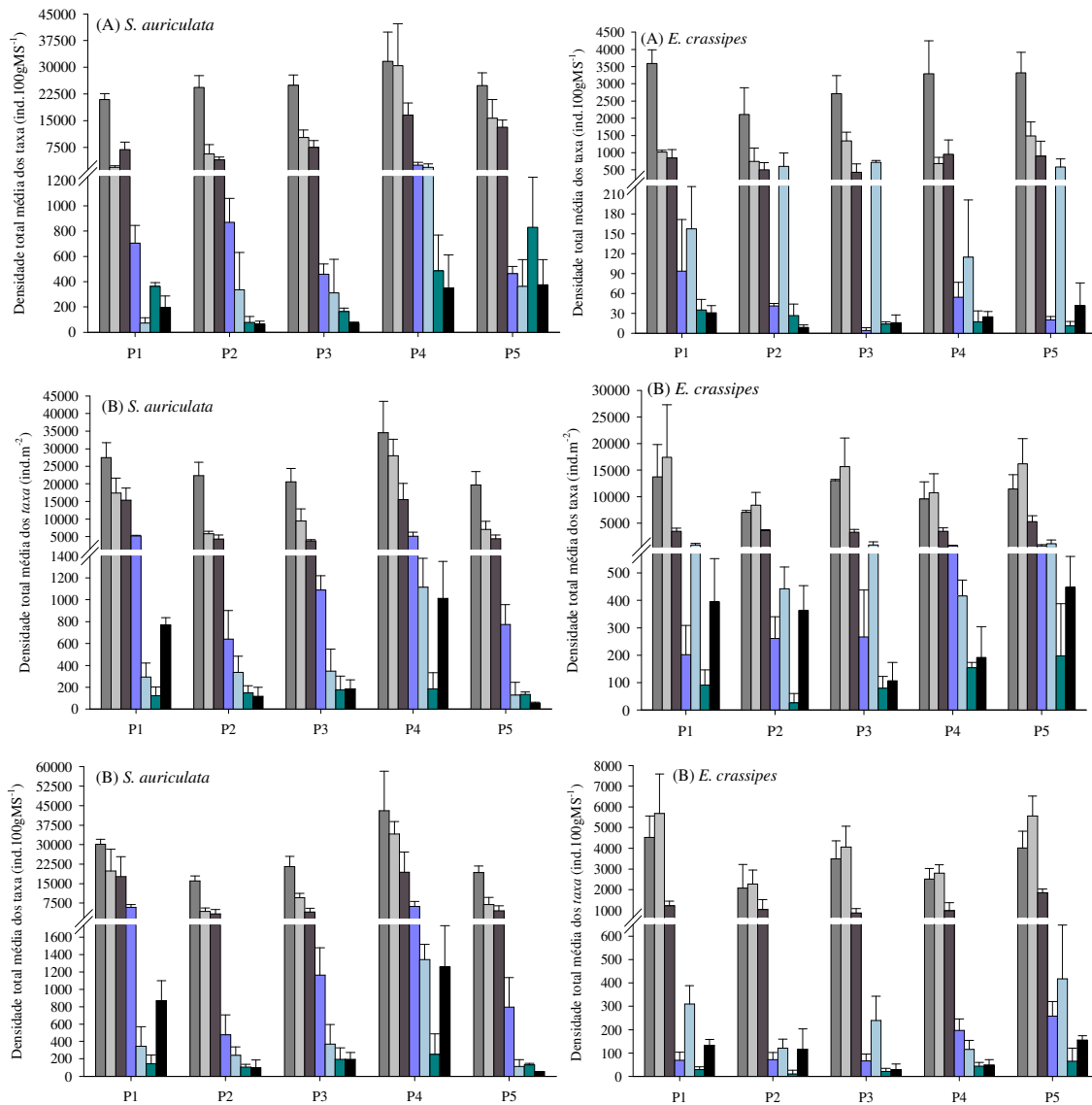


Figura 14 – Variação dos valores médios ($N=3$) e desvios padrão (barras de erro) da densidade total média em número de ind.m^{-2} e ind.100gMS^{-1} dos taxa de macroinvertebrados associados, às macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 (A) e janeiro/2012 (B) (notar diferença nas escalas).

Com relação às ordens de Insecta, verifica-se que Diptera predominou no sistema radicular de ambas as espécies de macrófitas em todas as estações de amostragem e períodos de estudo (Figura 15). As ordens de insetos aquáticos menos representativas foram Hemiptera, Collembola, Lepidoptera e Trichoptera.

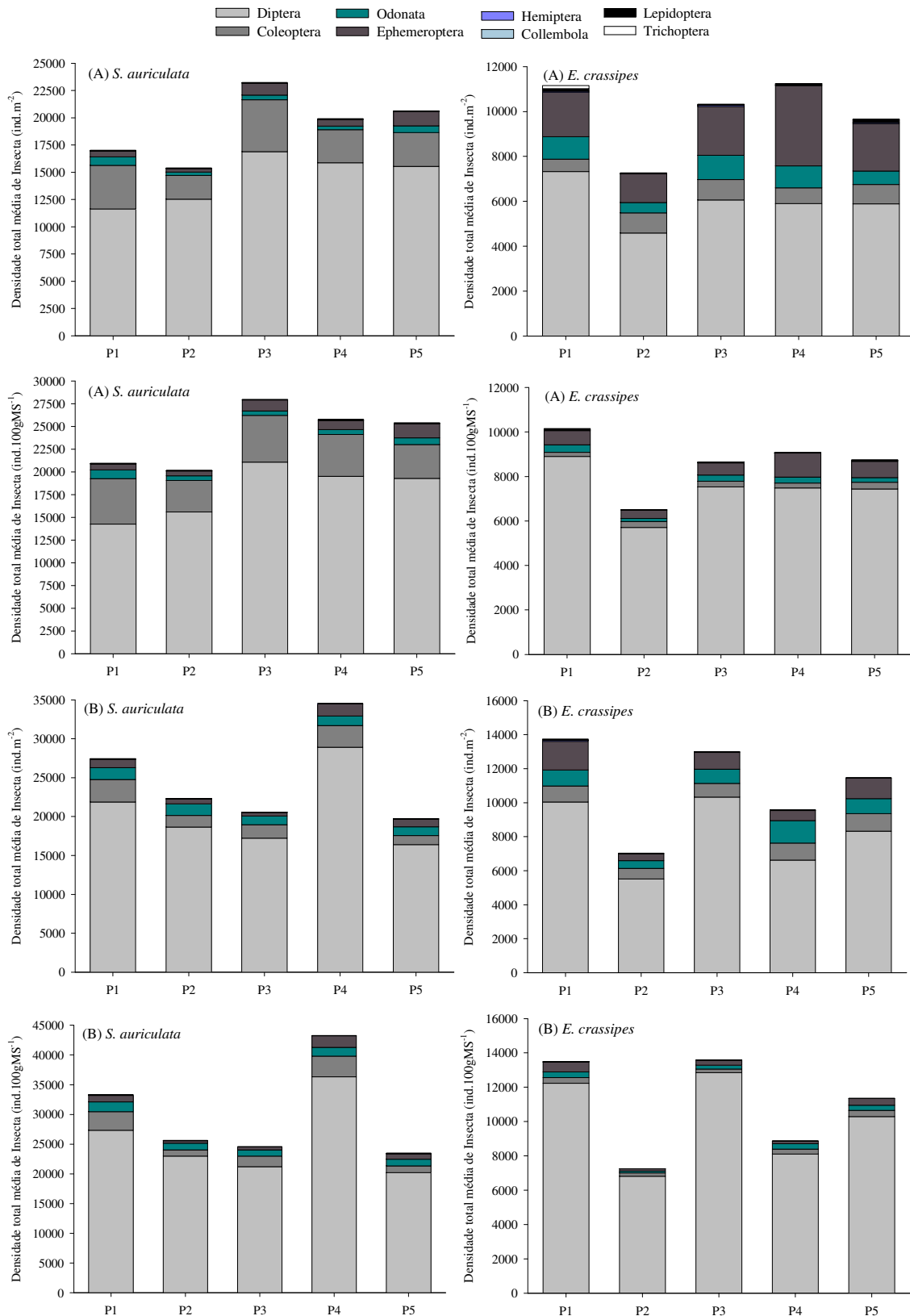


Figura 15 – Densidade média (N=3) em número de ind.m⁻² e ind.gMS⁻¹ dos indivíduos pertencentes às ordens de Insecta nos pontos de amostragem do rio Guaré em setembro/2011 (A) e janeiro/2012 (B) (notar diferença nas escalas).

Para comparar a abundância relativa dos macroinvertebrados coletados neste estudo, foi calculada a porcentagem de contribuição de cada *taxa* em relação ao total da amostra. Os macroinvertebrados com baixa contribuição numérica (< 3,25% do total) foram agrupados e denominados como “outros”, em duas categorias. A primeira denominada por “Diptera (outros)” envolve os indivíduos pertencentes aos *taxa* Culicidae, Empididae, Muscidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Tabanidae e Tipulidae, bem como as pupas de Diptera, embora tenham sido representativas em termos de densidade. A segunda categoria foi constituída por indivíduos de Collembola, Hemiptera, Lepidoptera e Trichoptera (as ordens de insetos aquáticos menos abundantes) e denominada de “Insecta (outros)”.

Na figura 16, é mostrada a média da abundância relativa, da abundância total e o desvio padrão da fauna de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes* em setembro/2011 e janeiro/2012. Nota-se que a composição taxonômica foi similar, pois não houve nenhum táxon que foi exclusivo de um determinado período ou planta aquática analisada na presente pesquisa.

Comparando-se os pontos de amostragem, macrófitas e períodos de estudo, é possível verificar que de um modo geral, a abundância relativa de cada táxon não mostra diferenças acentuadas na escala temporal e espacial (Figura 16A e B). Além dos insetos aquáticos, Oligochaeta e Ostracoda foram dois dos *taxa* mais abundantes, correspondendo a mais de 50% do total de macroinvertebrados, em alguns pontos de amostragem. Em de setembro/2011 no ponto P4, a abundância relativa de Oligochaeta atingiu 20,2% e de Ostracoda 35,6% do total de macroinvertebrados no sistema radicular de *S. auriculata*. No de *E. crassipes*, em janeiro/2012 (ponto P5), Oligochaeta representou 10,7% e Ostracoda 42,3% do total de macroinvertebrados.

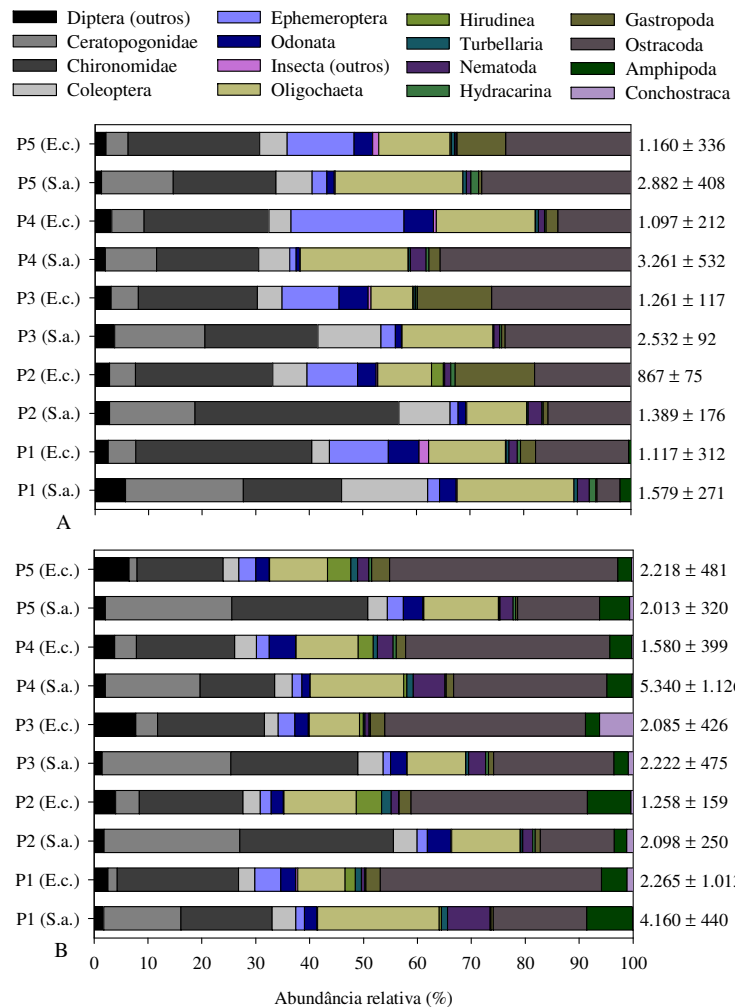


Figura 16 – Variação dos valores médios (N=3) da abundância relativa (%), abundância total e desvios padrão (\pm) dos macroinvertebrados associados às macrófitas *S. auriculata* (S.a.) e *E. crassipes* (E.c.) nos pontos de amostragem do rio Guareí em setembro/2011 (A) e janeiro/2012 (B).

Com objetivo de comparar as comunidades de macroinvertebrados associados às duas plantas aquáticas flutuantes na escala temporal e espacial, foram calculados os seus atributos, sendo o primeiro deles, a riqueza de *taxa*.

Como mencionado anteriormente, os *taxa* de macroinvertebrados registrados neste estudo foram identificados em diferentes níveis taxonômicos. Todos os indivíduos de Diptera, Hemiptera e Trichoptera, assim como de Gastropoda, foram identificados ao nível de família e subfamília para Chironomidae. Os demais *taxa* foram identificados a níveis superiores. Portanto, a riqueza de *taxa* aqui apresentada, refere-se ao somatório de unidades biológicas identificadas em diferentes níveis taxonômicos.

Na Figura 17, está demonstrada a variação da riqueza de *taxa* de macroinvertebrados neste estudo. Em setembro/2011, verifica-se que a riqueza taxonômica de macroinvertebrados associados a *E. crassipes* foi mais elevada em todos os pontos de amostragem, quando comparada com o número de *taxa* junto à *S. auriculata*. Por outro lado, em janeiro/2012, foi encontrada maior riqueza de *taxa* em *E. crassipes* (em relação à *S. auriculata*) apenas nas estações de amostragem P1 e P3. Nota-se que nesse mesmo período, a fauna de macroinvertebrados foi mais rica em ambas as espécies de macrófitas analisadas, quando comparada a setembro/2011.

A riqueza taxonômica dos macroinvertebrados foi similar em ambas as espécies de macrófitas, considerando-se os valores médios envolvendo a escala espacial. Em setembro/2011, foram obtidos $19 \pm 2,00$ *taxa* para *S. auriculata* e $21 \pm 1,83$ para *E. crassipes*, enquanto em janeiro/2012, a riqueza média foi de $22 \pm 1,67$ *taxa* em *S. auriculata* e de $22 \pm 1,47$ em *E. crassipes*. Similaridade na riqueza taxonômica de macroinvertebrados associados a *S. auriculata* e a *E. crassipes* também foi observada comparando os valores médios na escala temporal ($21 \pm 2,36$ *taxa* registrados em *S. auriculata* e $22 \pm 1,66$ em *E. crassipes*).

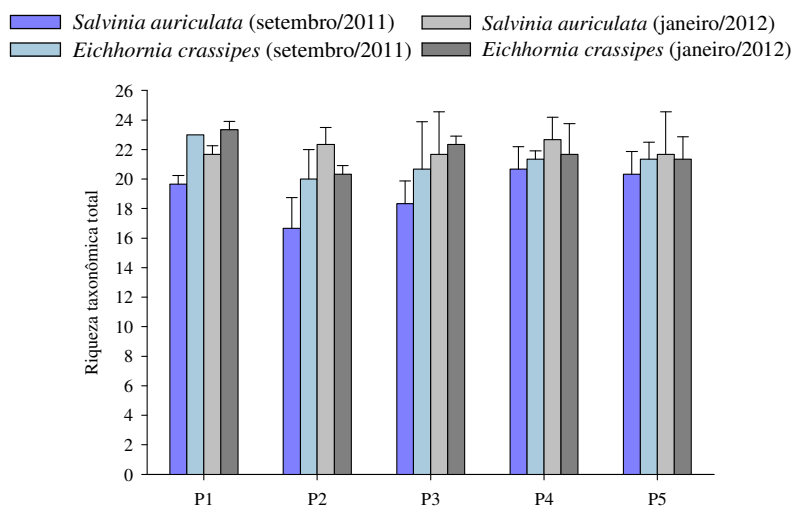


Figura 17 – Variação dos valores médios (N=3) da riqueza de *taxa* associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* em setembro/2011 e janeiro/2012.

Em setembro/2011, os valores do índice de dominância na comunidade de macroinvertebrados associados as duas macrófitas foram maiores em *S. auriculata* (Tabela 1). Por outro lado, em janeiro/2012 ocorreu o inverso e, a dominância mais

elevada da comunidade de macroinvertebrados foi obtida em *E. crassipes*, com valor médio mais alto em relação aquele registrado para *S. auriculata* (Tabela 1).

Tabela 1 – Variação dos valores médios do grau de dominância (N=3) e desvios padrão (negrito) da comunidade de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

MESES E PONTOS	P1		P2		P3		P4		P5		MÉDIA FINAL (N=15)		
	Set.	Jan.	Set.	Jan.	Set.	Jan.	Set.	Jan.	Set.	Jan.	Set.	Jan.	
PLANTAS AQUÁTICAS													
<i>S. auriculata</i>	0,15	0,14	0,19	0,15	0,16	0,15	0,21	0,16	0,19	0,14	0,18	0,15	
	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	
<i>E. crassipes</i>	0,13	0,22	0,12	0,16	0,13	0,19	0,14	0,19	0,13	0,22	0,13	0,20	
	0,01	0,06	0,00	0,03	0,03	0,05	0,01	0,04	0,01	0,05	0,01	0,03	

5.3. Análise Estatística

A análise de componentes principais (PCA) realizada com as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos obtidos nos cinco pontos amostrados no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012, explicou 87,1% da variância dos dados, considerando os dois primeiros eixos (68,7% para o primeiro - PC1 e 18,4% para o segundo - PC2).

O gráfico de ordenação gerado pela análise de componentes principais em função das variáveis analisadas (Figura 18) aponta diferenças entre os períodos, visto que houve uma clara distinção considerando os dois meses de estudo (setembro/2011 e janeiro/2012). Os valores de correlação das variáveis ambientais com os eixos 1 e 2 da PCA, bem como suas respectivas abreviações, estão na Tabela 2.

Em setembro/2011, os pontos de amostragem distribuíram-se no lado positivo do eixo 1, em virtude dos maiores valores obtidos para todas as variáveis ambientais analisadas, ocorrendo o inverso em janeiro/2012.

Com base na maior porcentagem de explicabilidade da variância dos dados encontrada no primeiro eixo (PC1) e na maior correlação do fósforo total e dos

pigmentos totais com o mesmo, verifica-se que estas variáveis são as que melhor explicam a disposição dos pontos e dos períodos na análise.

Tabela 2 – Correlação das variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos da Análise de Componentes Principais, considerando os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) nos cinco pontos amostrados no rio Guareí, em setembro/2011 e janeiro/2012.

Variáveis ambientais	PC1	PC2
Potencial Hidrogeniônico (pH)	- 0,311	0,172
Condutividade elétrica na água (K)	- 0,320	0,316
Oxigênio dissolvido (O2)	- 0,325	0,102
Temperatura da água (Temp)	- 0,303	0,172
Material em suspensão total (MT)	- 0,282	- 0,415
Material em suspensão orgânico (MO)	- 0,338	- 0,178
Material em suspensão inorgânico (MI)	- 0,233	- 0,497
Nitrogênio total (Ntotal)	- 0,170	- 0,468
Fósforo total (Ptotal)	- 0,339	- 0,037
Pigmentos totais (Pigm)	- 0,357	0,090
Transparência (Transp)	- 0,291	0,388

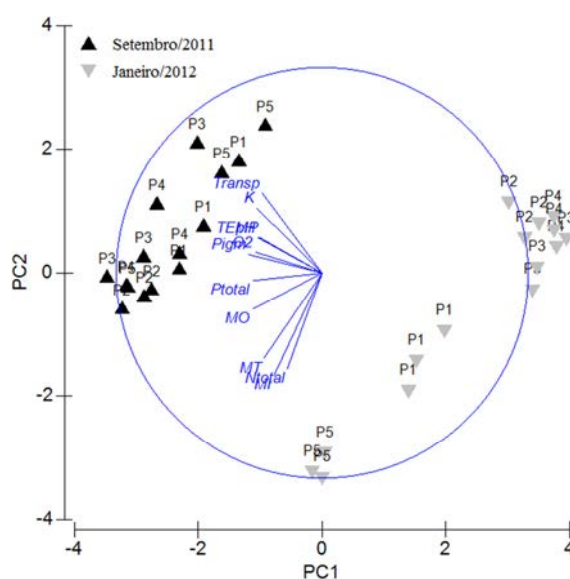


Figura 18 – Ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA – eixos 1 e 2) para as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos analisados no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012.

As análises estatísticas (Teste t de Student para os dados paramétricos e o Teste de Mann-Withney para os dados não paramétricos) apontaram diferenças

estatisticamente significativas na escala temporal para os pigmentos totais e para as demais variáveis ambientais analisadas, com exceção do material em suspensão inorgânico e nitrogênio total (Tabela 3).

Tabela 3 – Valores de p resultantes da análise estatística de comparação entre períodos (setembro/2011 e janeiro/2012) das variáveis ambientais e pigmentos totais registrados no rio Guareí. Diferenças significativas ($p < 0,05$) estão destacadas em negrito.

<i>Variáveis analisadas</i>	p
pH	<0,001
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	<0,001
Concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<0,001
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	<0,001
Teor de material em suspensão total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,03
Teor de material em suspensão orgânico ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	<0,001
Teor de material em suspensão inorgânico ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,15
Concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,37
Concentração de fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	<0,001
Transparência da água (m)	<0,001
Pigmentos totais ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	<0,001

Na Tabela 4, são apresentados os valores da análise de variância ANOVA “two-way” para os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados e para as variáveis bióticas, considerando os seguintes fatores discriminativos: macrófitas, períodos de amostragem e a interação macrófitas X períodos de amostragem. Somente a densidade total e a riqueza taxonômica mostraram diferenças estatisticamente significativas para os três fatores. Os valores de p resultantes das comparações múltiplas do teste *a posteriori* (Teste de Tukey) são apresentados na Tabela 5.

Tabela 4 – Resultados da ANOVA “two-way” para os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados e para as variáveis bióticas obtidos no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. Diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) estão destacadas em negrito.

<i>Variáveis analisadas</i>	<i>Macrófitas</i>		<i>Períodos</i>		<i>Macrófitas X Períodos</i>	
	f	p	f	p	f	p
Densidade total ($\text{ind}\cdot 100\text{gMS}^{-1}$)	307,0	<0,001	5,1	0,03	5,2	0,03
Riqueza taxonômica	4,7	0,03	13,7	<0,001	6,5	0,01

Dominância	0,02	0,87	5,3	0,03	44,9	<0,001
Biomassa do sistema radicular (g)	368,2	<0,001	3,4	0,07	3,2	0,08
Volume do sistema radicular (L)	123,3	<0,001	0,1	0,71	6,8	0,01
N total do sistema radicular (mg.g ⁻¹)	0,6	0,43	56,2	<0,001	1,1	0,30
P total do sistema radicular (mg.g ⁻¹)	12,0	0,001	128,3	<0,001	3,5	0,06

Tabela 5 – Valores de p resultantes da aplicação do Teste de Tukey na comparação espacial e temporal dos atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados associados e variáveis bióticas obtidos em cada espécie de macrófita no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. São apresentadas apenas diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) (***) = não houve diferença significativa).

<i>Variáveis analisadas</i>	<i>Variação temporal</i> (≠ setembro e janeiro)		<i>Variação espacial</i> (≠ <i>S. auriculata</i> e <i>E. crassipes</i>)	
	<i>S. auriculata</i>	<i>E. crassipes</i>	Setembro	Janeiro
Densidade total (ind.100gMS ⁻¹)	***	0,002	<0,001	<0,001
Riqueza taxonômica	<0,001	***	0,002	***
Dominância	0,003	<0,001	<0,001	<0,001
Biomassa do sistema radicular (g)	0,01	***	<0,001	<0,001
Volume do sistema radicular (L)	***	0,04	<0,001	<0,001
N total do sistema radicular (mg.g ⁻¹)	<0,001	<0,001	***	***
P total do sistema radicular (mg.g ⁻¹)	<0,001	<0,001	<0,001	***

Entre as macrófitas, foram apontadas diferenças significativas de densidades para todos os grupos de macroinvertebrados, com exceção de Gastropoda (Tabela 6). Por outro lado, entre os períodos e na interação macrófitas X períodos, as diferenças significativas referem-se a grupos distintos de macroinvertebrados (Tabela 6). Os valores de p resultantes das comparações múltiplas do teste a *posteriori* (Teste de Tukey), são mostrados na Tabela 7.

Tabela 6 – Resultados da ANOVA “two-way” para a densidade (ind.100gMS⁻¹) dos grandes grupos da comunidade de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* amostrada no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. Diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) estão destacadas em negrito.

<i>Grupos de macroinvertebrados</i>	<i>Macrófitas</i>		<i>Períodos</i>		<i>Macrófitas X Períodos</i>	
	f	p	f	p	f	p
Insecta	581,2	<0,001	0,03	0,86	0,3	0,56

Annelida	189,9	<0,001	1,2	0,27	5,4	0,02
Turbellaria	37,0	<0,001	11,8	0,001	2,7	0,10
Nematoda	149,1	<0,001	18,3	<0,001	1,6	0,21
Acari	93,7	<0,001	1,0	0,33	4,0	0,05
Gastropoda	0,5	0,49	0,6	0,45	0,9	0,35
Crustacea	76,3	<0,001	18,8	<0,001	8,4	0,005

Tabela 7 – Valores de p resultantes da aplicação do Teste de Tukey na comparação espacial e temporal da densidade (ind.100gMS⁻¹) dos grandes grupos da comunidade de macroinvertebrados associados a cada espécie de macrófita no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. São apresentadas apenas diferenças estatisticamente significativas (p<0,05) (***) = não houve diferença significativa).

<i>Grupos de macroinvertebrados</i>	<i>Variação temporal (≠ setembro e janeiro)</i>		<i>Variação espacial (≠ S. auriculata e E. crassipes)</i>	
	<i>S. auriculata</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>Setembro</i>	<i>Janeiro</i>
Insecta	***	***	<0,001	<0,001
Annelida	***	0,02	<0,001	<0,001
Turbellaria	***	<0,001	<0,001	0,003
Nematoda	0,04	<0,001	<0,001	<0,001
Acari	0,04	***	<0,001	<0,001
Gastropoda	***	***	***	***
Crustacea	***	<0,001	<0,001	<0,001

Diptera, Coleoptera, Odonata e Ephemeroptera apresentaram diferenças estatisticamente significativas nas suas densidades para os três fatores analisados (macrófitas, períodos de amostragem e a interação macrófitas X períodos de amostragem) (Tabela 8). A única exceção refere-se à densidade de Diptera para a interação macrófitas X períodos. As demais ordens de insetos aquáticos (menos representativas em termos de densidade) registraram mais diferenças significativas de densidades entre os períodos de estudo (Tabela 8). Os valores de p resultantes das comparações múltiplas do teste *a posteriori* (Teste de Tukey), são mostrados na Tabela 9.

Tabela 8 – Resultados da ANOVA “two-way” para a densidade (ind.100gMS⁻¹) dos insetos aquáticos (em nível de ordem) associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* obtida no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. Diferenças estatisticamente significativas (p<0,05) estão destacadas em negrito.

<i>Insetos aquáticos</i>	<i>Macrófitas</i>		<i>Períodos</i>		<i>Macrófitas X Períodos</i>	
	f	p	f	p	f	p
Diptera	152,0	<0,001	17,5	<0,001	0,05	0,83
Coleoptera	486,7	<0,001	10,1	0,002	18,5	<0,001
Odonata	164,9	<0,001	13,0	<0,001	10,8	0,002
Ephemeroptera	25,8	<0,001	8,5	0,005	6,5	0,01
Hemiptera	0,3	0,6	7,0	0,01	0,7	0,40
Collembola	3,1	0,08	5,1	0,03	0,2	0,62
Lepidoptera	0,9	0,35	1,4	0,24	12,0	0,001
Trichoptera	1,5	0,23	8,3	0,006	0,00	1,0

Tabela 9 – Valores de p resultantes da aplicação do Teste de Tukey na comparação espacial e temporal da densidade (ind.100gMS⁻¹) dos insetos aquáticos (em nível de ordem) associados a cada espécie de macrófita no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. São apresentadas apenas diferenças estatisticamente significativas (p<0,05) (***) = não houve diferença significativa).

<i>Grupos de macroinvertebrados</i>	<i>Variação temporal (≠ setembro e janeiro)</i>		<i>Variação espacial (≠ <i>S. auriculata</i> e <i>E. crassipes</i>)</i>	
	<i>S. auriculata</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>Setembro</i>	<i>Janeiro</i>
Diptera	0,003	0,007	<0,001	<0,001
Coleoptera	<0,001	***	<0,001	<0,001
Odonata	<0,001	***	<0,001	<0,001
Ephemeroptera	***	<0,001	***	<0,001
Hemiptera	0,02	***	***	***
Collembola	***	***	***	***
Lepidoptera	***	0,002	0,003	***
Trichoptera	0,05	0,05	***	***

A análise de NMDS mostrou que as densidades (estrutura) e a composição dos taxa (presença e ausência) da comunidade de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* diferiram significativamente (Figura 19A e B). No entanto, na escala temporal, não houve diferenças significativas para a composição taxonômica, enquanto que a densidade de macroinvertebrados associados foi diferente apenas em *E. crassipes*.

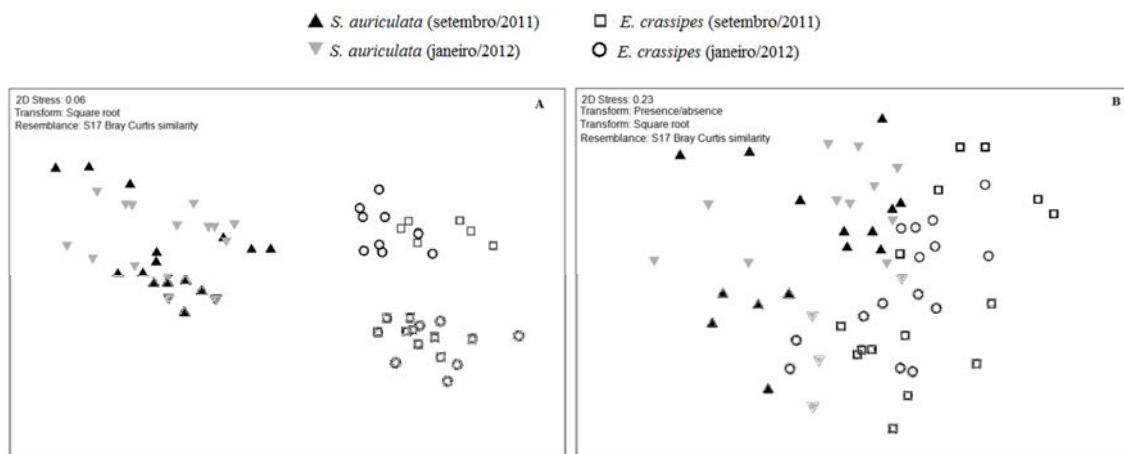


Figura 19 – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica (NMDS) da densidade (ind.100gMS^{-1}) (A) e composição dos *taxa* (presença e ausência) (B) de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* em setembro/2011 e janeiro/2012.

Os *taxa* Ceratopogonidae, Oligochaeta, Tanypodinae e Ostracoda foram os principais responsáveis pela similaridade obtida em *S. auriculata*. Com relação a *E. crassipes*, foram apontados os *taxa* Ostracoda, Tanypodinae e Oligochaeta (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultados da análise de SIMPER mostrando o percentual de contribuição dos *taxa* para a similaridade dentro dos grupos formados pela NMDS da Figura 19A nas comunidades de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes* em setembro/2011 e janeiro/2012. Foram listados apenas os *taxa* que apresentaram contribuição > 5%.

Macrófitas e períodos	<i>Taxa</i>	Densidade média (ind.100gMS^{-1})	Contribuição (%)
<i>S. auriculata</i> (setembro/2011)	Ceratopogonidae	7.009	14,8
	Oligochaeta	9.596	13,5
	Tanypodinae	8.949	12,46
	Ostracoda	12.677	11,72
	Coleoptera	4.383	8,92
<i>E. crassipes</i> (setembro/2011)	Chironominae	1.916	7,31
	Ostracoda	1.049	16,41
	Tanypodinae	679	10,81
	Oligochaeta	699	10,53
	Chironominae	674	9,21
	Ephemeroptera	676	7,12
	Ceratopogonidae	266	6,9

			Continuação da Tabela	
			10	
	Odonata	247		6,17
	Coleoptera	243		6,14
	Planorbidae	319		5,18
	Ceratopogonidae	10.319		14,11
	Ostracoda	11.807		13,71
<i>S. auriculata</i> (janeiro/2012)	Tanypodinae	5.531		12,92
	Oligochaeta	9.610		11,84
	Chironominae	4.544		9,06
	Coleoptera	2.111		7,45
	Nematoda	2.902		5,54
	Ostracoda	3.565		15,18
	Tanypodinae	912		10,77
	Oligochaeta	938		10,67
<i>E. crassipes</i> (janeiro/2012)	Chironominae	800		9,24
	Ephemeroptera	303		7,34
	Coleoptera	275		6,11
	Odonata	261		5,86
	Ceratopogonidae	250		5,65

Na Tabela 11 são apresentados os coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis analisadas (abióticas e bióticas) com a densidade ($\text{ind.}100\text{gMS}^{-1}$) e atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados registrada neste estudo.

A variável ambiental que registrou o maior número de correlações significativas com os diferentes *taxa* foi a transparência, sendo a maioria destas, correlações negativas. Por outro lado, o teor de material em suspensão inorgânico, assim como a concentração de nitrogênio total na água, foram as variáveis que menos se correlacionaram com a densidade dos *taxa* de macroinvertebrados. Com relação às variáveis bióticas, tanto a biomassa, quanto o volume do sistema radicular de *S. auriculata* e *E. crassipes* registraram o maior número de correlações significativas, sendo a maioria destas, correlações negativas.

Tabela 11 – Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais: pH, K (condutividade), O.D. (oxigênio dissolvido), T°C (temperatura da água), M.S.T. (material em suspensão total), M.S.O. (material em suspensão orgânico), M.S.I. (material em suspensão inorgânico), N.T. (nitrogênio total na água), P.T. (fósforo total na água), T. (transparência) e variáveis bióticas: Pig.T. (pigmentos totais), B. (biomassa do sistema radicular), V. (volume do sistema radicular), N.M. (nitrogênio do sistema

radicular) e P.M. (fósforo do sistema radicular) com a densidade dos taxa de macroinvertebrados obtidos no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. São apresentadas somente as correlações significativas ($p < 0,05$) negativas (-) e positivas (+).

	pH	K	O.D.	T°C	M.S.T.	M.S.O.	M.S.I.	N. T.	P.T.	T.	Pig.T.	B.	V.	N.M.	P.M.
Densidade total												-	-		-
Riqueza	-	-	-	-		-			-	-	-	+	+		-
Dominância													-		
Acariformes															
Hydracarina												-	-		
Annelida															
Hirudinea	-	-	-	-		-			-	-	-			-	-
Oligochaeta												-	-		
Crustacea															
Amphipoda	-	-	-	-	-	-			-	-	-			-	-
Conchostraca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			-	-
Ostracoda	-	-										-	-		-
Collembola	+	+												+	
Coleoptera												-	-		
Diptera															
Diptera (pupa)												-	-		
Ceratopogonidae												-	-		-
Chironominae										-		-	-		-
Orthoclaeniinae										-					
Tanypodinae												-	-		
Culicidae	-	-	-	-	-	-			-	-	-	+	+	-	-
Empididae		-								-		+		-	
Muscidae		+								+		+	+		
Psychodidae			-	-											
Stratiomyidae												-	-		
Syrphidae	-		-	-	-	-	-	-	-		-			-	-
Tabanidae	-	-	-	-					-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae															
Ephemeroptera	+	+	+	+	+	+	+		+		+	-	-	+	
Hemiptera															
Belostomatidae	+													+	
Notonectidae	-	-	-						-					-	-
Pleidae										+				+	
Veliidae															
Lepidoptera														+	

Odonata				11- - - -						
<hr/>										
Trichoptera										
<hr/>										
Trichoptera (juvenil) -										
<hr/>										
Hydroptilidae	+	+	+						+	
<hr/>										
<i>Oxyethira</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<hr/>										
Polycentropodidae										
<hr/>										
Gastropoda										
<hr/>										
Ancylidae										+
<hr/>										
Physidae		+			+		+	+	+	- - +
<hr/>										
Planorbidae									+	+
<hr/>										
Nematoda										
<hr/>										
			-					-	-	-
<hr/>										
Platyhelminthes										
<hr/>										
Turbellaria			-	-	-		-	-	-	- - -
<hr/>										

Além da análise de correlações mostrada na Tabela 11, foram feitas também correlações envolvendo as variáveis bióticas de *S. auriculata* e *E. crassipes* separadamente, a fim de verificar se há algum fator intrínseco de cada espécie de macrófita estudada que poderia ter influenciado nos padrões de distribuição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados. Em ambas as espécies de macrófitas, a variável com maior número de correlações (na maioria negativas) com os diferentes taxa de macroinvertebrados foi o teor de fósforo no sistema radicular (Tabela 12). Também foram registradas correlações negativas da densidade total dos macroinvertebrados com a biomassa e volume do sistema radicular das macrófitas (Tabela 12).

Tabela 12 – Correlação de Spearman entre as variáveis bióticas B. (biomassa do sistema radicular), V. (volume do sistema radicular), N.M. (nitrogênio do sistema radicular) e P.M. (fósforo do sistema radicular) das macrófitas *S. auriculata* e *E. crassipes* com a densidade dos taxa de macroinvertebrados amostrados no rio Guareí em setembro/2011 e janeiro/2012. São apresentadas somente as correlações significativas ($p < 0,05$) negativas (-) e positivas (+).

	<i>S. auriculata</i>				<i>E. crassipes</i>			
	B.	V.	N.M.	P.M.	B.	V.	N.M.	P.M.
Densidade total	-	-			-	-	-	-
Riqueza	+	+		-				
Dominância	-	-	+	+			-	-
Acariformes								
Hydracarina	-	-						
Annelida								
Hirudinea			-	-			-	-
Oligochaeta	-	-			-	-		
Crustacea								
Amphipoda			-	-		-	-	-
Conchostraca	+	+	-	-			-	-
Ostracoda		-					-	-
Collembola			+					
Coleoptera	-	-		+	-	-		
Diptera								
Diptera (pupa)					-		+	+
Ceratopogonidae			-	-	-			
Chironominae			-	-	-			
Orthoclaadiinae								
Tanypodinae	-	-	+	+	-			-
Culicidae				-			-	-
Empididae							-	
Muscidae								
Psychodidae			-	-				
Stratiomyidae	-	-		+				
Syrphidae			-	-				
Tabanidae			-	-				
Tipulidae								
Ephemeroptera					-		+	+
Hemiptera								
Belostomatidae							+	+
Notonectidae	+	+						-
Pleidae								
Veliidae								
Lepidoptera							+	
Odonata			-	-				
Trichoptera								

Trichoptera juvenil					
Hydroptilidae					
<i>Oxyethira</i> sp.					+
Polycentropodidae					
Gastropoda					
Ancylidae					+ +
Physidae	-	-			+ + +
Planorbidae					+
Nematoda					
		-			- - -
Platyhelminthes					
Turbellaria					
					- - -

6. DISCUSSÃO

Os padrões de abundância da fitofauna são influenciados pela forma e complexidade estrutural do substrato vegetal (Cacabelos *et al.*, 2010), o que pode propiciar a existência de habitats heterogêneos na paisagem em que estão inseridos. A organização do hábitat se refere tanto à quantidade, quanto à diversidade de estruturas presentes em um determinado local (Warfe *et al.*, 2008). Em função das características intrínsecas do local, as comunidades associadas a uma determinada estrutura de habitat, podem ser afetadas de diferentes maneiras. Portanto, é importante conhecer quais são as variáveis que determinam os padrões naturais de distribuição e ocorrência de *taxa* nestas comunidades. Mudanças na estrutura de um habitat podem, por exemplo, causar um aumento ou diminuição na abundância e riqueza de alguns ou de todos os *taxa* da comunidade. Além disso, algumas espécies podem desaparecer e ser substituídas por outras, ou novos indivíduos podem chegar e se instalar na comunidade (Monteiro *et al.*, 2002).

Os resultados obtidos no presente estudo mostraram que a estrutura do hábitat proporcionada por *S. auriculta* e *E. crassipes* no rio Guareí, influenciou os atributos ecológicos (densidade e riqueza) da comunidade de macroinvertebrados associados, uma vez que na comparação dos resultados obtidos em ambas as espécies de macrófitas, foram registradas diferenças estatisticamente significativas. Para a densidade total, houve uma correlação negativa tanto com a biomassa quanto com o volume do sistema

radicular das macrófitas estudadas. Por outro lado, com relação à riqueza de *taxa*, foi registrada correlação positiva com ambas as variáveis (Tabela 9). Um estudo com a fauna de macroinvertebrados associada às raízes de *Eichhornia azurea*, mostrou que com o aumento de volume do sistema radicular, a abundância e riqueza dos *taxa* também aumenta (Saulino & Trivinho-Strixino, 2014). Com relação à *E. crassipes*, Lopes *et al.*, (2011) também verificaram que valores mais elevados de abundância e riqueza de *taxa* de macroinvertebrados foram obtidos quando houve um aumento na biomassa das raízes desta planta. Resultados similares foram obtidos por Rennie & Jackson (2005), mostrando que a densidade total de invertebrados foi positivamente correlacionada com a biomassa de macrófitas. Nesse estudo, os autores acima mencionados, utilizaram a biomassa de macrófitas como uma medida quantitativa para estimar a área de superfície disponível para colonização de invertebrados, buscando-se verificar a influência da complexidade do habitat sobre estes animais.

Comparando-se a biomassa (Figura 9D) e volume (Figura 11) do sistema radicular de ambas as espécies de macrófitas analisadas no presente estudo, verifica-se que em todas as estações e períodos de amostragem, *E. crassipes* destacou-se por registrar valores mais elevados de ambas as variáveis. Em especial, com relação a biomassa, sendo aproximadamente duas vezes maior do que a obtida em *S. auriculata*. Analisando a biomassa e o volume do sistema radicular de plantas aquáticas como uma medida de hábitat disponível para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Rennie & Jackson, 2005; McAbendroth *et al.*, 2005), esperava-se no presente estudo, que a macrófita aquática cujos valores de biomassa e volume do sistema radicular fossem mais elevados, seria a planta com uma fauna mais abundante e diversificada associada às suas raízes. Entretanto, essa hipótese foi rejeitada, visto que densidade total de macroinvertebrados (expressa em ind.100gMS⁻¹) foi significativamente mais elevada em *S. auriculata*, a macrófita com menor biomassa e volume do sistema radicular. Embora diferença significativa tenha sido registrada comparando a riqueza taxonômica obtida em *S. auriculata* e *E. crassipes*, os valores do número de *taxa* em ambas as espécies de macrófitas amostradas não foram muito discrepantes.

Diante do resultado obtido no presente estudo, levantou-se o seguinte questionamento: como uma macrófita com menor substrato disponível para colonização, ou seja, menor biomassa pode abrigar uma fauna de macroinvertebrados mais abundante? Para responder a esta questão, levantou-se algumas inferências, mencionadas abaixo.

Observando-se a Figura 2A da estação de coleta no rio Guareí, é possível verificar que os bancos de *S. auriculata* eram distribuídos de forma contínua no ambiente, ou seja, formando um “tapete” homogêneo sobre a superfície da água. Por outro lado, os bancos de *E. crassipes* eram dispostos de maneira pontual e descontínua, formando uma paisagem fragmentada, composta por “manchas” de hábitat separadas umas das outras. Se chamarmos essas “manchas” de “ilhas” de hábitat, podemos fazer menção à clássica teoria da Biogeografia de Ilhas, para relacioná-la com os resultados obtidos no presente estudo. Além disso, uma abordagem sobre fragmentação de habitats e relação espécie-área também pode ser utilizada.

Referindo-se a Teoria da Biogeografia de Ilhas, a ecologia contemporânea parte do pressuposto de que manchas pequenas e isoladas no ambiente sustentam relativamente poucas espécies, porque estas são mais propensas à extinção devido aos eventos estocásticos, além de as taxas de recolonização serem menores em locais isolados (Scheffer *et al.*, 2006). Fazendo uma analogia aos bancos de macrófitas, *S. auriculata* se caracteriza como uma “ilha grande” e *E. crassipes* como “ilhas pequenas e isoladas”. Embora não se tenha quantificado a extensão dos bancos das duas macrófitas flutuantes, através da Figura 2A, é possível verificar que a área de superfície de *S. auriculata* é maior que a de *E. crassipes*. Esse fato também pode ter influenciado os valores de densidade de *taxa*, uma vez que, em áreas grandes os processos de dispersão e colonização são facilitados, além de existir uma maior probabilidade de abranger mais tipos de habitats nestes locais (Drakare *et al.*, 2006).

A Teoria da Biogeografia foi proposta para ambientes terrestres e aborda a questão da riqueza taxonômica em função do tamanho da ilha e da sua distância da fonte emissora de espécies, através do equilíbrio entre a taxa de imigração de novas espécies colonizadoras e taxa de extinção daquelas já presentes nas ilhas (Gubiani, 2009). Apesar de o presente trabalho tratar de um estudo realizado em ambiente aquático, o atributo ecológico riqueza não ter sido uma variável de “importância” para explicar os padrões observados na comunidade de macroinvertebrados associados e as “ilhas” de *E. crassipes* estarem inseridas dentro da “fonte emissora de espécies” (rio Guareí) e próximas de uma outra possível fonte (banco de *S. auriculata*), acredita-se que esta teoria pôde ser adaptada para auxiliar no esclarecimento das questões aqui levantadas. Isso porque, a Teoria da Biogeografia de Ilhas não leva em conta apenas a distância da fonte emissora de espécies (continente), mas menciona também a influência do tamanho da ilha para os indivíduos presentes no local, de modo que na dependência

da dimensão da área, a heterogeneidade do habitat pode ser reduzida e as competições intra e inter específica intensificadas, bem como o risco de predação.

Apesar das relações espécie-área desempenharem um papel central na abundância e riqueza de *taxa*, no presente estudo verificou-se que a área do substrato não foi importante para determinar as variações nos valores de densidade e riqueza taxonômica. Por outro lado, a área de cobertura vegetal pode ter sido uma das variáveis que teve influência apenas na densidade dos indivíduos da comunidade de macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e *E. crassipes*, visto que a riqueza não apresentou grandes variações entre as plantas estudadas.

O “contínuo” formado pela cobertura vegetal de *S. auriculata* pode ter minimizado as taxas de predação e competição, levando-se em consideração que os macroinvertebrados associados às suas raízes, tinham à disposição uma maior área para buscar alimento e refúgio contra a predação. Além disso, maior área de cobertura vegetal pode ser traduzida em mais substrato disponível para a oviposição, desenvolvimento e emergência dos insetos aquáticos e semi-aquáticos, sendo estes os indivíduos mais representativos em termos de densidade e riqueza no presente estudo. Embora na reprodução de insetos aquáticos vôos de dispersão para desova sejam comuns, a maioria dos indivíduos costuma realizar a postura de ovos próximo do local onde emergiu o adulto (Wallace & Anderson, 1996). Sendo assim, a probabilidade da desova ocorrer nos bancos de *S. auriculata* pode ter sido maior do que nos bancos de *E. crassipes*. Portanto, a “paisagem fragmentada” formada pela cobertura vegetal de *E. crassipes* pode ter resultado nos valores mais baixos de densidade de macroinvertebrados associados às suas raízes. Deve-se também levar em consideração que a baixa conectividade entre os habitats impede as trocas de matéria, energia e organismos, além de reduzir a heterogeneidade de habitat (Ward *et al.*, 1999).

Entretanto, há outros fatores que influenciam a comunidade de invertebrados associados à macrófitas, tais como: morfologia e textura das macrófitas e de suas raízes, transmissão da luz, circulação da água, superfície de colonização por perifíton e capacidade de retenção de matéria orgânica particulada (Poi de Neiff & Neiff, 2006). Analisando-se a Figura 2F e 2G é possível verificar que as raízes de *S. auriculata* e *E. crassipes* são muito distintas, apresentando inclusive, diferenças estatisticamente significativas com relação a biomassa (g) e volume (L) do sistema radicular (Tabelas 3 e 4). Em função destas diferenças, os macroinvertebrados associados às raízes de *E. crassipes* podem ter sido submetidos à um gradiente vertical de decréscimo da

concentração de oxigênio dissolvido na água, visto que este gás tende a diminuir a medida que a profundidade aumenta, devido a atenuação da luz solar que incide na coluna d'água, a redução da difusão pela interface ar-água e a estratificação térmica (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Além disso, é possível que na região do sistema radicular de *E. crassipes*, houvesse baixa penetração de luz, diminuindo conseqüentemente, a biomassa perifítica aderida às raízes de *E. crassipes*, o que limitaria os recursos alimentares dos macroinvertebrados. Por outro lado, as raízes de *S. auriculata*, reduzidas em tamanho quando comparadas às de *E. crassipes*, teriam proporcionado condições diferentes aos macroinvertebrados associados, os quais podem ter se “beneficiado” da característica morfológica de seu sistema radicular, pois próximo a superfície da água a concentração de oxigênio dissolvido e biomassa do perifíton tendem a ser mais elevadas. No entanto, a relação entre baixos valores de oxigênio dissolvido na água associados à cobertura de macrófitas aquáticas e sua influência sobre a comunidade de macroinvertebrados associados, ainda não é bem compreendida (Kornijów *et al.*, 2010). No presente estudo, a análise da concentração de oxigênio dissolvido foi realizada com amostras de água coletadas na superfície do interior dos bancos mistos de *S. auriculata* e *E. crassipes*. Ao analisar os valores obtidos, verifica-se que as concentrações de oxigênio dissolvido eram relativamente baixas, principalmente em janeiro/2012. Portanto, se na superfície da água já havia uma hipóxia “moderada”, é provável que nas raízes de *E. crassipes* (\cong 60 cm abaixo da superfície da água), as condições fossem ainda mais desfavoráveis para a comunidade de macroinvertebrados, uma vez que entre todos os fatores físicos, químicos e biológicos que influenciam os atributos ecológicos desta comunidade, a temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido são fundamentais, visto que o metabolismo dos macroinvertebrados é diretamente dependente destas variáveis (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). No rio Guareí, não foi medida a concentração de oxigênio dissolvido ao longo do comprimento das raízes de *E. crassipes*; entretanto uma redução na concentração de oxigênio dissolvido no interior dos bancos de *E. crassipes* em lagos foi apontada por Rommens *et al.* (2003) e Wang *et al.* (2012).

Embora as macrófitas aquáticas sejam reconhecidamente importantes do ponto de vista de servir como hábitat para macroinvertebrados, há trabalhos na literatura que relatam um impacto negativo da presença de *E. crassipes* sobre a abundância de macroinvertebrados. Uma das perguntas do trabalho de Masifwa *et al.* (2001) era: as raízes de *E. crassipes* fornecem habitats adicionais para os macroinvertebrados,

consequentemente, aumentando sua biodiversidade e abundância, ou “sufocam” as populações existentes? Os autores acima mencionados verificaram que houve uma acentuada redução na abundância e diversidade de macroinvertebrados ao longo dos pontos amostrados, as quais se correlacionaram com mudanças no ambiente, principalmente com o declínio na concentração de oxigênio dissolvido à medida que a profundidade aumenta em função do tamanho da raiz. Um significativo impacto negativo da presença de *E. crassipes* na biodiversidade e abundância de macroinvertebrados também foi registrado por Coetzee *et al.* (2014). Em contrapartida, no estudo realizado por Brendonck *et al.* (2003), macroinvertebrados e peixes “beneficiaram-se” da presença de *E. crassipes*, enquanto que para a comunidade zooplancônica houve um efeito desfavorável sobre a riqueza e abundância. Os autores acima mencionados, concluíram que não existe uma relação clara se os bancos de *E. crassipes* suportam comunidades aquáticas mais abundantes e diversificadas do que áreas sem a cobertura desta macrófita. Um estudo similar, realizado por Wang *et al.*, (2012), também não apontou efeitos adversos significativos dos bancos de *E. crassipes* sobre macroinvertebrados e zooplâncton (Cladocera e Copepoda).

Em oposição aos resultados obtidos no presente estudo, Ohtaka *et al.* (2011), analisando a comunidade de macroinvertebrados associados a seis espécies de macrófitas aquáticas, verificaram que valores de densidade mais elevados foram observados junto à *E. crassipes* quando comparados com os associados a *Salvinia cucullata*. Embora esta espécie de macrófita não seja aquela analisada no presente estudo, apresenta um sistema radicular semelhante ao de *S. auriculata*. Um estudo semelhante da fauna de macroinvertebrados associada a cinco espécies de macrófitas flutuantes, entre elas *E. crassipes* e *Salvinia minima*, apontou que a maior densidade e riqueza de taxa foi obtida em *E. crassipes*, quando comparada com as demais espécies de macrófitas (Albertoni & Palma-Silva, 2006). De maneira similar, Higuti *et al.* (2010) investigando a associação de Ostracoda com as macrófitas *E. azurea*, *E. crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* spp., verificaram que entre as diferentes espécies de plantas aquáticas, a fauna mais rica e abundante foi registrada junto ao sistema radicular de *E. crassipes*. Torreias *et al.* (2013) também observou que maior abundância de Ceratopogonidae foi registrada em *E. crassipes* quando comparada a *S. auriculata* e *P. stratiotes*.

Por fim, além de todas as inferências que já foram mencionadas anteriormente, o que mais poderia ter favorecido a elevada densidade de macroinvertebrados associada à

S. auriculata observada no presente estudo? Talvez, além de substrato para colonização e desenvolvimento, os macroinvertebrados também estavam alimentando-se das macrófitas. A existência de herbivoria entre macroinvertebrados e macrófitas, com significativos efeitos em sua biomassa já é conhecida (Lodge, 1991; Nachtrieb *et al.*, 2011). Partindo do pressuposto de que os macroinvertebrados podem se alimentar de macrófitas aquáticas, é possível que diferenças na composição química de ambas as espécies estudadas tenha atraído ou repellido os *taxa* de macroinvertebrados associados, que além de abrigo, também buscavam alimento. O teor de polifenóis estocados no tecido de macrófitas aquáticas é um fator que pode diminuir a predação dos herbívoros. Quando as quantidades desta substância são reduzidas, o material vegetal torna-se mais palatável para os invertebrados (Lodge, 1991; Stripari & Henry, 2002). Até o presente momento, não foi possível determinar a quantidade de polifenóis nas macrófitas analisadas neste estudo, mas dados da literatura demonstram que nas macrófitas do gênero *Eichhornia* sp. são registrados valores mais elevados deste composto orgânico, quando comparados as do gênero *Salvinia* sp. (Henry-Silva & Camargo, 2000; Henry-Silva *et al.*, 2001; Henry-Silva & Camargo, 2002).

Dos elementos da composição química dos tecidos vegetais de *S. auriculata* e *E. crassipes*, apenas a concentração de nitrogênio e fósforo foram analisados neste estudo. Somente o fósforo apresentou correlação significativa com a densidade e riqueza de *taxa*, sendo em *E. crassipes* negativa com a densidade total e em *S. auriculata* negativa com a riqueza. No entanto, esta correlação pode ter sido espúria, visto que macrófitas com elevados níveis de fósforo podem ter um alto valor nutricional (Henry-Silva *et al.*, 2001). Através da revisão na literatura, nota-se que há uma lacuna no conhecimento sobre as interações entre macroinvertebrados → macrófitas aquáticas → composição química da biomassa vegetal viva. Por outro lado, em estudos de decomposição de macrófitas e colonização concomitante por invertebrados essa relação já foi avaliada (Stripari & Henry, 2002; Gonçalves Jr. *et al.*, 2004; Henry & Stripari, 2005). Portanto, para identificar algum padrão ou tendência da influência da composição química de plantas vivas, neste caso, *S. auriculata* e *E. crassipes* sobre os macroinvertebrados associados às suas raízes, é necessário estudar esta associação não só no contexto de que macrófitas servem como hábitat para os macroinvertebrados, mas também como uma fonte de alimento para estes indivíduos (Lodge, 1991; Nachtrieb *et al.*, 2011).

Os resultados obtidos no presente trabalho sugerem que para validar as relações entre a fauna de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes* no rio

Guareí, mais análises são necessárias, envolvendo tanto a estrutura taxonômica e funcional da comunidade de macroinvertebrados, quanto as características intrínsecas de cada espécie de planta aquática, tais como a complexidade de hábitat e a composição química do sistema radicular. Desta forma, ficou claro que analisar a parte submersa das macrófitas aquáticas através de medidas de biomassa e volume das raízes, não foi suficiente para explicar os padrões de distribuição dos macroinvertebrados registrados no rio Guareí.

7. CONCLUSÃO

Uma maior área de substrato para colonização em determinado hábitat, muitas vezes, não pode ser traduzida em maior complexidade estrutural (Warfe *et al.*, 2008). Embora a biomassa e o volume do sistema radicular de ambas as macrófitas analisadas neste estudo tenham apresentado correlação significativa com a densidade total de macroinvertebrados, nota-se que a relação “maior densidade e volume do sistema radicular = maior substrato para a colonização de macroinvertebrados” (Rennie & Jackson, 2005; McAbendroth *et al.*, 2005), não foi suficiente para explicar os valores registrados. As razões que determinaram as diferenças da densidade total de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes* ainda permanecem pouco claras, pois há apenas inferências sobre os motivos que influenciaram este atributo ecológico. Além disso, poucos trabalhos na literatura realizaram um comparativo sincrônico da densidade e composição taxonômica da fauna de macroinvertebrados associada à *S. auriculata* e *E. crassipes* em um mesmo estudo e local. Também há controvérsias sobre os efeitos de *E. crassipes* sobre a comunidade de macroinvertebrados, com relatos de resultados positivos (Albertoni & Palma-Silva, 2006; Higuti *et al.*, 2010; Ohtaka *et al.*, 2011; Torreias *et al.*, 2013) e negativos (Masifwa *et al.*, 2001; Coetzee *et al.*, 2014). Portanto, estabelecer as relações de causa e efeito da presença *E. crassipes* sobre a comunidade de macroinvertebrados associados ainda é um desafio.

Com relação à riqueza taxonômica, as conclusões também são limitadas, porque os *taxa* registrados não foram identificados em um nível mais específico e, com a identificação em níveis de grandes grupos, não foi possível apontar se há uma fauna característica associada a cada espécie de macrófita. Por isso, pretende-se reanalisar as

amostras a fim de obter uma visão mais abrangente da estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados. Além disso, buscando-se melhor detectar a influência da composição química do sistema radicular das macrófitas estudadas sobre os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados, além de nitrogênio e fósforo já determinados, pretende-se analisar conjuntamente outras variáveis que poderiam indicar o valor nutricional das macrófitas aquáticas, tais como: teor de proteínas, aminoácidos, matéria mineral, lipídios, polifenóis, fração de parede celular e carboidratos solúveis (Henry-Silva & Camargo, 2002).

Por fim, mais estudos que investiguem de maneira simultânea a relação de *S. auriculta* e *E. crassipes* com a comunidade de macroinvertebrados associados são necessários para auxiliar no esclarecimento das questões que foram levantadas neste trabalho, uma vez que as associações de macroinvertebrados e macrófitas aqui relatadas, parecem estar sendo influenciadas por um complexo arranjo de interações com diferentes combinações de fatores bióticos e abióticos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, A. A. de O., 2002. *Relações da fauna associada à Eichhornia azurea (Swartz) Kunth com as variáveis abióticas em lagoas laterais de diferentes graus de conexão ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, SP)*. 169 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu.
- ALBERTONI, E.F. & PALMA-SILVA, C., 2006. Macroinvertebrados associados à macrófitas aquáticas flutuantes em canais urbanos de escoamento pluvial (Balneário Cassino, Rio Grande, RS). *Neotropical Biology and Conservation*, 1(2): 90-100.
- BERVIAN, C.I.B.; PEDOTTI-STRIQUER, L. & FAVERO, S., 2006. Heterópteros (Insecta) aquáticos e semi-aquáticos associados à *Salvinia auriculata* (Salviniaceae) em três ambientes do Pantanal do Negro, município de Aquidauana, MS. *Ensaio e Ciência*, 10(1): 143-152.
- BOGUT, I., CERBA, D.; VIDAKOVI, J. & GVOZDIC, V., 2010. Interactions of weed-bed invertebrates and *Ceratophyllum demersum* stands in a floodplain lake. *Biologia*, 65(1): 113-121.
- BRENDONCK, L.; MAES, J.; ROMMENS, W.; DEKEZA, N.; NHIWATIWA, T.; BARSON, M.; CALLEBAUT, V.; PHIRI, C.; MOREAU, K.; GRATWICKE, B.;

- STEVENS, M.; ALYN, N.; HOLSTERS, E.; OLLEVIER, F. & MARSHALL, B., 2003. The impacts of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). II. Species diversity. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(3): 389-405.
- CACABELOS, E.; OLABARRIA, C.; INCERA, M. & TRONCOSO, J.S., 2010. Effects of habitat structure and tidal height on epifaunal assemblages associated with macroalgae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89: 43-52.
- CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J. & THOMAZ, S.M., 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 9-26.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- CLARKE, K. & WARWICK, R. M., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2^a ed. Plymouth: PRIMER-E.
- COETZEE, J.A.; JONES, R.W. & HILL, M.P., 2014. Water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), reduces benthic macroinvertebrates diversity in a protected subtropical lake in South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 23: 1319-1330.
- COPATTI, C.E.; FAGUNDES, L.S.; QUAINI, J.B. & COPATTI, B.R., 2013. Diversity of aquatic arthropods on *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms roots before and after removal of substrate in a reservoir in southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 8(4): 265-275.
- CREMONA, F.; PLANAS, D. & LUCOTTE, M., 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Archiv für Hydrobiologie*, 171(2): 119-130.
- CYR, H. & DOWNING, J.A., 1988. Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 976-984.
- DAVANSO, R.C.S., 2010. *Composição e abundância de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) associadas ao sedimento e a macrófita aquática (*Salvinia auriculata*) em dois rios e duas lagoas marginais com e sem conexão com o curso de água*. 111 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu.

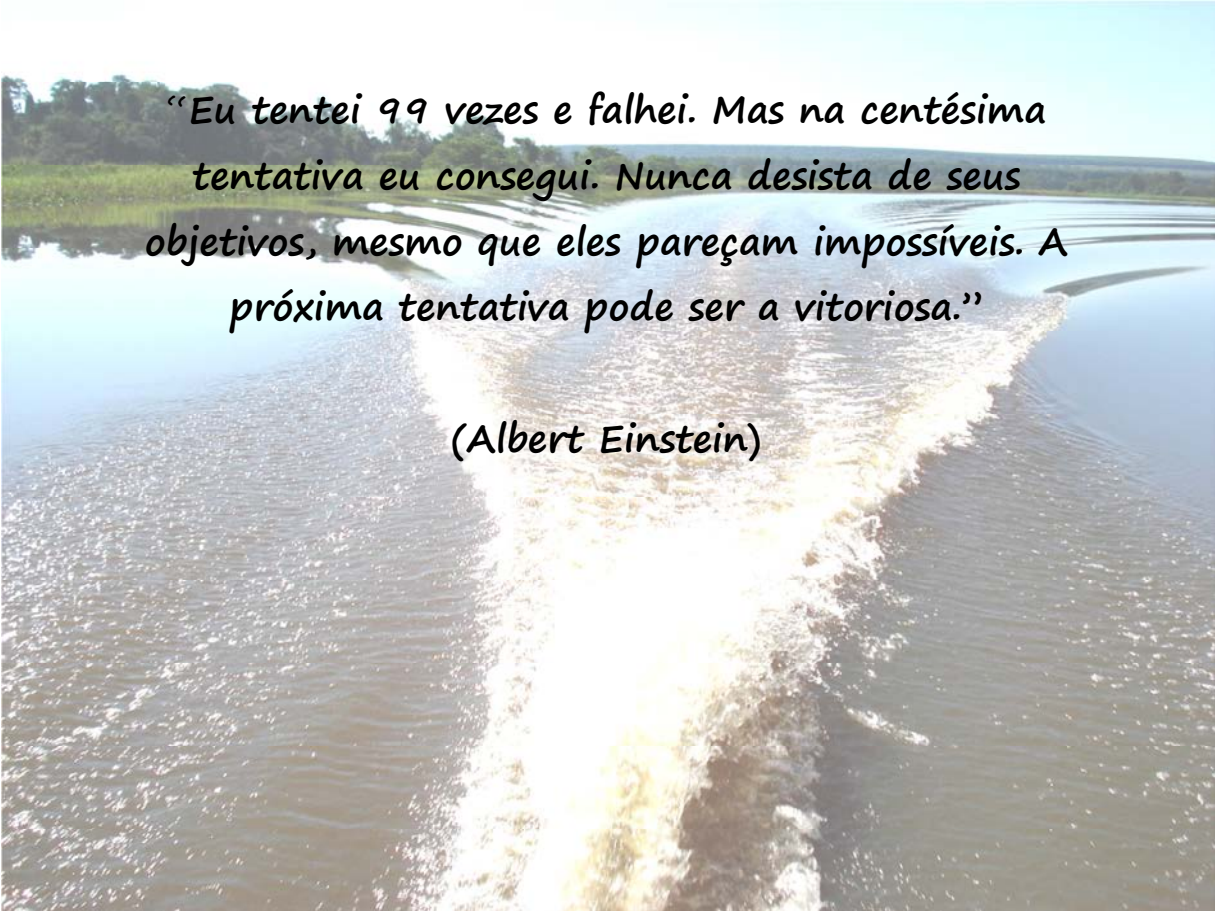
- DRAKARE, S.; LENNON, J.J. & HILLEBRAND, H., 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. *Ecology Letters*, 9: 215-227.
- FERREIRO, N., 2014. Evidence on night movements of macroinvertebrates to macrophytes in a pampean stream. *Open Journal of Modern Hydrology*, 4: 95-100.
- FULAN, J.A.; MENEZES, J.A. & SILVA, V.V., 2014. Migração vertical de macroinvertebrados entre o sedimento e a macrófita *Salvinia auriculata* Aublet. *Biológico*, 76(1): 69-76.
- FULAN, J.A.; DAVANSO, R.C.S. & HENRY, R., 2011. A profundidade como um fator determinante na variação anual da densidade dos macroinvertebrados associados à *Salvinia auriculata* Aublet. *Revista Brasileira de Biociências*, 9(2): 214-219.
- GOLTERMAN, K.L.; CLYMO, R.S. & OHMSTAD, M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2ª ed. Oxford: Scientific Publications, 213 p.
- GONÇALVES Jr., J.F.; SANTOS, A.M. & ESTEVES, F.A., 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125-137.
- GUBIANI, E.A., 2009. Abordagem metapopulacional: uma ferramenta para a biologia da conservação. In: LANSAC-TÔHA, F.A.; BENEDITO, E. & OLIVEIRA, E.F. (Org.). *Contribuições da História da Ciência e das Teorias Ecológicas para a Limnologia*. 1ª ed. Maringá: EDUEM. p. 277-302.
- HENRY, R., 2012. *O diagnóstico da qualidade das águas do rio Guareí (Angatuba, SP). Uma cooperação Ensino Superior – Educação Básica*. 1ª ed. Botucatu: FUNDIBIO, 153 p.
- HENRY, R. & STRIPARI, N. de L., 2005. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia crassipes* Solms in the mouth zone of Guareí River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *The Ekologia*, 3(2): 01-12.
- HENRY-SILVA, G.G. & CAMARGO, A.F.M., 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. *Naturalia*, 25: 111-125.
- HENRY-SILVA, G.G. & CAMARGO, A.F.M., 2002. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*)

- utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Scientiarum*, 24(2): 519-526.
- HENRY-SILVA, G.G.; PEZZATO, M.M.; BENASSI, R.F. & CAMARGO, A.F.M., 2001. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(2): 11-17.
- HIGUTI, J.; DECLERCK, S.A.J.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M. & MARTENS, K., 2010. Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial valley of the upper Paraná River (Brazil) in relation to substrate. *Hydrobiologia*, 644: 261-278.
- KORNIJÓW, R.; STRAYER, D.L. & CARACO, N.F., 2010. Macroinvertebrate communities of hypoxic habitats created by an invasive plant (*Trapa natans*) in the freshwater tidal Hudson river. *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie*, 176(3): 199-207.
- KOUAMÉ, M.K.; DIETOA, M.Y.; EDIA, E.O.; DA COSTA, S.K.; OUATTARA, A. & GOURÈNE, G., 2011. Macroinvertebrate communities associated with macrophyte habitats in a tropical man-made lake (Lake Taabo, Côte d'Ivoire). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 400(3): 1-18.
- KOVALENKO, K.E; THOMAZ, S.M. & WARFE, D.M., 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685: 1-17.
- LEITE, I.; FOGAÇA, C.A.; MATOS, D.R.M.; FELIX, E.S.; GOMES, K.F.; OLIVEIRA, R.F. & HONÓRIO, R.K.A., 2012. A bacia de drenagem, a geomorfologia, os usos do solo, a cobertura vegetal, a precipitação e o canal fluvial do rio Guareí. In: HENRY, R. (Org.). *O diagnóstico da qualidade das águas do rio Guareí (Angatuba, SP). Uma cooperação Ensino Superior – Educação Básica*. 1ª ed. Botucatu: FUNDIBIO, p. 31-50.
- LODGE, D.M., 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, 41: 195-224.
- LOPES, A.; PAULA, J.D.; MARDEGAN, S.F.; HAMADA, N. & PIEDADE, M.T.F., 2011. Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 41(4): 493-502.
- MACKERETH, F.I.H.; HERON, J. & TALLING, J.F., 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association: London. 121p.

- MASIFWA, W.F.; TWONGO, T. & DENNY, P., 2001. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452: 79-88.
- McABENDROTH, L.; RAMSAY, P.M.; FOGGO, A.; RUNDLE, S.D. & BILTON, D.T., 2005. Does macrophytes fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos*, 111: 279–290.
- MONTEIRO, S.M.; CHAPMAN, M.G. & UNDERWOOD, A.J., 2002. Patches of the ascidian *Pyura stolonifera* (Heller, 1878): structure of habitat and associated intertidal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 270: 171-189.
- NACHTRIEB, J.G.; GRODOWITZ, M.J. & SMART, R.M., 2011. Impact of invertebrates on three aquatic macrophytes: American pondweed, Illinois pondweed, and Mexican water lily. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49: 32-36.
- OHTAKA, A.; NARITA, T.; KAMIYA, T.; KATAKURA, H.; ARAKI, Y.; IM, S.; CHHAY, R. & TSUKAWAKI, S., 2011. Composition of aquatic invertebrates associated with macrophytes in lake Tonle Sap, Cambodia. *Limnology*, 12: 137-144.
- PADIAL, A.A., BINI, L.M. & THOMAZ, S.M., 2008. The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1051-1059.
- PIERRE, J.I.S. & KOVALENKO, K.E., 2014. Effect of habitat complexity attributes on species richness. *Ecosphere*, 5(2): 1-10.
- RENNIE, M.D. & JACKSON, L.J., 2005. The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2088-2099.
- ROCHA-RAMÍREZ, A.; RAMÍREZ-ROJAS, A.; CHÁVEZ-LÓPEZ, R. & ALCOCER, J., 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology*, 41: 319-333.
- ROMMENS, W.; MAES, J.; DEKEZA, N.; INGHELBRECHT, P.; NHIWATIWA, T.; HOLSTERS, E.; OLLEVIER, F., MARSHALL, B. & BRENDONCK, L., 2003. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic subtropical impoundment (lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(3): 373-388.

- SAMI, U.B.; DAR, G.A.; SOFI, A.H.; DAR, N.A. & PANDIT, A.K., 2012. Macroinvertebrate community associations on three different macrophytic species in Manasbal Lake. *Research Journal of Environmental Sciences*, 6(2): 62-76.
- SAULINO, H.H.L. & TRIVINHO-STRIXINO, S., 2014. Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS. *Biotemas*, 27(3): 65-72.
- SCHEFFER, M.; van GEEST, G.J.; ZIMMER, K.; JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; BUTLER, M.G.; HANSON, M.A.; DECLERCK, S. & DE MEESTER, L., 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos*, 112(1): 227-231.
- SILVA, C.V.; ARAKI, N.K.; DAVANSO, R.C.S.; FULAN, J.A.; STRIPARI, N.L.; AFONSO, A.A.O.; PAULA-BUENO, M.C. & FONSECA-GESSNER, A.A., 2014. Macroinvertebrados aquáticos associados à macrófitas flutuantes na região de desembocadura dos rios Paranapanema e Guareí na represa de Jurumirim (SP). In: HENRY, R. (Org.). *Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais*. 1ª ed. Ribeirão Preto: Holos Editora, p. 261-286.
- SILVA, C.V. & HENRY, R., 2013. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal Biology*, 73(1): 149-162.
- STRICKLAND, J.D.H. & PARSONS, T.R.A., 1960. Manual of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 125: 1-185.
- STRIPARI, N.L. & HENRY, R., 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 62(2): 293-310.
- SUIBERTO, M.R., 2011. *A estrutura da comunidade ictioplanctônica na região de desembocadura do rio Paranapanema no reservatório de Jurumirim, (SP)*. 132 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu.
- TANIGUCHI, H.; NAKANO, S. & TOKESHI, M., 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48: 718-728.

- TEIXEIRA, C. & KUTNER, M.B., 1962. Plankton studies in a mangrove environment. I – First assessment of standing stock and ecological factors. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 12: 101-124.
- TESSIER, C.; CATTANEO, A.; PINEL-ALLOUL, B.; GALANTI, G. & MORABITO, G., 2004. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy). *Journal of Limnology*, 63(2): 190-198.
- THOMAZ, S.M.; DIBBLE, E.D.; EVANGELISTA, L.R.; HIGUTI, J. & BINI, L.M., 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, 53: 358-367.
- TORREIAS, S.R.S.; FERREIRA-KEPPLER, R. & RONDEROS, M.M., 2013. Biting midges (Ceratopogonidae: Diptera) present in aquatic macrophytes from wetlands of Marchantaria Island, Iranduba, Central Amazonia, Brazil. *Journal of Natural History*, 1-14.
- TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008. *Limnologia*. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 631 p.
- VALDERRAMA, J.G., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.
- WALLACE, J.B. & ANDERSON, N.H., 1996. Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W, (Org.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3ª ed. Dubuque: Kendall Hunt, p. 41-73.
- WANG, Z.; ZHANG, Z.; ZHANG, J.; ZHANG, Y.; LIU, H. & YAN, S., 2012. Large-scale utilization of water hyacinth for nutrient removal in lake Dianchi in China: the effects on the water quality, macrozoobenthos and zooplankton. *Chemosphere*, 89: 1255-1261.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F., 1999. Biodiversity of floodplain ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125-139.
- WARFE, D. M., L. A. BARMUTA & WOTHERSPOON, S., 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*, 117: 1764-1773.

A photograph showing the wake of a boat on a large body of water, likely a lake or reservoir. The water is dark and calm, with a bright, white wake trailing behind the boat. The background shows a line of trees and a clear sky.

“Eu tentei 99 vezes e falhei. Mas na centésima tentativa eu consegui. Nunca desista de seus objetivos, mesmo que eles pareçam impossíveis. A próxima tentativa pode ser a vitoriosa.”

(Albert Einstein)



CAPÍTULO II

Em um período chuvoso, como ocorre a colonização por macroinvertebrados aquáticos em substrato artificial similar ao substrato natural disponível no ambiente?



RESUMO

Entender como ocorre o processo de colonização dos *taxa* nos diferentes tipos de habitats é necessário para a preservação da sua diversidade. O objetivo desse trabalho foi analisar o processo de colonização de macroinvertebrados em substrato artificial com morfologia similar às raízes das macrófitas aquáticas *Ricciocarpus natans* e *Spirodella intermedia* (substratos naturais) presentes no ambiente aquático investigado. Determinar a fauna associada a estas macrófitas, a fim de comparar com os dados obtidos nos substratos artificiais também foi um dos objetivos. Como hipótese de trabalho, espera-se que a densidade total no substrato artificial mostrará uma tendência de similaridade com os valores obtidos no substrato natural, porém a composição taxonômica será diferente. Para analisar o processo de colonização foram confeccionados substratos artificiais de tapetes de poliéster, removidos após 1, 3, 7, 14, 21, 28 e 42 dias de incubação, no período de dezembro de 2012 a janeiro de 2013. Foram encontradas diferenças significativas da densidade e composição dos *taxa* associados aos substratos artificiais e às macrófitas. No entanto, na escala temporal apenas a densidade total nas macrófitas, e poucos *taxa* nos substratos artificiais apresentaram diferenças estatisticamente significativas. A densidade total nos substratos artificiais, assim como a riqueza não seguiram uma curva ascendente com significativo aumento no número de indivíduos no decorrer do experimento, provavelmente em função da elevada precipitação observada no período experimental. A variação entre aumento e declínio dos valores de densidade em ambos os substratos, mostra que a fauna de macroinvertebrados foi mantida por uma dinâmica de “emigração” e “imigração”. As densidades de Oligochaeta, Amphipoda e Chironominae foram as principais responsáveis pela similaridade dentro do grupo formado pelos substratos artificiais, assim como as densidades de Amphipoda, Chironominae e Orthoclaadiinae no grupo formado pelas macrófitas. A hipótese do trabalho foi confirmada apenas com relação à composição taxonômica. Amphipoda apresenta o hábito alimentar herbívoro/herbívoro-detritívoro, o que explica sua elevada densidade nas macrófitas aquáticas. A colonização de macroinvertebrados no substrato artificial poderia ter sido mais eficiente se o ambiente não estivesse recebendo influência das frequentes chuvas, que afetaram a sua estabilidade física. A área alagável marginal ao rio Guareí selecionada para esse estudo é bastante heterogênea, pois além da presença das macrófitas *R. natans* e *S. intermedia*, o local é provido de mata ciliar. Portanto, as características intrínsecas dos locais de coleta, podem ter atenuado parte do efeito do pulso de inundação nas comunidades de macroinvertebrados, visto que foi observada apenas a oscilação nos valores de densidade de *taxa* e não a exclusão destes.

Palavras-chave: *Ricciocarpus natans*; *Spirodela intermedia*; fitofauna; macrófitas; sucessão ecológica; distúrbio hidrológico; áreas alagáveis.

ABSTRACT

To understand how colonization process of *taxa* happens in different habitat types is necessary for their diversity preservation. The aim of this study was to analyze the macroinvertebrate colonization process on artificial substrate with similar morphology to the aquatic macrophytes roots of *Ricciocarpus natans* and *Spirodela intermedia* (natural substrates) present in the aquatic environment investigated. To determine the associated fauna with these macrophytes in order to compare with the data obtained in artificial substrates was also one of the aims. As a working hypothesis, it is assumed that total density in artificial substrate will show a similarity tendency with values obtained in natural substrate, but the taxonomic composition will be different. To analyze the colonization process artificial substrates from rugs of polyester were made and, removed after 1, 3, 7, 14, 21, 28 and 42 incubation days in the period from December 2012 to January 2013. There were significant differences in *taxa* density and composition associated with artificial substrates and macrophytes. However, on time scale only the total density in macrophytes, and few *taxa* in artificial substrates showed statistical significant differences. The total density in artificial substrates, as well as the richness did not follow an upward curve with significant increase in individuals number during the experiment course, probably due to high rainfall observed in the experimental period. The variation between increase and decline of density values in both substrates shows that macroinvertebrate community was maintained by an “emigration” and “immigration” dynamic. The Oligochaeta, Amphipoda and Chironominae densities were mainly responsible for the similarity within the group formed by artificial substrates, as well as Amphipoda, Chironominae and Orthocladiinae densities within the group formed by macrophytes. The hypothesis of this study was confirmed only in relation to taxonomic composition. Amphidoda has herbivore and herbivore-detritivore feeding habitats, which explain its high density in aquatic macrophytes. The macroinvertebrate colonization on artificial substrate could have been more efficient if the environment was not receiving frequent rains influence, which affected their physical stability. The marginal wetland to the Guareí River selected for this study is quite heterogeneous, because besides the presence of macrophytes *R. natans* and *S. intermedia*, the area is provided with riparian vegetation. Therefore, intrinsic characteristics of the sampling sites may have attenuated the flood pulse effect in macroinvertebrate communities, since it was observed only an oscillation in density *taxa* values and not their exclusion.

Keywords: *Ricciocarpus natans*; *Spirodela intermedia*; phytofauna; macrophytes; ecological succession; hydrological disturbance; wetlands.

1. INTRODUÇÃO

A gestão da natureza, bem como a preservação da sua diversidade biológica, depende do conhecimento das forças que efetivamente mantêm a biodiversidade dos ecossistemas (Tilman, 1994). Um dos maiores desafios da ecologia é compreender como e quando a heterogeneidade física do hábitat regula a estrutura e função das comunidades bióticas (Cardinale *et al.*, 2002). Neste sentido, também é importante entender como ocorre o processo de colonização dos *taxa* nos diferentes tipos de habitats. Organismos de baixa mobilidade podem ser considerados colonizadores verdadeiros, pois estes tendem a permanecer efetivamente no ambiente, até que algum fator provoque sua remoção do local ou estimule sua partida (Mackay, 1992). Esta mesma autora afirma que nos ambientes aquáticos continentais, um meio de rápida colonização é a oviposição de insetos terrestres (adultos alados) que passam parte do seu ciclo de vida (fase de ovo e larva) na água, porém a atividade destes indivíduos e o número de ovos depositados por unidade de área do substrato raramente são documentados.

Ao se estudar colonização, primeiramente é necessário conhecer os locais onde a biota pode ser encontrada. Os macroinvertebrados aquáticos, objeto do presente estudo, são muito diversificados com relação ao hábito de vida, pois podem colonizar os mais variados tipos de substratos, como por exemplo, o substrato de fundo dos cursos de água e de ambientes lacustres (rochas, cascalho, areia, argila, etc.), os galhos e as folhas provenientes da mata ciliar que também podem se depositar no fundo da região marginal dos ambientes aquáticos, as macrófitas presentes na zona litorânea, etc. De modo geral, os macroinvertebrados podem ser encontrados em qualquer tipo de substrato, natural ou artificial, presente nos ecossistemas aquáticos.

A colonização de macroinvertebrados em um determinado local depende das estratégias de locomoção dos indivíduos, da textura do substrato e da disponibilidade de alimento, assim como das relações de competição e predação com os outros componentes da biota (Mackay, 1992). Uma questão importante a ser considerada quando se analisa a colonização de macroinvertebrados em um determinado substrato, é definir de maneira precisa o início do processo colonizador dos indivíduos no local. De acordo com Ribeiro & Uieda (2005), experimentos com substratos artificiais podem ser úteis, pois possibilitam padronizar a área de amostragem e o tempo inicial do processo

de colonização. No entanto, é importante verificar se a estrutura do substrato artificial assemelha-se às condições de um substrato natural (Carvalho *et al.*, 2008).

O presente estudo trata da questão acima mencionada. Foi realizada uma análise do processo de colonização de macroinvertebrados em tapetes de poliéster (substrato artificial), com morfologia similar às raízes das macrófitas *Spirodela intermedia* W. Koch e *Ricciocarpus natans* (L.) Corda (substratos naturais) presentes no ambiente.

O material de confecção dos substratos artificiais pode ser de diversos tipos, variando de acordo com o objetivo da pesquisa. Além dos métodos convencionais de amostragem (com a utilização de dragas, surber, rede D, etc.), a fauna de macroinvertebrados residente em um determinado local, pode ser conhecida através do uso de substratos artificiais em experimentos de colonização. Além disso, é possível investigar as alterações que ocorrem na comunidade ao longo do tempo (Carvalho & Uieda, 2004). Entretanto, esta metodologia também apresenta desvantagens, pois pode ser seletiva, excluindo aqueles *taxa* que não são capazes de colonizar o substrato artificial. Também deve-se levar em consideração, que dependendo da área de estudo, os experimentos de colonização ficam sujeitos a “interferências” externas ao processo (*i.e.* vandalismo). Por outro lado, os substratos artificiais possibilitam uma flexibilidade na escolha dos locais de amostragem, permitem maior uniformização na obtenção de dados, e são eficientes para o biomonitoramento da qualidade da água, pois permitem a comparação dos efeitos da poluição sobre os macroinvertebrados bentônicos em habitats inconstantes (*e.g.* zonas de erosão e zonas de deposição) (Silveira & Queiroz, 2006).

O processo de instalação e desenvolvimento de uma comunidade em um determinado ecossistema, a qual varia na escala temporal e envolve mudanças no ambiente físico, pode ser definido como sucessão ecológica (Odum & Barret, 2007). A dinâmica da sucessão em uma determinada área se dá primeiramente com a ocupação de *taxa* menos especializados, também chamados de pioneiros, os quais alteram o local e permitem a colonização de outros indivíduos, que podem exterminar os precursores do processo de sucessão ecológica (Carvalho & Uieda, 2004). A ordenação e a graduação das mudanças sucessionais ocorridas no local pelas comunidades biológicas, ao final do processo, resulta em um ecossistema persistente e estável, em estágio de clímax (Miranda, 2009). No entanto, quando há uma perturbação no ambiente com diferentes frequências e intensidades, distintos modelos de sucessão ecológica podem ser induzidos (Maltchik & Florin, 2002). Portanto, uma sequência de estágios deve ser

determinada quando se analisa a sucessão ecológica, que compreendem alterações na composição dos *taxa* e no ambiente.

No estudo da sucessão ecológica de macroinvertebrados aquáticos, através de experimentos de colonização em substrato artificial, além das variações sazonais do nível da água que afetam o processo em ambientes lóticos, também é importante planejar e adequar a duração do período experimental. De acordo com Silveira & Queiroz (2006), geralmente os substratos artificiais são incubados nos ambientes aquáticos por quatro a seis semanas, com remoções periódicas para a análise da fauna associada ao longo da escala temporal. Entretanto, Benoît *et al.* (1998) efetuaram experimento de colonização de macroinvertebrados na zona litorânea de lagos (com presença de macrófitas), examinando o processo durante oito dias, e obtiveram estabilidade na curva de colonização entre o terceiro e o sétimo dia. Por outro lado, um estudo em lagoas (Jesus *et al.*, 2001) mostrou que o tempo de colonização necessário para uma representação significativa da comunidade de macroinvertebrados estendia-se a cerca de 30 dias. Segundo esses autores, após esse período não havia mais aumento na abundância e diversidade de *taxa*, caracterizando a comunidade como estável e adaptada ao novo habitat. Nesta fase, é alcançado um equilíbrio, em que o percentual de introdução de novos *taxa* à comunidade é igual ao percentual de desaparecimento de outros e, portanto, a riqueza total torna-se mais ou menos constante (Mackay, 1992). Porém, experimentos de curto prazo (*e.g.* menos de duas semanas), não são eficientes para que se atinja o equilíbrio da comunidade, pois a fase de estabilização dos *taxa* não ocorre em um substrato que ainda está passando por mudanças na sua textura, tais como, colonização de perifíton e aderência de matéria orgânica particulada; fatores que afetam a atração dos macroinvertebrados para o “novo local” a ser colonizado (Mackay, 1992). Por outro lado, Benoît *et al.* (1998) mencionam que experimentos de colonização de curta duração, podem resultar em dados mais precisos, pois minimizam os efeitos das interações entre os indivíduos, das mudanças na qualidade do substrato e das mudanças sazonais do ambiente. No entanto, generalizações sobre tempo ideal para uma colonização eficiente devem ser evitadas, pois os padrões de colonização diferem entre tipos de substratos (Booth *et al.*, 2013) e estações do ano (Thomazi *et al.*, 2008).

O sucesso de colonização também está relacionado ao potencial de dispersão dos *taxa* e da abundância de indivíduos nas áreas circundantes (Brederveld *et al.*, 2011). No presente estudo, os substratos artificiais estavam cercados pelas macrófitas aquáticas *R. natans* e *S. intermedia* (Figura 2K e L). Fontanarrosa *et al.* (2013) obtiveram uma

comunidade rica e abundante de macroinvertebrados associados à macrófitas flutuantes de pequeno e médio porte (incluindo *R. natans*). Elevada riqueza e densidade de macroinvertebrados também foi observada por Albertoni & Palma-Silva (2006) em *S. intermedia*. Desta forma, estas macrófitas podem ser uma fonte de potenciais colonizadores para os substratos artificiais do presente estudo.

S. intermedia é popularmente conhecida como lentilha-d'água e apresenta elevado conteúdo de proteínas (14% a 25%). Além disso, apresenta a maior taxa de crescimento do mundo, duplicando a biomassa a cada dois ou três dias (Pott & Pott, 2000). Esta planta é comumente encontrada em conjunto com outras espécies de plantas aquáticas flutuantes, como por exemplo, *R. natans* (briófita da mesma classe dos musgos). A ocorrência destas duas plantas aquáticas está associada a águas calmas, protegidas do vento e com elevado teor de nitrogênio (Pott & Pott, 2000). As características abióticas mencionadas foram observadas nas estações de amostragem da área alagável, marginal ao rio Guareí.

Este trabalho busca contribuir para o conhecimento científico tanto da dinâmica de colonização de macroinvertebrados em substratos artificiais, quanto da associação destes indivíduos com macrófitas aquáticas de tamanho reduzido, visto que a maioria dos trabalhos na literatura se refere à relação dos macroinvertebrados com macrófitas de maior tamanho, tais como *Eichhornia azurea* (Silva & Henry, 2013), *Eichhornia crassipes* (Rocha-Ramírez *et al.*, 2007), *Salvinia auriculata* (Fulan *et al.*, 2011), *Najas marina* (Santana *et al.*, 2009), *Chara angolensis* (Albertoni *et al.*, 2001), *Pistia stratiotes* (Albertoni *et al.*, 2007), *Myriophyllum spicatum* (Balci & Kennedy, 2003), *Polygonum amphibium* (Bogut *et al.*, 2007), *Typha domingensis* (Henriques-de-Oliveira *et al.*, 2007), entre outras.

O primeiro estudo sobre macroinvertebrados associados à *R. natans* e *S. intermedia* em área alagável marginal ao rio Guareí é relatado no presente trabalho. Analisar a estrutura da fauna de macroinvertebrados que vive associada a plantas aquáticas com sistema radicular reduzido, pode nos fornecer uma idéia do papel que estes vegetais desempenham no ambiente aquático, servindo como fonte de alimento e local de alimentação, de abrigo, de refúgio e de desenvolvimento da fauna residente, além da sua eventual contribuição para a heterogeneidade espacial do hábitat.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Analisar o processo de colonização de macroinvertebrados em substrato artificial com morfologia similar às raízes das macrófitas aquáticas *R. natans* e *S. intermedia* (substratos naturais) presentes no ambiente, em períodos de tempo pré-determinados entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

2.2. Objetivos específicos

- ✓ Investigar a fauna de macroinvertebrados associada aos bancos mistos das macrófitas *R. natans* e *S. intermedia* em área alagável, marginal ao rio Guareí, em períodos de tempo pré-determinados.
- ✓ Realizar um estudo comparativo da densidade, da riqueza e da composição da fauna de macroinvertebrados em substrato artificial e em substrato natural.
- ✓ Identificar variações significativas dos atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados na escala espacial (substrato artificial e substrato natural) e na escala temporal (tempos amostrais).

3. QUESTÃO ECOLÓGICA E HIPÓTESE

Ao final do experimento de colonização, a composição e a densidade da comunidade de macroinvertebrados associados ao substrato artificial serão semelhantes à obtida no substrato natural?

Como hipótese de trabalho, espera-se que a densidade total no substrato artificial mostrará uma tendência de aumento, com valores similares aos observados no substrato natural, porém a composição taxonômica será diferente. De acordo com Lodge (1991), Newman (1991), Nachtrieb *et al.* (2011) e Watson & Barmuta (2011) a herbivoria entre macroinvertebrados e macrófitas é comum, portanto, muitos destes animais não utilizam as macrófitas aquáticas apenas como locais de refúgio contra predação e abrigo, mas também como recurso alimentar. Como o substrato artificial não oferece uma fonte de

energia para os macroinvertebrados herbívoros, espera-se que alguns dos *taxa* associados às macrófitas não sejam observados no substrato artificial.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

Esse estudo foi realizado em um trecho do rio Guareí localizado na Estação Ecológica de Angatuba, situada na região sudoeste de São Paulo, nos municípios de Angatuba e Guareí. Esta área de mata preservada é administrada pelo Instituto Florestal do Estado de São Paulo e está inserida na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, em uma área mais afastada da região de desembocadura do rio Guareí no reservatório de Jurumirim.

O local selecionado para esse estudo é uma área alagável marginal ao trecho do rio Guareí, situado dentro de uma área de mata fechada, por isso não foi apresentada uma imagem de satélite mostrando os pontos de coleta. Abaixo segue o mapa da hidrografia do local e a vista geral de uma das estações de amostragem. Informações adicionais sobre o rio Guareí podem ser obtidas no Capítulo I (item “4.1. Área de Estudo”, página 21).

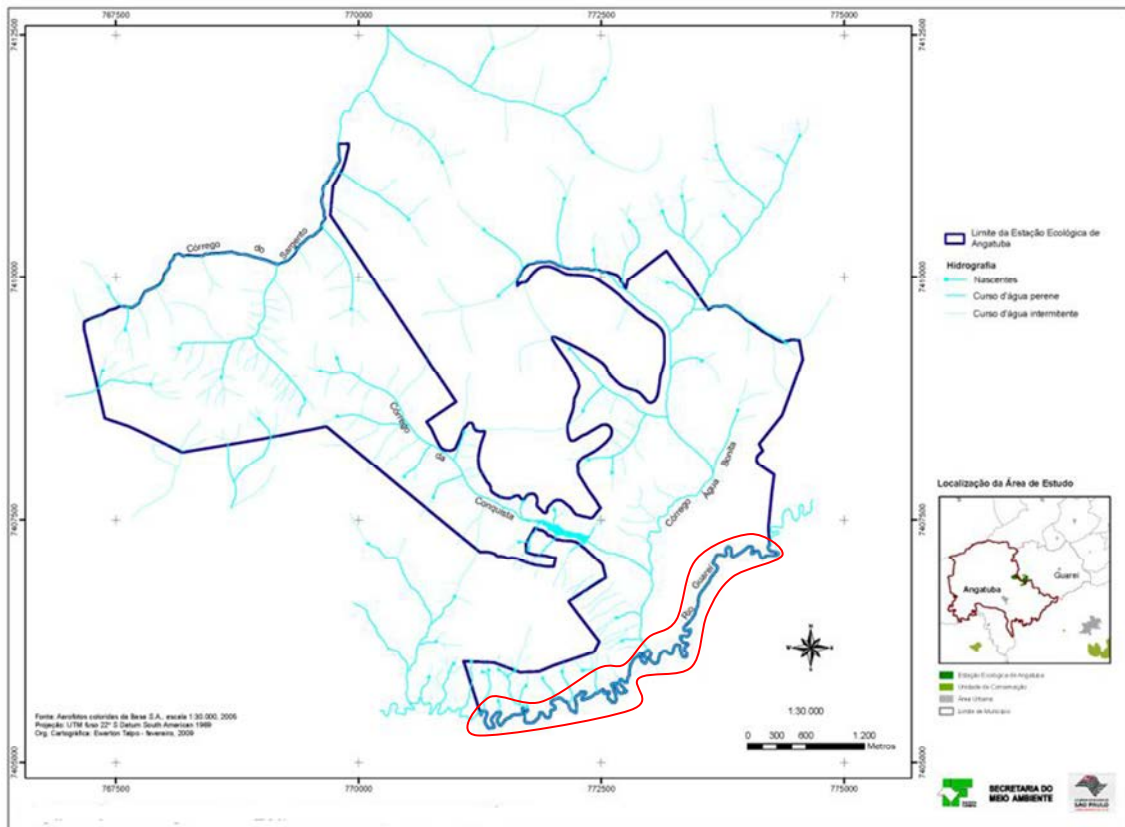


Figura 1 – Hidrografia na área da Estação Ecológica de Angatuba (imagem extraída do Plano de Manejo da Estação Ecológica de Angatuba, elaborado em fevereiro de 2009) e

vista geral de uma das estações de amostragem na área alagável marginal ao rio Guareí. Em vermelho no mapa, o trecho do rio selecionado para este estudo.

4.2. Delimitação Experimental e Periodicidade de Coleta

O experimento de colonização em substrato artificial, bem como as coletas da fauna de macroinvertebrados associada à *S. intermedia* (Figura 2A, B e C) e *R. natans* (Figura 2D, E e F) foram realizados entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. Inicialmente, foram confeccionados substratos artificiais de tapetes de poliéster (Figura 2G) com a mesma medida da área do amostrador (Figura 2J) das plantas aquáticas (0,035 m²). Os tapetes foram cortados em formato de discos e fixados em isopores com cola quente e alfinetes (Figura 2H). Após esse procedimento, os substratos foram amarrados com arame em garrafas pet (com um pouco de água, a fim de evitar o deslocamento), e mantidos presos à margem da área alagada com o auxílio de barbante (Figura 2K e L). A escolha do material utilizado para a confecção dos substratos artificiais teve o intuito de simular o sistema radicular das macrófitas estudadas (Figura 2I).

Finalizadas as etapas de preparação dos substratos artificiais, incluindo sua numeração para o sorteio das amostras nos dias de remoção, o material foi levado até a Estação Ecológica para ser incubado na área alagável marginal ao rio Guareí. O experimento teve início no dia 13/12/2012, com a incubação de 21 amostras (substratos artificiais), as quais foram dispostas em três pontos distintos, dentro dos bancos mistos de *R. natans* e *S. intermedia* próximos à margem (Figura 2K e L).

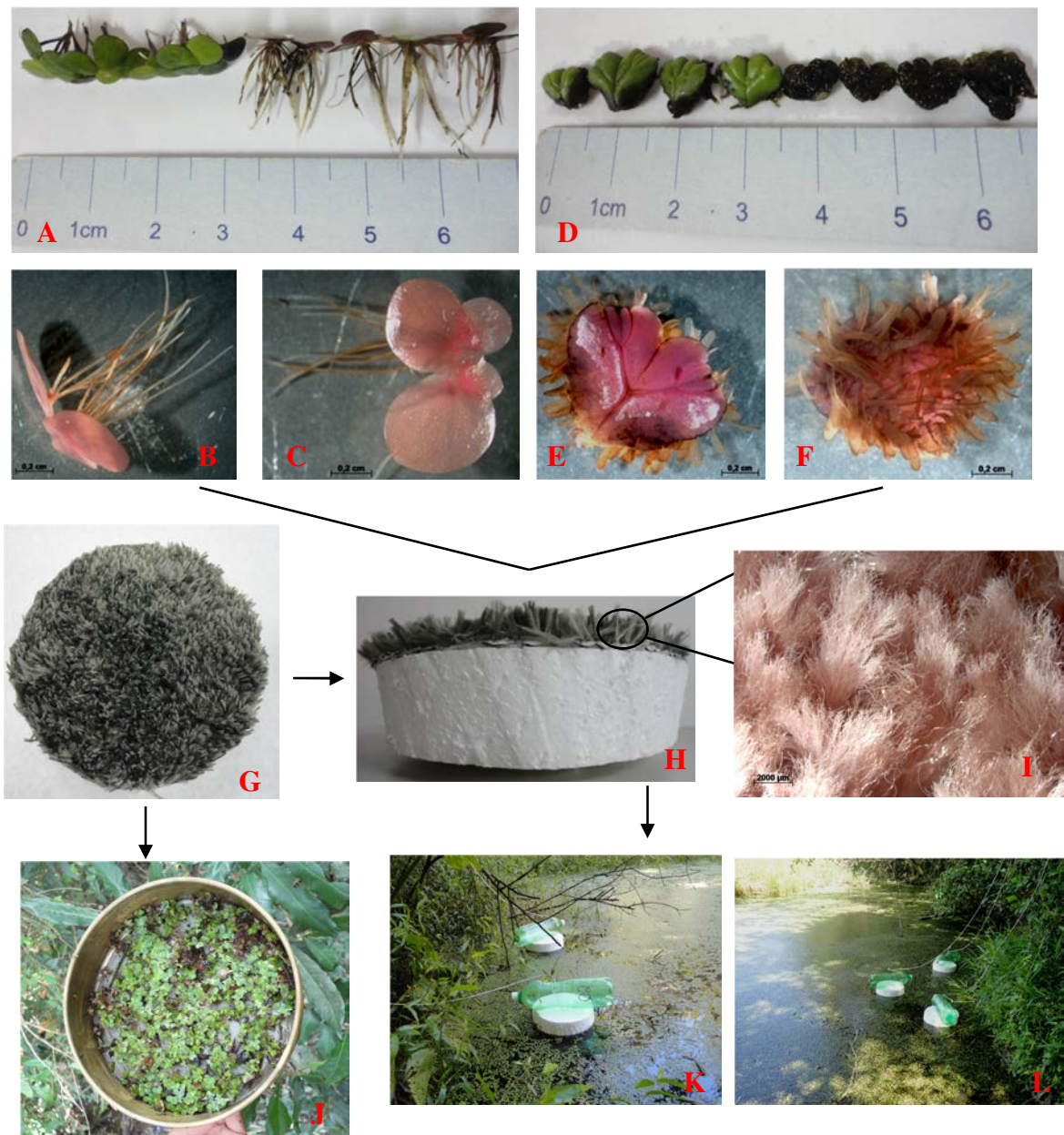


Figura 2 – Espécies de macrófitas analisadas neste estudo: (A) *S. intermedia* e (B)-(C) com aumento de imagem em lupa; (D) *R. natans* e (E)-(F) com aumento de imagem na lupa; (G)-(H) substrato artificial confeccionado com tapete de poliéster e (I) com aumento de imagem na lupa; (J) amostragem das macrófitas aquáticas com peneira (0,035 m² de área e abertura de malha de 250 μm); (K)-(L) substratos artificiais incubados na região litorânea da área alagável marginal ao rio Guareí.

Foram pré-definidos sete intervalos de tempo para a remoção dos substratos artificiais e coleta das amostras de fauna associada as duas macrófitas flutuantes (através de uma peneira com abertura de malha de 250 μm e área amostral de 0,035 m²), de modo que em cada tempo amostral eram removidos três substratos e três amostras de

fauna associada às macrófitas (um (a) de cada ponto), constituindo réplicas para cada período de estudo. Para facilitar a interpretação dos dados, os tempos amostrais foram identificados de maneira ordinal: 1º dia (14/12/2012); 3º dia (16/12/2012); 7º dia (20/12/2012); 14º dia (27/12/2012); 21º dia (03/01/2013); 28º dia (10/01/2013) e por fim, 42º dia (24/01/2013).

4.3. Variáveis Abióticas

Foram utilizadas as mesmas metodologias de amostragem e de análises em laboratório descritas no Capítulo I da presente tese. Ver item “4.3. Variáveis Abióticas” na página 23 do referido capítulo. A proveniência das amostras de água foi distinta, neste caso no interior dos bancos mistos de *R. natans* e *S. intermedia*, localizados na área alagável marginal ao trecho do rio Guareí selecionado para este estudo, conforme mencionado anteriormente.

Os dados de precipitação foram fornecidos pelo posto meteorológico da Estação Ecológica de Angatuba.

4.4. Variáveis Bióticas

Assim como para as variáveis abióticas, os teores de pigmentos totais fotossintéticos na água (expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$), também foram determinados a partir das mesmas metodologias descritas no Capítulo I da presente tese (ver item “4.4. Variáveis Bióticas”, página 25).

Após a coleta de cada uma das três réplicas, os substratos artificiais foram removidos do isopor e individualmente armazenados em potes plásticos de boca larga, contendo solução de álcool 70%, para serem levados ao laboratório. O mesmo procedimento foi adotado para as amostras de fauna associada às macrófitas.

No laboratório, os substratos artificiais foram cuidadosamente lavados em água corrente (Figura 3A) sobre uma bandeja e o conteúdo foi filtrado em peneira de 0,25 mm (250 μm) de malha.

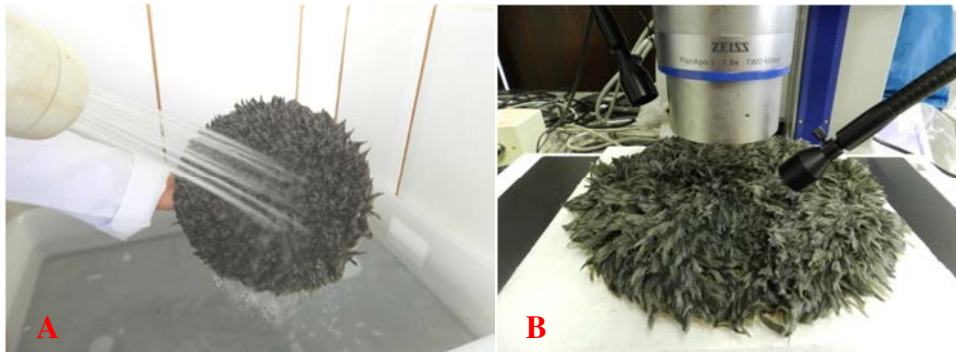


Figura 3 – Remoção da fauna associada aos substratos artificiais: (A) lavagem com água e (B) triagem na lupa.

O material retido na peneira foi acondicionado e conservado em potes plásticos, contendo solução de álcool 70%. Também foi adicionado o corante rosa de bengala em cada amostra, para facilitar a triagem, que foi realizada sob microscópio estereoscópico. Após a lavagem, os tapetes foram vistoriados na lupa (Figura 3B) para verificar se todos os macroinvertebrados haviam sido removidos. Para a triagem da fauna associada ao substrato natural, as plantas aquáticas foram visualizadas diretamente na lupa. Após este procedimento, foram colocadas em estufa (a 60° C) para a obtenção da biomassa (em gramas de massa seca).

Conforme mencionado anteriormente, não foi possível identificar todos os grupos de macroinvertebrados em um nível taxonômico mais específico. Sendo assim, optou-se por restringir o refinamento taxonômico à família Chironomidae nas amostras provenientes dos substratos artificiais. A identificação foi realizada segundo o guia proposto por Trivinho-Strixino (2011).

4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa

Para a análise qualitativa e quantitativa da fauna de macroinvertebrados associados aos substratos artificiais e naturais (macrófitas) foram realizados os mesmos cálculos descritos no item “4.5 Análise Qualitativa e Quantitativa” do Capítulo I (página 29). A densidade dos macroinvertebrados associados ao substrato artificial foi calculada por unidade de área em metros quadrados (expressa em ind.m⁻²), assim como a densidade da fauna associada às plantas, para fins comparativos. Como não foi possível separar a parte aérea e submersa das macrófitas, a densidade da fauna associada, também expressa em ind.100gMS⁻¹, foi calculada para a biomassa seca de toda a planta.

A taxa diária média de colonização da fauna de macroinvertebrados no substrato artificial determinada em termos de abundância (expressa em ind.dia⁻¹) e de riqueza (expressa em taxa.dia⁻¹) nos intervalos sucessivos do experimento, foi estimada através do cálculo de uma derivada simples, cuja função foi a abundância (equação 1) e riqueza (equação 2) da comunidade de macroinvertebrados em relação ao tempo, sendo:

$$\begin{array}{ll} \text{(Equação 1)} & \text{(Equação 2)} \\ x = \frac{A_2 - A_1}{t_2 - t_1} & x = \frac{R_2 - R_1}{t_2 - t_1} \end{array}$$

Em que:

- ✓ x = taxa diária média de variação da instalação da fauna de macroinvertebrados nos substratos artificiais (expressa em ind.dia⁻¹);
- ✓ A₂ - A₁ e R₂ - R₁ = diferença na abundância média (equação 1) e riqueza total média (equação 2) da fauna de macroinvertebrados associada aos substratos artificiais no intervalo entre os tempos amostrais sucessivos;
- ✓ t₂ - t₁ = intervalo em dias entre tempos amostrais sucessivos.

Os índices de diversidade de Shanon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') da comunidade de Chironomidae (associada aos substratos artificiais) foram calculados no programa Primer v6, utilizando-se a base do logaritmo natural (Clarke & Gorley, 2006).

4.6. Análise Estatística

Para cada tempo amostral foi calculada primeiramente a média das réplicas (N=3) e o desvio padrão das variáveis ambientais e biológicas, cujos valores foram representados em gráficos utilizando o programa Sigma Plot 11.

A fim de verificar eventuais diferenças, estatisticamente significativas (p<0,05), entre os tempos de amostragem em relação às variáveis abióticas e bióticas, foram realizadas análises de variância com teste complementar de Tukey (utilizado quando houve diferenças significativas), através do programa Sigma Plot 11. Quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados foram alcançados, realizou-se uma ANOVA "one-way". Para os dados que não apresentaram distribuição normal, foi aplicada uma análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis. Para a comparação

dos atributos ecológicos e densidade de macroinvertebrados entre o substrato natural (macrófita) e o artificial (tapetes de poliéster), foi utilizado o Teste t de Student quando os dados apresentaram distribuição normal (teste paramétrico) e o Teste de Mann-Whitney quando os dados não mostraram distribuição normal (teste não paramétrico).

Realizou-se também uma análise estatística de componentes principais (PCA), com o auxílio do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). Essa análise foi feita para determinar as variáveis abióticas de maior significância neste estudo e a ordenação das mesmas entre os tempos amostrais, considerando os valores médios (N=3) de cada dia de coleta.

Para verificar a similaridade da densidade (ind.m^{-2}) e composição (presença e ausência) dos macroinvertebrados entre os dois substratos analisados nos tempos amostrais sucessivos, foi realizada uma análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, através do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). A matriz foi confeccionada utilizando-se os valores das réplicas (N=3) da densidade dos macroinvertebrados associados aos substratos (natural e artificial) em cada um dos tempos amostrais, com os dados transformados em raiz quadrada (Clarke & Warwick, 2001). Também foi realizada uma NMDS para a densidade (ind.m^{-2}) e composição dos gêneros (presença e ausência) que compuseram a comunidade de Chironomidae associada ao substrato artificial, utilizando-se os mesmos procedimentos acima mencionados.

Nos grupos formados pela NMDS foram aplicadas análises de similaridade (ANOSIM) e de composição específica (SIMPER). A ANOSIM foi utilizada para testar se havia diferença na composição (presença e ausência) e estrutura da comunidade de invertebrados entre os tempos amostrais. Esta análise fornece um valor de R, que é utilizado para a interpretação do resultado obtido, de modo que quanto mais próximo a 1 (valor máximo) for o valor do R global, menor a probabilidade de distribuição aleatória dos indivíduos. Desta forma, a chance das comunidades analisadas serem diferentes é maior e por isso, formam-se grupos distintos na análise (Clarke, 1993).

Para determinar os principais grupos de invertebrados e *taxa* de Chironomidae responsáveis pelos agrupamentos formados pela NMDS na escala temporal, foi aplicada uma análise de SIMPER. Ambas as análises foram realizadas no programa Primer v6 com os dados transformados em raiz quadrada.

Todos os testes estatísticos, foram executados com os dados transformados em $(\log(x+1))$, com exceção do pH e das análises de NMDS, ANOSIM e SIMPER.

5. RESULTADOS

5.1. Variáveis Abióticas

Com relação à precipitação, houve registro de chuva na maioria dos dias de amostragem (Figura 4). No 3º dia de coleta (16/12/2012) houve uma grande cheia no rio Guareí, em função da elevada precipitação nos três dias anteriores (Figura 4), afetando a área alagável onde o experimento foi incubado. Chuvas diárias ocorreram de 13 a 17/01/2013, levando a um transbordamento do rio Guareí, com influxo lateral de água, provocando grande inundação. No 42º dia de amostragem (24/01/2013), a água do rio tinha “retornado” à sua calha, mas com a grande inundação ocorrida (devido à precipitação de 13 a 17/01/2013), os substratos foram perdidos (ver Figura 17 em anexo).

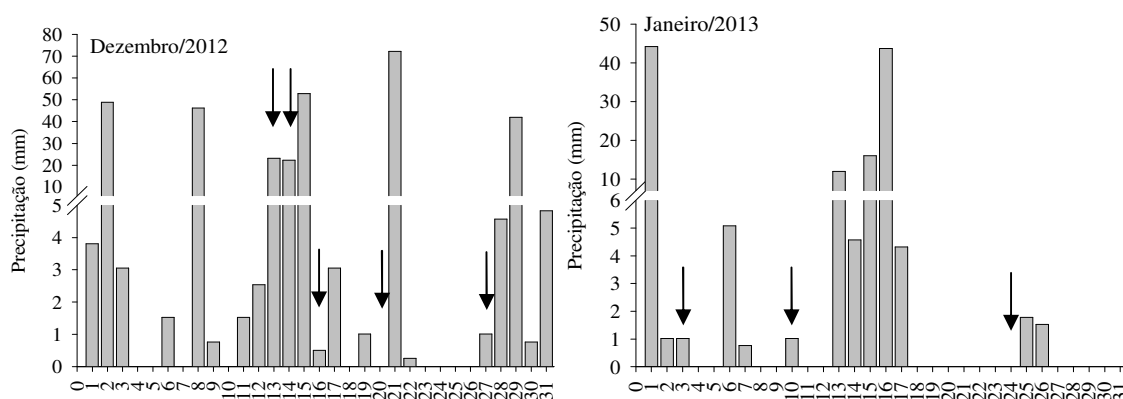


Figura 4 – Valores de precipitação diária registrados na Estação Ecológica de Angatuba (SP) no período de dezembro de 2012 a janeiro de 2013. Notar diferença nas escalas. (As setas indicam os dias em que foram realizadas as coletas do material biológico).

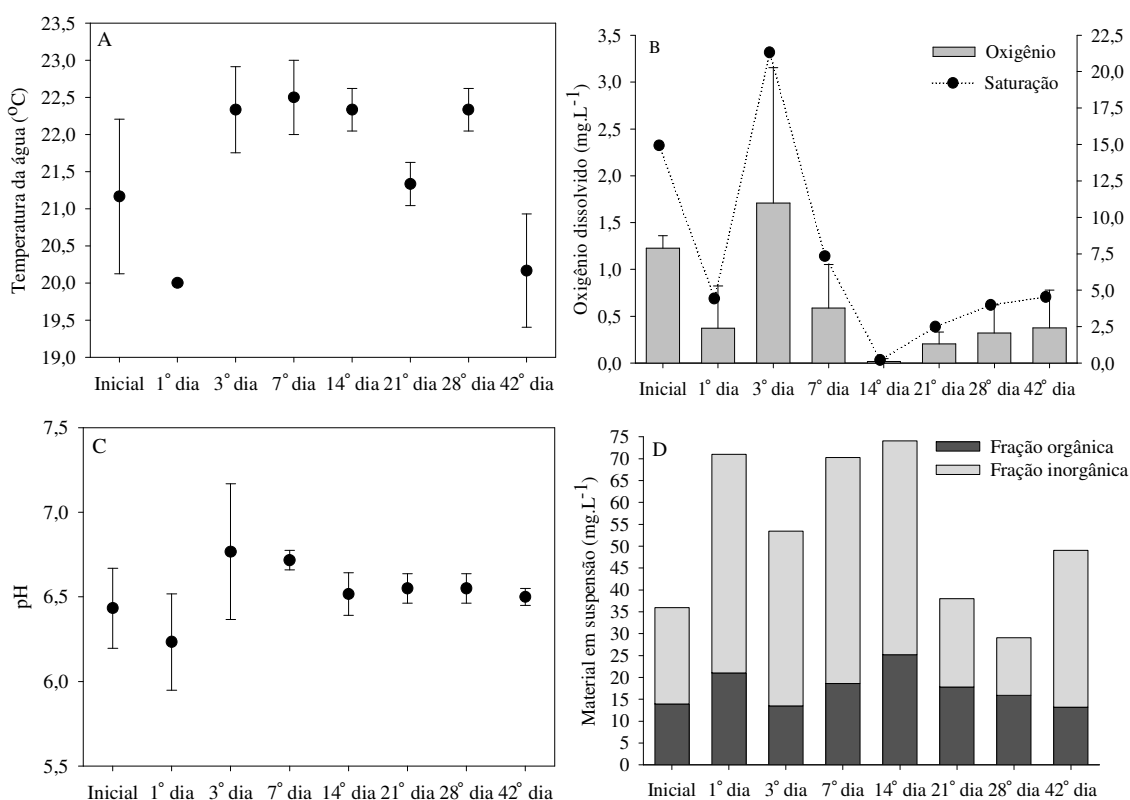
Os maiores valores de temperatura da água foram registrados na metade do experimento, com um declínio nos valores até o 21º dia, seguidos por um aumento no tempo amostral seguinte (28º dia) e redução no final do estudo (42º dia) (Figura 5A).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido na água, bem como a sua porcentagem de saturação, foram baixas durante todos os tempos sucessivos de amostragem, particularmente a partir do 14º dia (Figura 5B).

Na Figura 5C está mostrado o padrão de variação do pH do rio Guareí, com oscilação nos seus valores no início do experimento e sem diferença evidente a partir do 14º dia de amostragem. Um padrão oposto foi registrado para a condutividade elétrica da água, que variou durante todo o período de estudo e apresentou valor mais elevado no 21º dia (Figura 5E).

A variação dos teores de material em suspensão total, orgânico e inorgânico durante o período experimental é mostrada na Figura 5D. Comparando-se ambas as frações, maiores concentrações da fração inorgânica foram observadas durante todo o período de estudo, exceto no 28º dia. Com relação ao material em suspensão total, verifica-se que as concentrações mais elevadas foram observadas no 1º, 7º e 14º dia. Quanto à transparência da água, menor valor foi obtido no 7º dia (Figura 5F).

A análise de nutrientes na água (nitrogênio e fósforo total) foi realizada apenas no início, meio e fim do experimento (Figura 5G e H). A concentração de nitrogênio total foi mais elevada no início do estudo (Figura 5G), enquanto a de fósforo total no meio (Figura 5H).



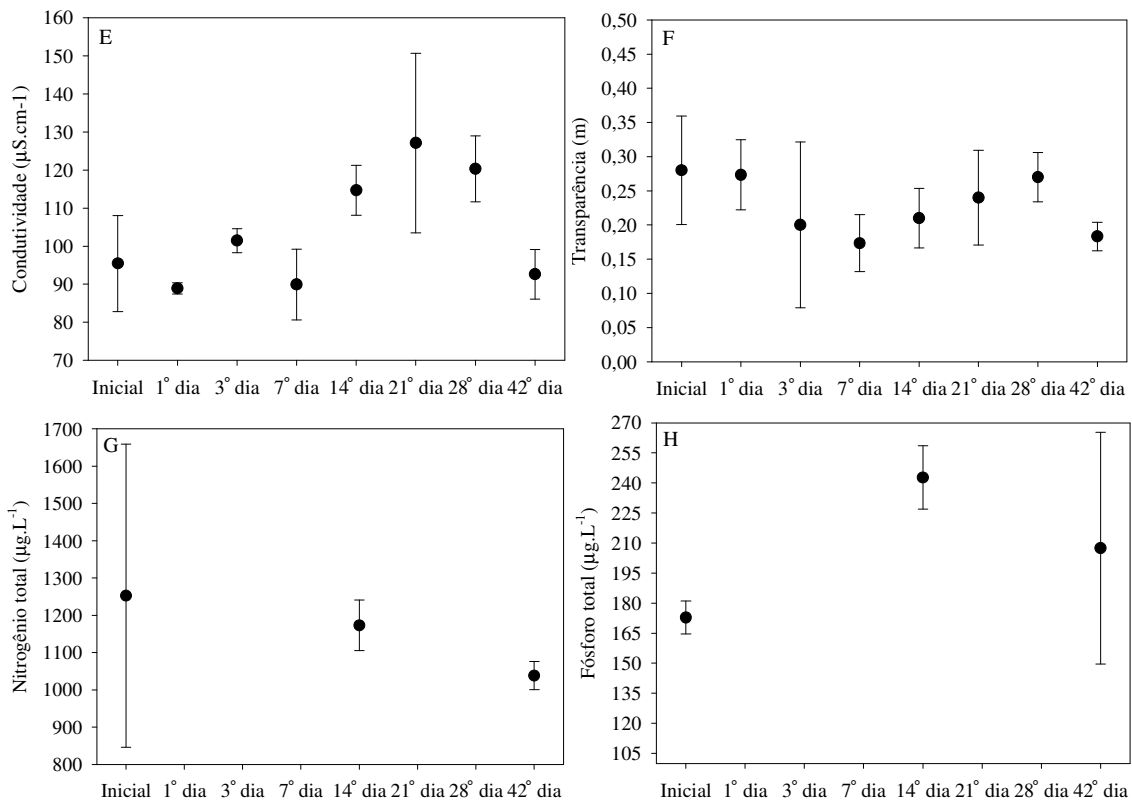


Figura 5 – Variação dos valores médios (N=3) da temperatura da água (A), concentração de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação (B), pH (C), concentração de material em suspensão orgânico e inorgânico (D), condutividade elétrica da água (E), transparência da água (F), nitrogênio total na água (G) e fósforo total na água (H) na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Notar diferenças nas escalas).

5.2. Variáveis Bióticas

Com relação aos pigmentos totais na água, verifica-se que os valores oscilaram durante o experimento, com a concentração mais elevada no 3º dia (13,8 µg.L⁻¹) (Figura 6).

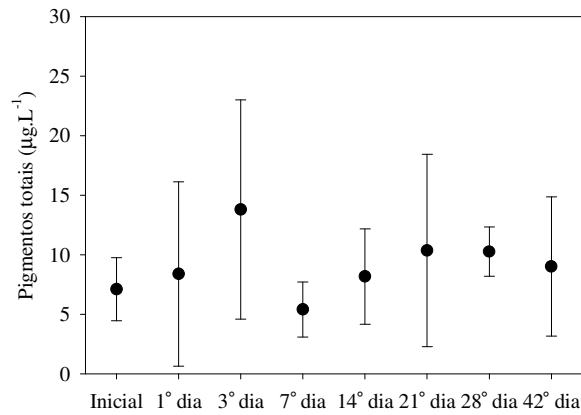


Figura 6 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) dos pigmentos totais na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 a janeiro de 2013.

Não houve variação evidente na biomassa das amostras de macrófitas, provenientes dos bancos mistos de *R. natans* e *S. intermedia* nos tempos amostrais sucessivos, exceto para o 42º dia (Figura 7). Em um dos três pontos de amostragem no final do experimento (42º dia), ambas as macrófitas flutuantes haviam sido removidas pela inundação, decorrência da intensa precipitação nos cinco dias anteriores (Figura 4), provável fator explicativo da redução na média da biomassa.

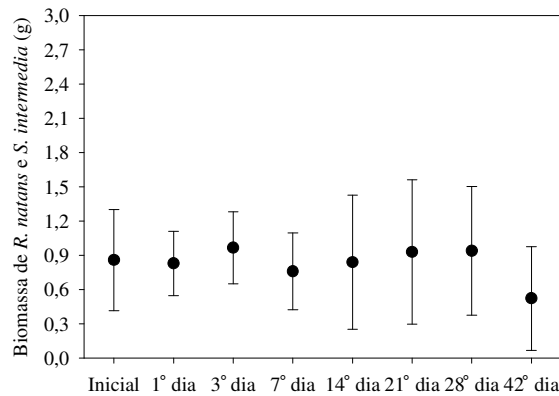


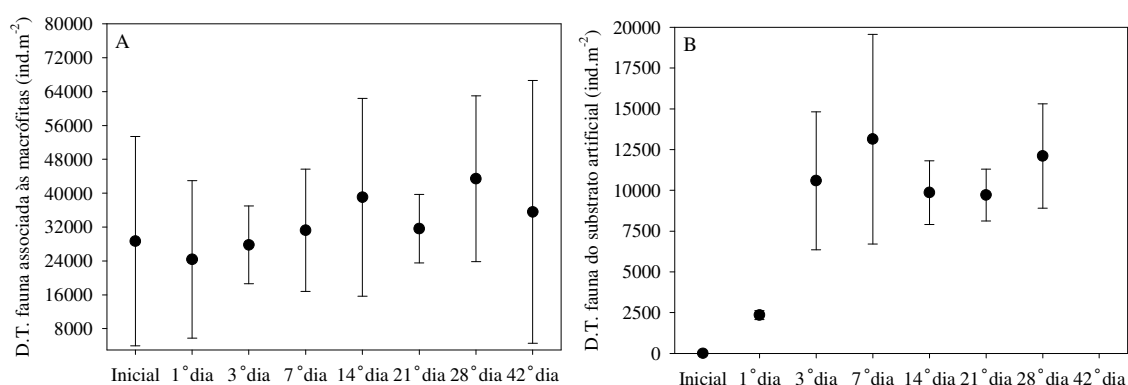
Figura 7 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) da biomassa seca de *R. natans* e *S. intermedia* na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 a janeiro de 2013.

A densidade da fauna de macroinvertebrados associada às macrófitas (Figura 8A) foi muito mais elevada do que a densidade da fauna associada aos substratos artificiais (Figura 8B).

Na escala temporal, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às macrófitas mostrou padrão de oscilação nos valores de densidade total. Inicialmente, ocorreu um aumento nos valores do 1º ao 14º dia (Figura 8A e C). Nos tempos amostrais seguintes, a densidade apresentou uma diminuição (21º dia), um aumento (28º dia) e redução novamente (42º dia). Com relação aos substratos artificiais, a densidade dos macroinvertebrados associados seguiu uma curva ascendente de aumento desde a sua incubação até o 7º dia, mostrando uma diminuição do número de indivíduos no 14º dia e tornando a aumentar apenas no 28º dia.

Analisando-se a taxa diária média de variação da instalação do número de indivíduos (abundância) da fauna de invertebrados (ind. dia^{-1}), é possível verificar que durante o experimento houve um grande “pico” apenas no 3º dia ($144 \text{ ind. dia}^{-1}$), com valores negativos no 14º e 21º dia (Figura 8G).

A riqueza taxonômica média da fauna associada às macrófitas variou de 18 a 21 *taxa* (Figura 8E), enquanto a riqueza taxonômica média da fauna associada aos substratos artificiais variou de 11 a 15 *taxa* (Figura 8F). Durante o experimento não houve uma oscilação evidente no número de *taxa* em ambos os substratos, com pequena diminuição no 42º dia, para a fauna associada às macrófitas (Figura 8E). No 1º dia (início da colonização), ocorreu um aumento bastante evidente na riqueza taxonômica dos macroinvertebrados associados ao substrato artificial (Figura 8F). A taxa diária média de variação da instalação de *taxa* (riqueza) (taxa. dia^{-1}) no substrato artificial foi elevada apenas no 1º dia e a partir do 7º dia foi 0 (Figura 8G).



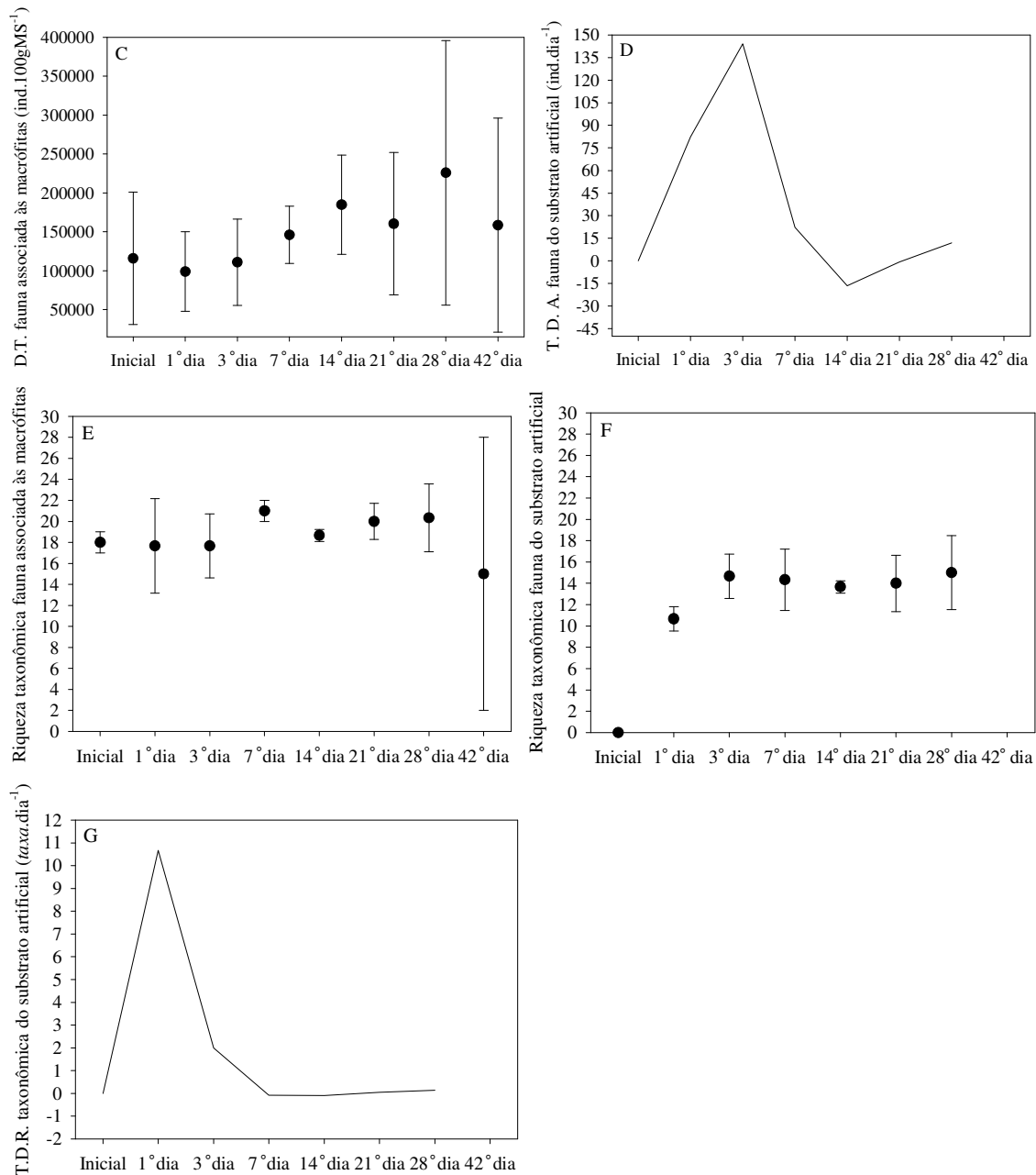


Figura 8 – Variação dos valores médios (N=3) e desvios padrão (barras de erro) da densidade total (D.T.) de macroinvertebrados associados às macrófitas em ind.m⁻² (A) e em ind.100gMS⁻¹ (C), densidade total (D.T.) no substrato artificial em ind.m⁻² (B), taxa diária de variação da instalação do número de indivíduos (abundância) (T.D.A.) no substrato artificial (ind.dia⁻¹) (D); riqueza taxonômica total (em níveis de grandes grupos) da fauna associada às macrófitas (E) e ao substrato artificial (F), taxa diária de variação da instalação de taxa (riqueza) (T.D.R.) no substrato artificial (taxa.dia⁻¹) (G) nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Notar diferenças nas escalas).

Foram identificadas sete categorias taxonômicas na comunidade de invertebrados associada aos substratos artificiais (Figura 9A) e às macrófitas (Figura 9B e C). Dos grandes grupos de invertebrados registrados, Crustacea e Insecta são os mais representativos em termos de densidade (Figura 9A, B e C) assim como Annelida nos substratos artificiais (Figura 9A).

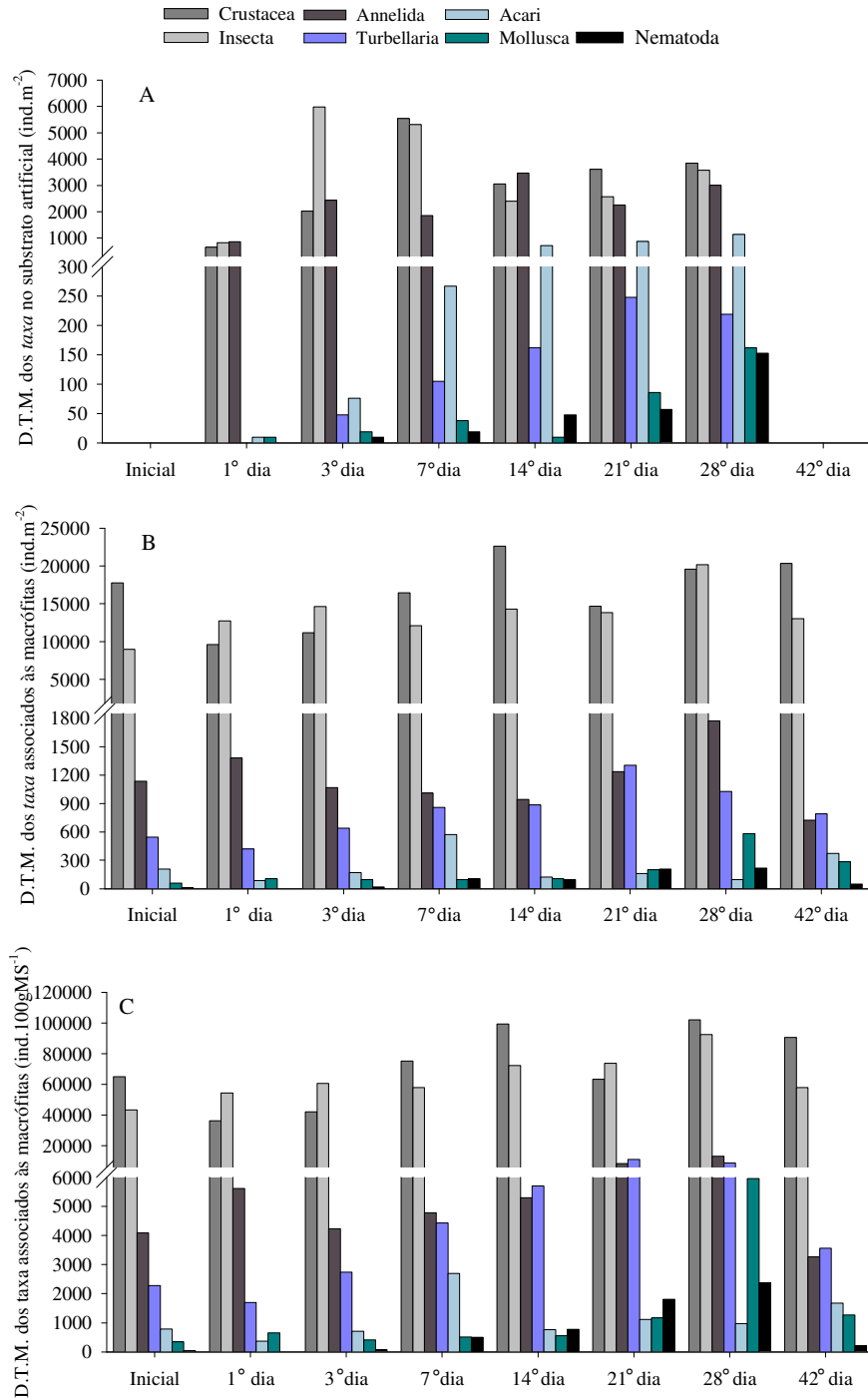


Figura 9 – Variação dos valores médios (N=3) da densidade total (expressa em ind.m⁻²) dos taxa de macroinvertebrados no substrato artificial (A) e dos taxa associados às macrófitas expressa em ind.m⁻² (B) e em ind.100gMS⁻¹ (C) na área alagável marginal ao

rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro 2013. (Notar diferenças nas escalas). (D.T.M. = densidade total média).

A densidade dos insetos aquáticos no substrato artificial (Figura 10A) é muito menor quando comparada à densidade nas macrófitas (Figura 10B). Nota-se também, que houve uma maior variação na densidade da fauna nos substratos artificiais ao longo do experimento.

Com relação às ordens de Insecta, verifica-se que Diptera predominou durante todo o estudo (Figura 10A, B e C). As ordens de insetos aquáticos menos representativas foram Ephemeroptera e Collembola (Figura 11).

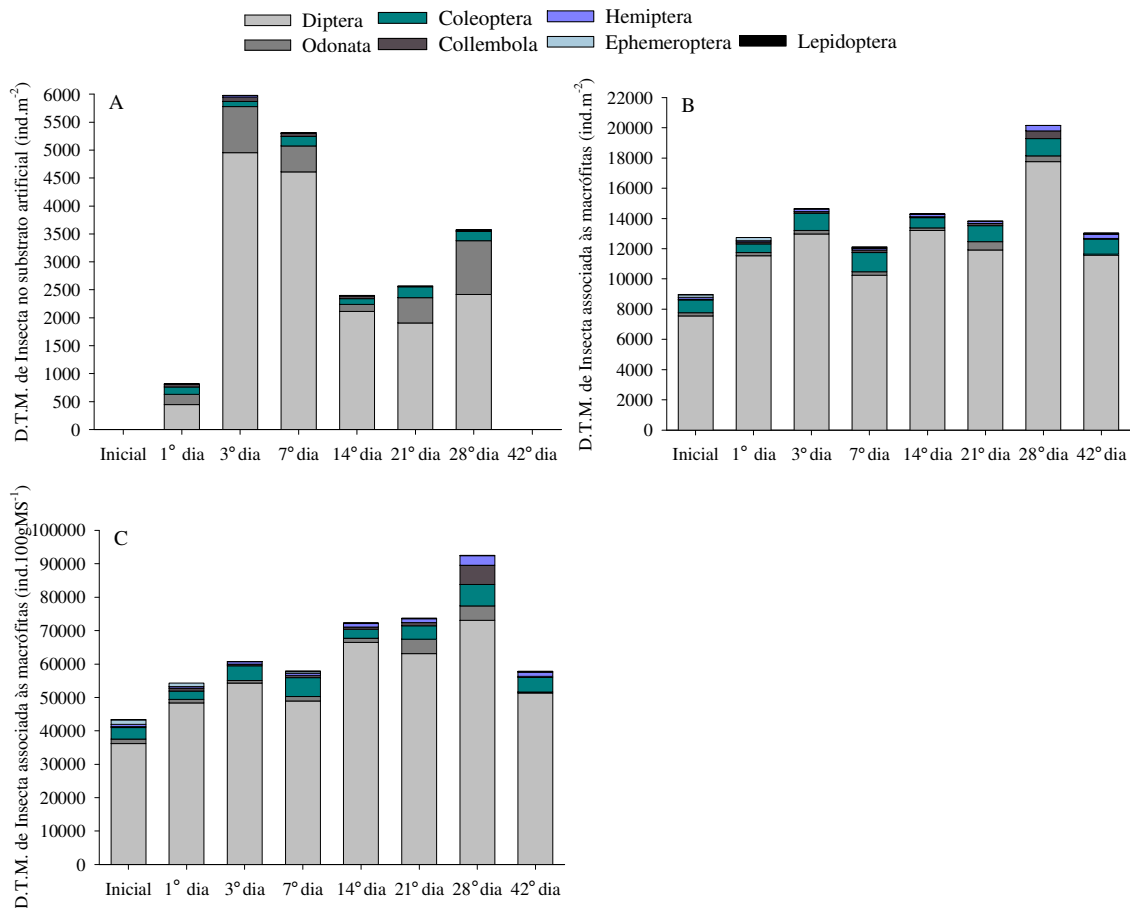


Figura 10 – Variação dos valores médios (N=3) da densidade total (expressa em ind.m⁻²) dos animais pertencentes às ordens de Insecta associados ao substrato artificial (A) e associados às macrófitas expressa em ind.m⁻² (B) e ind.100gMS⁻¹ (C) na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro 2013. (Notar diferenças nas escalas). (D.T.M. = densidade total média).

A média da abundância relativa, da abundância total e o desvio padrão da fauna de invertebrados associados aos substratos artificiais (Figura 11A) e às macrófitas na área alagável marginal ao rio Guareí nos dias de amostragem entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013 é mostrada nas Figuras 11A e 11B, respectivamente.

Comparando-se ambos os substratos (natural e artificial) e dias de coleta, é possível verificar que a porcentagem de contribuição dos *taxa* em relação ao total da amostra, apresentou diferenças na escala espacial e temporal (Figura 11A e B). Diptera, Oligochaeta, Ostracoda e Amphipoda foram os *taxa* mais representativos no substrato artificial (Figura 11A). Ostracoda apresentou a maior variação nos valores de abundância relativa, mais baixo no 3° (1,3%) e mais elevado no 28° (22,1%) dia (Figura 11A). Com relação à fauna associada às macrófitas, os *taxa* mais abundantes durante todo o período de estudo são Diptera e Amphipoda (Figura 11B). No 3° dia, Diptera correspondeu a 44,6% da abundância total da comunidade de macroinvertebrados e Amphipoda a 55,5% no 42° dia (Figura 11B).

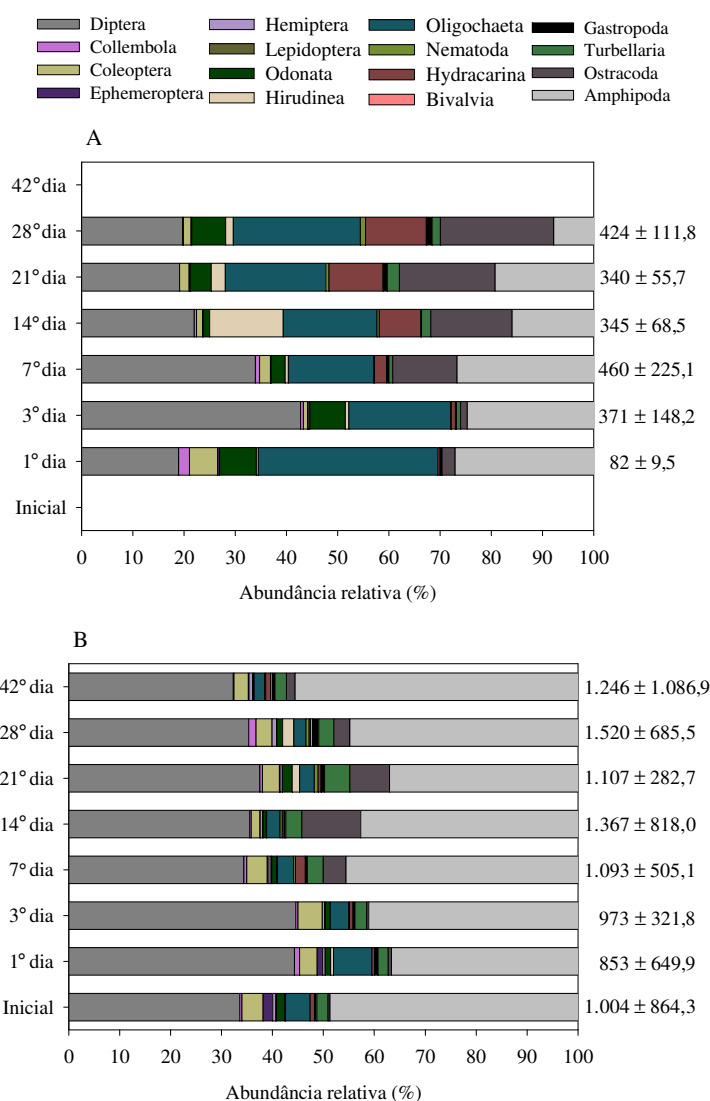


Figura 11 – Variação dos valores médios (N=3) da abundância relativa (%), da abundância total e desvios padrão (\pm) dos macroinvertebrados no substrato artificial (A) e associados às macrófitas (B) na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro 2013.

Como mencionado anteriormente, os *taxa* de invertebrados registrados neste estudo foram identificados em diferentes níveis taxonômicos. A lista de ocorrência de todos os *taxa* registrados durante este estudo, assim como os valores de riqueza e dominância da comunidade de macroinvertebrados podem ser visualizados na Tabela 1. Conforme mostrado na Figura 8E e F, verifica-se que o número de *taxa* nas macrófitas é mais elevado do que no substrato artificial. De um modo geral, os valores de riqueza nas plantas flutuantes pouco se modificaram durante o experimento. No substrato artificial, ocorreu a colonização inicial por 15 *taxa* (instalação ao 1º dia), seguido por um aumento da riqueza no 3º dia (mais 5 *taxa*).

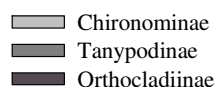
Tabela 1 – Lista de ocorrência de *taxa*, riqueza e dominância média da comunidade de macroinvertebrados (desvios-padrão em **negrito**) associados às macrófitas (*) e aos substratos artificiais (+) nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (M. = macrófitas; S. = substratos).

<i>Taxa</i>	<i>Dias coleta</i>													
	Inicial	1º dia		3º dia		7º dia		14º dia		21º dia		28º dia		42º dia
	M.	M.	S.	M.	S.	M.	S.	M.	S.	M.	S.	M.	S.	M.
Insecta														
Diptera (pupa)	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Ceratopogonidae	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Culicidae						*								*
Chironominae	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Tanypodinae	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Orthoclaadiinae	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Muscidae	*	*		*	+					*				
Stratiomyidae	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*		*	+	
Tabanidae	*	*		*	+	*		*		*		*	+	*
Tipulidae						*		*						
Coleoptera	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Collembola	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*		*	+	*
Ephemeroptera	*	*	+		+	*	+	*		*				*
Hemiptera	*	*		*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*

Lepidoptera	*			*		*		*		*		*		*
Odonata	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Crustacea														
Amphipoda	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Ostracoda	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Annelida														
Hirudinea	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	
Oligochaeta	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Nematoda	*			*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Acari														
Hydracarina	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Mollusca														
Bivalvia						*		*		*	+	*		*
Gastropoda	*	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
Platyhelminthes														
Turbellaria	*	*		*	+	*	+	*	+	*	+	*	+	*
RIQUEZA	21	19	15	19	20	23	18	22	17	21	16	20	18	20
DOMINÂNCIA	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,4
	0,2	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0

Em relação às três subfamílias de Chironomidae, nota-se que no substrato artificial Chironominae foi a mais representativa em termos de densidade e riqueza de *taxa* (Figura 12A e C). Nos quironomídeos associados às macrófitas, foi observado que além de Chironominae, Orthoclaadiinae também foi abundante (Figuras 12B e D). Na escala temporal, a maior variação entre valores da densidade de Chironomidae foi observada nos substratos artificiais, com um mínimo de 362 ind.m⁻² (1º dia) a um máximo de 3.162 ind.m⁻² (7º dia) (Figura 12A).

Os valores médios da riqueza taxonômica total (no substrato artificial) não seguiram uma curva ascendente contínua ao longo do experimento, visto que do 7º ao 21º dia houve declínio no número da *taxa* (Figura 12E). A taxa diária média da instalação de *taxa* (riqueza) dos quironomídeos (*taxa.dia*⁻¹) no substrato artificial foi mais elevada no 1º dia e se manteve baixa ao longo de todo o experimento (Figura 12G). Por outro lado, a taxa diária média da instalação do número de indivíduos (abundância), apresentou um “pico” no 3º dia (48 ind.dia⁻¹) e foi negativa no 14º dia (Figura 12F).


 Chironominae
 Tanypodinae
 Orthoclaadiinae

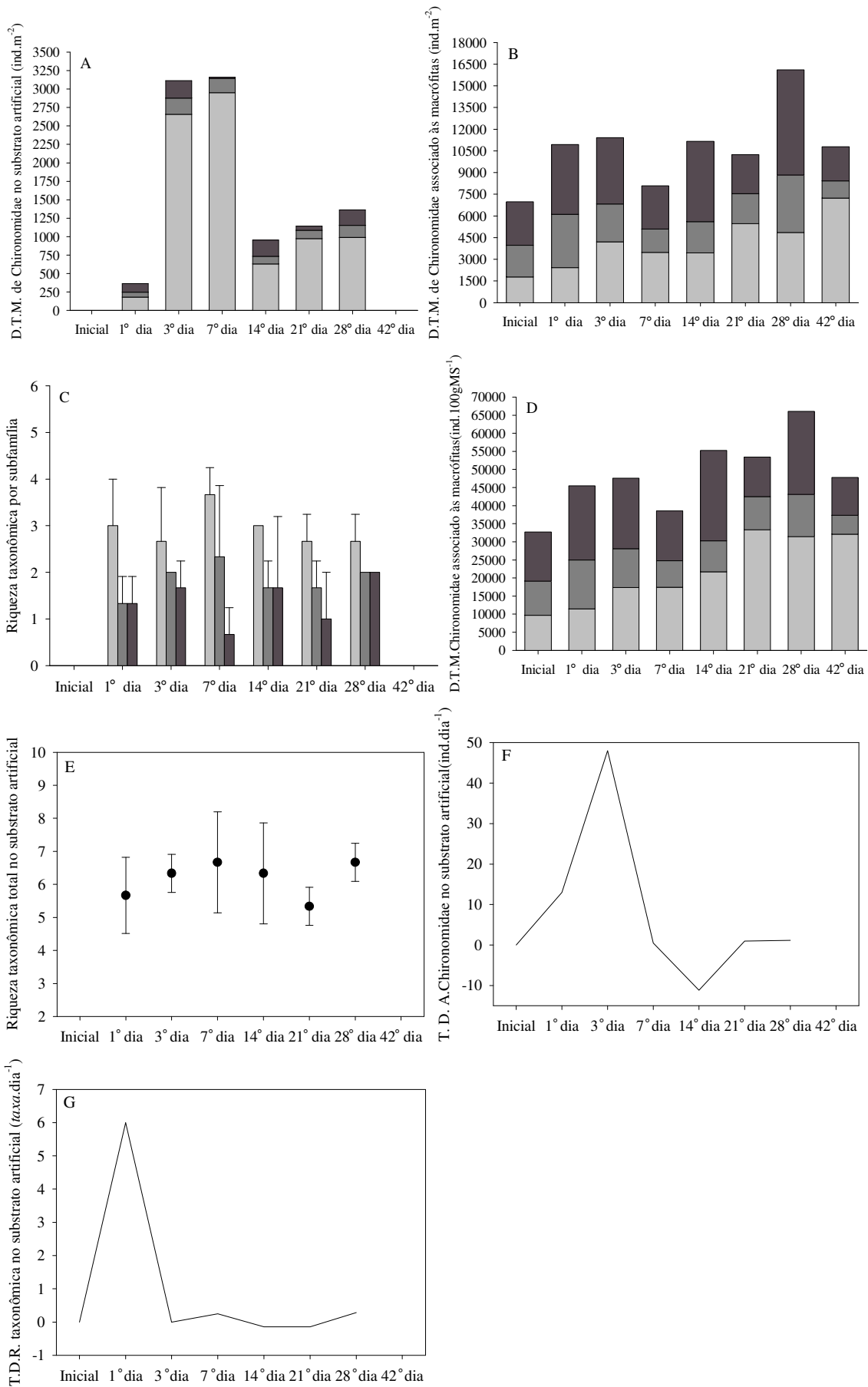


Figura 12 – Variação dos valores médios (N=3) da densidade total das subfamílias de Chironomidae no substrato artificial (expressa em número de ind.m⁻²) (A) e associadas às macrófitas (B e D), expressa em ind.m⁻² (B) e em ind.100gMS⁻¹ (D); riqueza taxonômica de Chironomidae no substrato artificial por subfamília (C) e riqueza total (E); taxa diária de variação da instalação do número de indivíduos (abundância) (ind.dia⁻¹) (F) e do número de taxa (riqueza) (taxa.dia⁻¹) (G) de Chironomidae associados ao substrato artificial na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

Na figura 13, está representada a variação da média de abundância relativa, abundância total e o desvio padrão dos gêneros de Chironomidae associados aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos dias de amostragem entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

Comparando-se a abundância relativa dos taxa na escala temporal, é possível verificar que *Goeldichironomus* sp. (da subfamília Chironominae) foi o gênero mais representativo na maioria dos tempos amostrais, com maior abundância relativa registrada no 7º dia (64,2%). *Fittkauimyia* sp., *Nilotanypus* sp. e *Pentaneura* sp. (da subfamília Tanypodinae) foram os taxa com menores valores de abundância relativa.

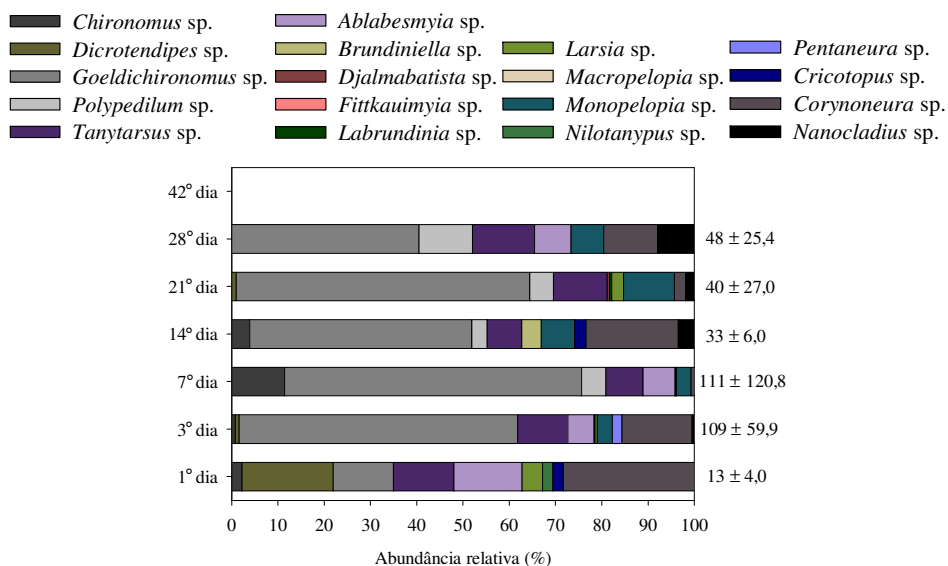


Figura 13 – Variação dos valores médios (N=4) da abundância relativa (%), da abundância total e desvios padrão (±) dos gêneros de Chironomidae associados aos substratos artificiais nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

A lista de ocorrência dos 18 gêneros de Chironomidae registrados durante este estudo, assim como a riqueza total, a riqueza de subfamílias, a diversidade, a equitabilidade e a dominância da comunidade de Chironomidae pode ser visualizada na Tabela 2. É possível verificar que a subfamília Chironominae, apresenta o maior número de *taxa* na maioria dos tempos amostrais. Com relação à riqueza taxonômica total, o valor mais elevado foi obtido no 3º dia, sendo este também o período de maior dominância na comunidade, menor diversidade e menor equitabilidade.

Tabela 2 – Lista de ocorrência (*) de *taxa* e riqueza de gêneros nas subfamílias (Chironominae, Tanypodinae e Orthoclaadiinae), riqueza total, diversidade média de Shannon-Wiener (H') expressa em bits.ind⁻¹, equitabilidade média de Pielou (J') e dominância média da comunidade de Chironomidae associados aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013 (desvios-padrão em negrito).

<i>Taxa</i>	<i>Dias de amostragem</i>						
	1º	3º	7º	14º	21º	28º	42º
Chironominae							
<i>Chironomus</i> sp.	*	*	*	*			
<i>Dicrotendipes</i> sp.	*	*			*		
<i>Goeldichironomus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	
<i>Polypedilum</i> sp.			*	*	*	*	
<i>Tanytarsus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	
<i>Riqueza subfamília</i>	4	4	4	4	4	3	-
Tanypodinae							
<i>Ablabesmyia</i> sp.	*	*	*				*
<i>Brundiniella</i> sp.			*	*			
<i>Djalmabatista</i> sp.					*		
<i>Fittkauimyia</i> sp.		*					
<i>Labrundinia</i> sp.					*		
<i>Larsia</i> sp.	*	*			*		
<i>Macropelopia</i> sp.			*				
<i>Monopelopia</i> sp.		*	*	*	*	*	
<i>Nilotanypus</i> sp.	*						
<i>Pentaneura</i> sp.		*					
<i>Riqueza subfamília</i>	3	5	4	2	4	2	-
Orthoclaadiinae							
<i>Cricotopus</i> sp.	*			*			

<i>Corynoneura</i> sp.	*	*	*	*	*	*	
<i>Nanocladius</i> sp.		*		*	*	*	
<i>Riqueza subfamília</i>	2	2	1	3	2	2	-
RIQUEZA TOTAL	9	11	9	9	10	7	-
DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H')	1,48 (0,1)	0,95 (0,6)	1,01 (0,6)	1,33 (0,7)	1,07 (0,4)	1,33 (0,4)	-
EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')	0,86 (0,1)	0,51 (0,3)	0,57 (0,4)	0,70 (0,3)	0,65 (0,3)	0,71 (0,2)	-
DOMINÂNCIA	0,29 (0,0)	0,56 (0,3)	0,53 (0,3)	0,40 (0,3)	0,48 (0,2)	0,37 (0,2)	-

5.3. Análise Estatística

A análise de componentes principais (PCA), realizada com as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos obtidos nos dias de amostragem nas áreas alagáveis marginais ao rio Guareí entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013, apresentou 64,6% de explicação para a variância dos dados, considerando os dois primeiros eixos (36,1% para o primeiro - PC1 e 28,5% para o segundo - PC2).

O gráfico de ordenação gerado pela análise de componentes principais em função das variáveis analisadas (Figura 14) aponta diferenças entre os tempos amostrais, visto que houve uma clara distinção considerando os dias de coleta. Os valores de correlação das variáveis ambientais com os eixos 1 e 2 da PCA, bem como suas respectivas abreviações, estão na Tabela 3.

A maioria dos tempos de amostragem finais (14º, 21º e 28º dia) distribuíram-se no lado positivo do eixo 1, em virtude dos maiores valores obtidos para a maioria das variáveis ambientais analisadas. Com base na maior porcentagem de explicação da variância dos dados encontrada no primeiro eixo (PC1) e da elevada correlação positiva da temperatura da água, do pH e da condutividade com o mesmo, verifica-se que estas variáveis são as principais responsáveis pela disposição dos períodos na análise.

Tabela 3 – Correlação das variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos da Análise de Componentes Principais, considerando os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) dos tempos amostrais sucessivos na área alagável marginal ao rio Guareí entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

Variáveis ambientais	PC1	PC2
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0,469	-0,205
Condutividade elétrica na água (K)	0,395	0,615
Oxigênio dissolvido (O2)	-0,04	-0,226
Temperatura da água (Temp)	0,704	0
Material em suspensão total (MT)	0,135	-0,342
Material em suspensão orgânico (MO)	0,192	0,015
Material em suspensão inorgânico (MI)	0,075	-0,44
Pigmentos totais (Pigm)	0,104	0,197
Transparência (Transp)	-0,236	0,423

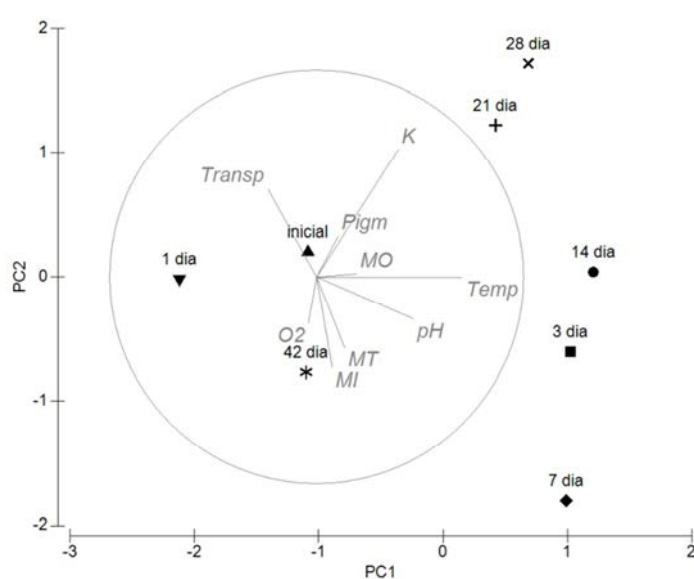


Figura 14 – Ordenação da disposição dos tempos amostrais sucessivos (entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013) delineada através da Análise de Componentes Principais (PCA – eixos 1 e 2) para as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos analisados na área alagável marginal ao rio Guareí.

A seguir, são mostrados os resultados das análises estatísticas de variância ANOVA “one way” (com dados paramétricos) e Kruskal-Wallis (com dados não paramétricos), assim como, as comparações múltiplas do teste *a posteriori* (Teste de Tukey – são apresentadas apenas diferenças significativas), para todas as variáveis abióticas analisadas neste estudo, bem como para os pigmentos totais e biomassa de *R. natans* e *S. intermedia*. Nas tabelas, os tempos amostrais sucessivos (1º, 3º, 7º, 14º, 21º, 28º e 42º) referem-se aos dias após o inicial.

Entre os tempos de amostragem, diferenças estatisticamente significativas foram apontadas apenas para a condutividade e temperatura da água (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para as variáveis ambientais e pigmentos totais obtidos no interior dos bancos mistos de *R. natans* e *S. intermedia* na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
pH	0,196	****
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	0,004	1° ≠ 21°
Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	0,052	****
Temperatura da água (°C)	<0,001	7° ≠ 1°-42°
Teor de material em suspensão total (mg.L^{-1})	0,261	****
Teor de material em suspensão orgânico (mg.L^{-1})	0,139	****
Teor de material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1})	0,278	****
Transparência da água (m)	0,274	****
Pigmentos totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,728	****
Biomassa das macrófitas (g)	0,935	****

Comparando-se o substrato artificial e o substrato natural (macrófitas), somente a dominância, a densidade dos grandes grupos Nematoda e Acari e da ordem Odonata não apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Tabela 5).

Para fins de comparação entre os substratos (natural e artificial), não foram incluídos nas análises estatísticas os dados da fauna associada às macrófitas obtidos no tempo inicial e no 42° dia, visto que para os substratos artificiais, os dados foram ausentes no tempo inicial e no 42° dia, ocorreu perda devida à inundação.

Tabela 5 – Valores de p resultantes da análise estatística de comparação entre os substratos (natural e artificial) com relação aos atributos ecológicos e às densidades dos grandes grupos e das ordens de Insecta (expressas em ind.m^{-2}) da comunidade de macroinvertebrados na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais

sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito).

<i>Variáveis analisadas</i>	p
Densidade total (ind.m ⁻²)	<0,001
Riqueza total	0,028
Dominância	0,241
Insecta	<0,001
Annelida	0,014
Nematoda	0,057
Turbellaria	<0,001
Acari	0,668
Mollusca	<0,001
Crustacea	<0,001
Diptera	<0,001
Coleoptera	<0,001
Collembola	0,018
Ephemeroptera	0,038
Hemiptera	<0,001
Lepidoptera	0,009
Odonata	0,937

Entre os dias de coleta nas macrófitas, foram apontadas diferenças significativas apenas na densidade total e na densidade de Nematoda. Com relação ao substrato artificial, as densidades de Insecta, Turbellaria, Acari, Crustacea e Diptera diferiram significativamente na escala temporal (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para os atributos ecológicos e densidades (ind.m⁻²) dos grandes grupos e ordens de Insecta da comunidade de macroinvertebrados associados às macrófitas e aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal; D.T.A. = demais tempos amostrais; - = não coletado).

<i>Variáveis analisadas</i>	p		Teste de Tukey	
	<i>macrófitas</i>	<i>substrato</i>	<i>macrófitas</i>	<i>substrato</i>
Densidade total (ind.m ⁻²)	<0,001	0,738	1° ≠ D.T.A.	****
Riqueza total	0,534	0,847	****	****
Dominância	0,988	0,131	****	****
Insecta	0,941	0,033	****	1° ≠ 3°-7°
Annelida	0,699	0,270	****	****
Nematoda	<0,001	0,216	1° ≠ 7°-14°-21°-28°	****
Turbellaria	0,518	0,028	****	1° ≠ 21°
Acari	0,178	0,008	****	1° ≠ 14°-21°-28°
Mollusca	0,321	0,630	****	****
Crustacea	0,571	0,035	****	1° ≠ 7°
Diptera	0,971	0,005	****	1° ≠ 3°-7°-14°-28°
Coleoptera	0,534	0,469	****	****
Collembola	0,434	0,618	****	****
Ephemeroptera	0,060	0,639	****	****
Hemiptera	0,720	0,656	****	****
Lepidoptera	0,327	-	****	-
Odonata	0,615	0,789	****	****

Apenas a densidade total de Chironomidae associada ao substrato artificial, mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os tempos amostrais (Tabela 7).

Tabela 7 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para os atributos ecológicos da comunidade de Chironomidae e densidades (ind.m⁻²) das respectivas subfamílias, associadas aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013. (Diferenças significativas (p<0,05) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
Densidade total (ind.m ⁻²)	0,050	1° ≠ 3°
Riqueza taxonômica total	0,567	****
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	0,759	****
Equitabilidade de Pielou (J')	0,716	****
Dominância	0,785	****
Chironominae	0,078	****
Tanytopodinae	0,211	****
Orthocladiinae	0,381	****

A análise de NMDS (escalonamento multidimensional não-métrico) mostrou que as densidades (Figura 15A) e a composição (Figura 15B) da comunidade de macroinvertebrados associados aos substratos artificiais e às macrófitas diferiram significativamente na escala espacial. Por outro lado, na escala temporal não houve diferenças significativas para a composição no substrato artificial (ANOSIM: $p = 0,558$; R global = $-0,021$) e para a densidade nas macrófitas (ANOSIM: $p = 0,628$; R global = $-0,046$). Embora os valores de p obtidos na ANOSIM para a densidade no substrato artificial ($p = 0,024$; R global = $0,23$) e composição de *taxa* nas macrófitas ($p = 0,039$; R global = $0,18$) tenham sido significativos ($<0,05$), o programa estatístico não permitiu detectar em qual intervalo entre os tempos amostrais sucessivos ocorreu diferença significativa.

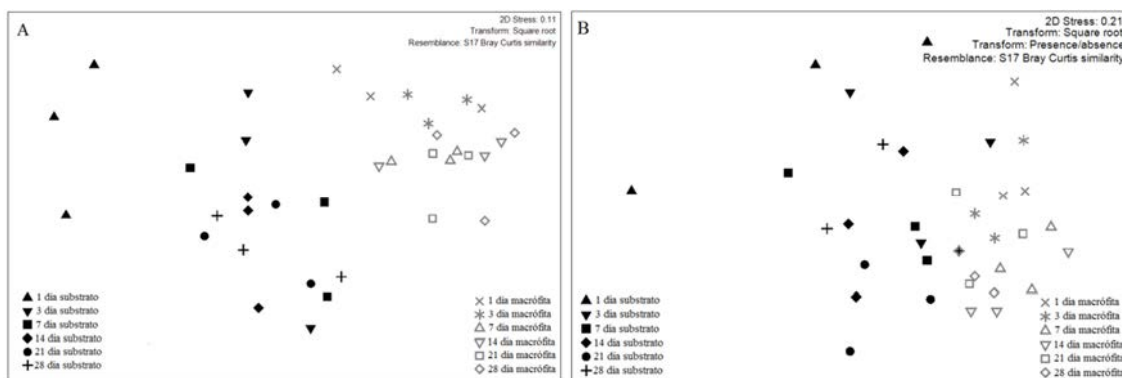


Figura 15 – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) das densidades (expressas em ind.m⁻²) (A) e da composição (B) dos macroinvertebrados associados aos substratos artificiais e às macrófitas na área alagável marginal ao rio Guareí nos dias de amostragem entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

As densidades de Oligochaeta, Amphipoda e Chironominae foram as principais responsáveis pela similaridade dentro do grupo formado pelo substrato artificial (Tabela 8). Com relação aos macroinvertebrados associados às macrófitas, Amphipoda, Chironominae e Orthocladinae contribuíram de forma mais significativa (Tabela 8) para o resultado obtido pela NMDS (Figura 15A).

Tabela 8 – Percentual de contribuição dos macroinvertebrados associados aos substratos artificiais e às macrófitas na área alagável marginal ao rio Guareí, para a similaridade dentro dos dois agrupamentos formados pela NMDS da Figura 15A,

segundo análise de SIMPER. (Foram listados todos os grupos que apresentaram contribuição).

<i>Taxa nos substratos</i>	Densidade média (ind.m ⁻²)	Contribuição (%)	<i>Taxa nas macrófitas</i>	Densidade média (ind.m ⁻²)	Contribuição (%)
Oligochaeta	1.908	19,28	Amphipoda	14.054	22,34
Amphipoda	1.697	15,36	Chironominae	3.975	12,68
Chironominae	1.394	11,29	Orthoclaadiinae	4.656	10,96
Ceratopogonidae	965	10,70	Tanypodinae	2.692	7,41
Ostracoda	1.425	10,15	Oligochaeta	1.024	6,53
Coleoptera	141	5,52	Coleoptera	978	5,97
Tanypodinae	143	5,30	Turbellaria	856	5,52
Odonata	503	4,67	Ostracoda	1.637	5,06
Hydracarina	514	4,65	Tabanidae	621	3,98
Orthoclaadiinae	144	3,57	Ceratopogonidae	562	3,93
---	---	---	Diptera (pupa)	389	3,39
---	---	---	Odonata	292	2,60

Com relação à comunidade de Chironomidae associada aos substratos artificiais, a análise de NMDS mostra uma variação na densidade e composição dos *taxa* de Chironomidae nos tempos amostrais sucessivos, porém os grupos formados não são muito bem definidos (Figura 16A e B). A ANOSIM apontou uma distinção significativa dos quironomídeos coletados nos seis tempos amostrais, tanto para os dados de densidade (Figura 16A) (ANOSIM: $p = 0,005$; R global = 0,33) como para os de composição dos *taxa* (Figura 16B) (ANOSIM: $p = 0,007$; R global = 0,31), apesar dos baixos valores do R global. Embora os valores de p obtidos na ANOSIM tenham sido significativos ($<0,05$), o programa estatístico não permitiu detectar em qual intervalo entre os tempos amostrais sucessivos ocorreu diferença significativa.

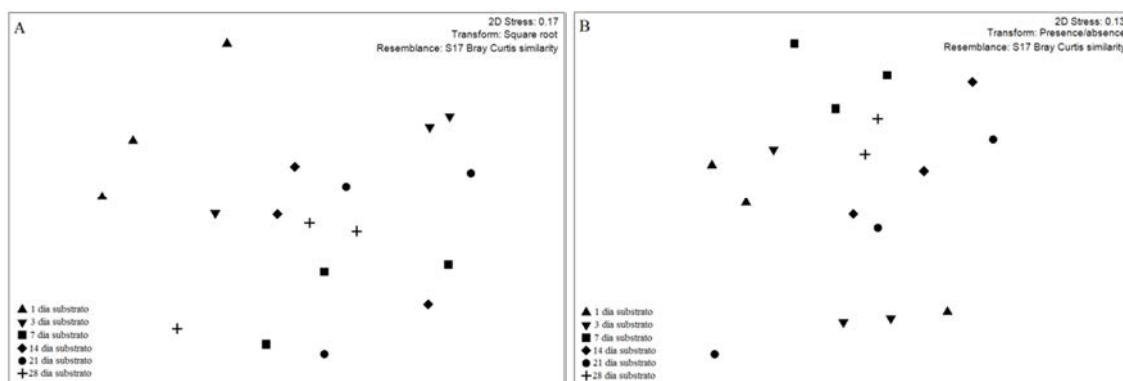


Figura 16 – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) das densidades (expressas em ind.m⁻²) (A) e da composição (B) de Chironomidae associados aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos dias de amostragem entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013.

De acordo com a Tabela 9, as densidades de *Goeldichironomus* sp. e *Tanytarsus* sp. foram as principais responsáveis pela similaridade obtida dentro dos grupos formados pela NMDS. Juntamente com essas *taxa*, *Corynoneura* sp., *Polypedilum* sp. e *Monopelopia* sp. também tiveram importante contribuição (Tabela 9).

Tabela 9 – Percentual de contribuição dos gêneros de quironomídeos associados aos substratos artificiais na área alagável marginal ao rio Guareí nos tempos amostrais sucessivos entre dezembro de 2012 e janeiro de 2013, para a similaridade dentro dos agrupamentos formados pela NMDS da Figura 16A, segundo análise de SIMPER. (Foram listados todos os *taxa* que apresentaram contribuição).

Tempos amostrais	Gêneros de Chironomidae	Densidade média (ind.m ⁻²)	Contribuição (%)
1º dia	<i>Corynoneura</i> sp.	105	28,32
	<i>Goeldichironomus</i> sp.	48	27,61
	<i>Tanytarsus</i> sp.	48	27,61
	<i>Dicrotendipes</i> sp.	76	8,22
3º dia	<i>Goeldichironomus</i> sp.	2.333	49,03
	<i>Tanytarsus</i> sp.	305	27,12
	<i>Corynoneura</i> sp.	219	16,37
7º dia	<i>Goeldichironomus</i> sp.	2.676	38,64
	<i>Tanytarsus</i> sp.	114	20,23
	<i>Polypedilum</i> sp.	67	14,3
	<i>Ablabesmyia</i> sp.	105	14,3
	<i>Chironomus</i> sp.	95	5,84
14º dia	<i>Goeldichironomus</i> sp.	495	38,24
	<i>Tanytarsus</i> sp.	67	17,19
	<i>Monopelopia</i> sp.	67	15,83
	<i>Corynoneura</i> sp.	171	12,83
	<i>Brundiniella</i> sp.	38	6,82
21º dia	<i>Goeldichironomus</i> sp.	829	57,37
	<i>Tanytarsus</i> sp.	105	27,73
	<i>Monopelopia</i> sp.	86	9,7
28º dia	<i>Tanytarsus</i> sp.	152	22,96

<i>Corynoneura</i> sp.	133	15,11
<i>Goeldichironomus</i> sp.	733	13,44
<i>Polypedilum</i> sp.	105	12,15
<i>Ablabesmyia</i> sp.	76	12,15
<i>Nanocladius</i> sp.	76	12,15
<i>Monopelopia</i> sp.	86	12,03

6. DISCUSSÃO

Mudanças temporais nas populações e comunidades da biota dos ecossistemas de água doce podem ocorrer dentro do período do ano (*i.e.* variabilidade sazonal ou intra-anual) ou entre anos (*i.e.* variabilidade inter-anual). Por outro lado, mudanças estruturais e funcionais são mais rápidas, e geralmente acontecem em função da variabilidade das características ambientais em curto prazo, tais como, precipitação e consequente alteração do nível e vazão de água, temperatura e disponibilidade de alimento (*e.g.* entrada de matéria orgânica alóctone) (Resh *et al.*, 2013).

Neste estudo, houve registro de precipitação em todos os tempos amostrais, exceto no 7º dia (Figura 4). Nota-se que a perturbação física do ambiente, que ocorreu em função das chuvas durante o período experimental, afetou a colonização dos macroinvertebrados nos substratos artificiais. Thomazi *et al.* (2008) também verificaram que chuvas intensas interferem neste processo.

Dajoz (2005) afirma que “perturbações quando não têm uma amplitude muito grande, aumentam a heterogeneidade do meio e levam a um aumento da diversidade das comunidades”. Embora não se tenha medido a intensidade da perturbação hidrológica no presente estudo, pode-se inferir que a instabilidade natural provocada nos substratos artificiais em decorrência das chuvas, causou uma mudança no processo de colonização dos macroinvertebrados e não levou a um aumento da diversidade. Os atributos ecológicos da comunidade de macroinvertebrados confirmam esta inferência, visto que a riqueza de *taxa* no substrato artificial apresentou pouca variação na escala temporal, mantendo-se estável do 3º ao 28º dia (Figura 8F). Por outro lado, a densidade de *taxa* no substrato artificial, foi aumentando do 1º ao 7º dia, apresentou um declínio do 7º ao 14º dia e tendência de novo aumento no 28º dia (Figura 8B). Isso indica que um novo processo de colonização e sucessão ecológica pode ter dado início a partir do 14º dia.

Segundo Connell & Slatyer (1977), a sucessão na maioria das comunidades é frequentemente interrompida por grandes perturbações que ocorrem na natureza (*e.g.* incêndios, tempestades, etc), reiniciando todo o processo.

Outra observação importante que reforça a idéia de que as chuvas foram uma perturbação significativa neste estudo, está baseada na hipótese do distúrbio intermediário proposta por Connell (1978). Este autor menciona na sua proposta que “a diversidade será mais elevada em ambientes sujeitos a distúrbios intermediários em escalas de frequência e intensidade”. Conforme mencionado anteriormente, não foi observado um aumento da diversidade de *taxa* de macroinvertebrados na área alagável marginal ao rio Guareí (ambiente sujeito aos distúrbios), mas uma estabilidade na riqueza de *taxa* e uma redução dos valores de densidade durante o processo de colonização no substrato artificial. Desta forma, o distúrbio provocado pela precipitação não deve ter sido intermediário em escala de frequência e intensidade. Porém, estudar o que ocorre na natureza é mais complexo do que as teorias mostram, pois estas podem trazer uma idéia simplificada do efeito previsível da perturbação sobre a diversidade (Fox, 2013).

A resposta da biota frente a um distúrbio pode ser melhor interpretada analisando-se a eventual resistência e resiliência dos indivíduos. Nos trabalhos que analisam o efeito dos distúrbios (*e.g.* enchentes ou seca) na fauna de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos continentais, a resistência é determinada através de uma medida das alterações estruturais na comunidade após uma perturbação, e a resiliência é definida como a capacidade de recuperação dos indivíduos para atingir a condição prévia ao distúrbio, dentro de uma determinada escala de tempo (Melo *et al.*, 2003; Fritz & Dodds, 2004; Hershkovitz & Gasith, 2013). Neste estudo, Chironomidae e Amphipoda podem ser considerados resistentes, uma vez que foram os *taxa* abundantes tanto nos substratos artificiais quanto nas macrófitas, em todos os tempos amostrais (Figura 11A e B). Por outro lado, no estudo de Robinson (2012), esses *taxa* foram os menos resistentes a uma inundação, com significativo declínio (>70%) das suas densidades após o distúrbio. Examinando a possível resiliência, verifica-se que a comunidade voltou a se recuperar em \cong 15 dias na macrófita e \cong 21 dias no substrato artificial. Devido às chuvas frequentes durante o experimento, não é possível afirmar com certeza que estes dois períodos respectivos são os tempos necessários para a comunidade de macroinvertebrados restabelecer seu equilíbrio, pois a duração poderia ser diferente em um ambiente com maior estabilidade. Desta forma, mudanças sazonais

na abundância de macroinvertebrados podem afetar a medida da capacidade de resiliência dos indivíduos (Robinson, 2012).

A inferência para os dados de resiliência neste estudo é baseada na Figura 8A e B, onde pode-se verificar que no 14º dia a densidade de macroinvertebrados nas macrófitas (Figura 8A) foi de $1.367 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 818,0)$, reduzindo para $1.107 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 282,7)$ e no 21º dia atingindo valor similar ao 14º dia, com $1.520 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 685,5)$. Nos substratos artificiais (Figura 8B), do 7º dia para o 21º dia, a densidade de macroinvertebrados diminuiu de $460 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 225,1)$ para $340 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 55,7)$, respectivamente. Apenas no 28º dia, o valor obtido assemelhou-se ao observado no 7º dia, com um total de $424 \text{ ind.m}^{-2} (\pm 111,8)$.

Dependendo da magnitude, a inundação pode exercer diferentes efeitos na estrutura das comunidades no ambiente aquático, devido ao ciclo de vida e estratégias de resistência e adaptação dos organismos. Inundações de baixa e média intensidade podem diminuir a densidade das comunidades aquáticas. Por outro lado, inundações de elevada magnitude podem eliminar temporariamente a ocorrência de uma determinada população (Maltchik & Florin, 2002). É provável que no presente estudo, a inundação tenha sido de média intensidade, pois foi observada apenas uma redução da densidade de macroinvertebrados no substrato artificial e não a exclusão dos *taxa*. Com relação à fauna associada às macrófitas, nota-se que na escala temporal os valores oscilaram entre aumento e diminuição do número de indivíduos (Figura 8A e C) e de *taxa* (Figura 8E). Analisar a manutenção da estrutura da comunidade de macroinvertebrados frente a um distúrbio nos fornece idéia de como ela foi afetada ou como se restabeleceu após a perturbação (Connell & Slatyer, 1977). Quantificar os efeitos do distúrbio hidrológico na biota aquática requer a percepção de que cada comunidade ou população apresenta um limiar de resistência às perturbações por enchentes (Maltchik & Florin, 2002).

De acordo com a análise de SIMPER (Tabela 8), Oligochaeta, Amphipoda e Chironominae foram os principais *taxa* no substrato artificial. Com relação às macrófitas, destacaram-se Amphipoda, Chironominae e Orthocladinae. Sendo estes os *taxa* mais abundantes neste estudo, podemos caracterizá-los como os mais resistentes aos efeitos da cheia observada na área alagável marginal ao rio Guareí. Além disso, Oligochaeta, Amphipoda e Chironomidae foram observados nos substratos artificiais desde o início do experimento, sendo, portanto importantes organismos pioneiros no processo de sucessão ecológica. Os *taxa* pioneiros são menos especializados, alteram o

local e permitem a colonização de outros indivíduos, que podem exterminar os precursores do processo de sucessão ecológica (Carvalho & Uieda, 2004). Entretanto, no presente estudo Oligochaeta, Amphipoda e Chironomidae foram observados no substrato artificial em todos os tempos amostrais e não foi identificado um padrão de substituição de *taxa* no decorrer do processo. Diferentes modelos de sucessão ecológica podem ser induzidos em função de diferentes frequências de perturbações (Maltchik & Florin, 2002). A Figura 4 mostra que a perturbação na área alagável marginal ao rio Guareí foi de distintas intensidades e frequências, pois as chuvas variaram em volume e duração. Por isso, o processo de sucessão ecológica de macroinvertebrados observado neste estudo, não seguiu o mesmo padrão relatado na literatura.

Muitos estudos têm apontado Chironomidae e Oligochaeta como importantes colonizadores de substratos artificiais (Carvalho & Uieda, 2004; Souza *et al.*, 2008; Barker *et al.*, 2014). Para Amphipoda, as informações disponíveis estão mais relacionadas à sua taxonomia, biologia, ecologia e associação com macrófitas aquáticas e macroalgas (Jacobucci & Leite, 2002; Saigo, 2009; Acosta & Prat, 2011; Bastos-Pereira & Bueno, 2013). Um estudo sobre padrões temporais e espaciais de macroinvertebrados, associados a diferentes espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, incluindo *R. natans*, revelou que quando a cobertura vegetal desta macrófita foi mais elevada, a comunidade de macroinvertebrados foi dominada por anfípodas da espécie *Hyaella curvispina* (Fontanarrosa *et al.*, 2013). É comum que os indivíduos de Amphipoda sejam encontrados em associação com macrófitas e macroalgas (Jacobucci & Leite, 2002) e, apresentem hábito alimentar herbívoro ou herbívoro-detritívoro (Jacobucci & Leite, 2006; Saigo, 2009; Acosta & Prat, 2011; Barker *et al.*, 2014). Isso pode explicar o fato desse crustáceo ter sido um dos *taxa* mais abundantes nas macrófitas *R. natans* e *S. intermédia*, com $\cong 50\%$ de abundância relativa (Figura 11B). Plantas aquáticas de baixa biomassa e raízes pouco desenvolvidas, com menor capacidade de retenção de matéria orgânica particulada, apresentam um maior número de herbívoros e predadores associados (Poi de Neiff & Neiff, 2006).

Embora Amphipoda também tenha sido registrado nos substratos artificiais, sua abundância relativa não passou de 35% (Figura 11A). A análise de NMDS mostrou uma clara distinção na densidade (Figura 15A) e composição (Figura 15B) dos *taxa* associados às macrófitas e aos substratos artificiais. De acordo com a análise de SIMPER (Tabela 8), a porcentagem de contribuição de Amphipoda para o resultado obtido pela NMDS foi maior nas macrófitas (22,34%) quando comparada aos substratos

artificiais (15,36%). Este resultado confirma a hipótese do presente trabalho, com relação à diferença na composição de *taxa* no substrato artificial e nas macrófitas. Por outro lado, não foi corroborada a hipótese de tendência de similaridade nos valores de densidade em ambos os substratos (natural e artificial) ao final do experimento. Conforme mencionado anteriormente, o distúrbio hidrológico provocado pelas chuvas interferiu no processo de colonização e conseqüentemente na densidade de indivíduos.

Um estudo comparativo da fauna de macroinvertebrados associada à *Eichhornia crassipes* e a um substrato artificial análogo às raízes da referida macrófita, mostrou que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados diferiu em ambos os substratos (Barker *et al.*, 2014). As raízes de macrófitas serviram como fonte de alimento para alguns *taxa* e este foi um fator determinante para a “escolha” de viver associado à planta, sendo este um hábitat mais benéfico para macroinvertebrados (Barker *et al.*, 2014). A composição taxonômica (presença e ausência) do presente estudo mostra que os *taxa* Culicidae, Tipulidae e Lepidoptera foram exclusivos nas macrófitas, e Muscidae, Tabanidae e Bivalvia raros no substrato artificial (Tabela 1). O fato de alguns lepidópteros e dípteros serem reconhecidos como trituradores-herbívoros (Newman, 1991; Nachtrieb *et al.*, 2011) explica este resultado. Além disso, deve-se levar em consideração que os substratos artificiais também não ofereceram alimento para os macroinvertebrados herbívoros que se alimentam de perifíton, pois os “discos” de isopor utilizados na confecção dos substratos mantiveram os tapetes de poliéster completamente abrigados da luz, impedindo a colonização e o crescimento das algas. Portanto, os macroinvertebrados associados aos substratos artificiais tinham como única fonte de alimento a matéria orgânica particulada aderida ou indivíduos de níveis tróficos inferiores, que serviam de alimento para os predadores de topo, como por exemplo, as larvas de Odonata. Depois de Diptera, esta ordem de insetos aquáticos foi a mais representativa nos substratos artificiais (Figura 11A).

Com relação aos gêneros de Chironomidae neste mesmo substrato, o táxon predominante durante todo o período de estudo foi *Goeldichironomus* sp., correspondendo a mais de 50% de abundância relativa no 3º, 7º e 21º dia de amostragem (Figura 13). Um estudo da colonização de Chironomidae em substratos artificiais orgânicos e inorgânicos mostrou que a maior participação numérica (>73%), em todos os substratos analisados, foi de *Goeldichironomus neopictus* (Correia & Trivinho-Strixino, 2005).

O hábito alimentar coletor-catador de *Goeldichironomus* sp. (Butakka *et al.*, 2014) pode explicar o fato deste táxon ter sido o mais representativo entre os gêneros de Chironomidae analisados neste estudo. Os tapetes de poliéster utilizados para a confecção dos substratos artificiais são constituídos por uma densa rede de fios emaranhados, o que favorece a retenção e acúmulo de elevada quantidade de matéria orgânica particulada fina.

Embora o hábito alimentar dos macroinvertebrados nos forneça informações relevantes para a compreensão da sua presença ou ausência em um determinado local, em experimentos com substratos artificiais ainda há incertezas no que se refere à questão: colonização verdadeira *versus* exploração de recursos. A colonização pode ser caracterizada como completa (*i.e.* verdadeira), apenas quando a riqueza e densidade de *taxa* nos substratos artificiais se tornam estáveis ou quando os valores destes atributos ecológicos são similares aqueles da comunidade que está ao seu redor (Mackay, 1992). No entanto, é difícil avaliar em qual período a fauna associada aos substratos artificiais alcança um equilíbrio similar ao observado na fauna do sistema, visto que os macroinvertebrados estão distribuídos no ambiente agregados em “manchas”, que variam em relação à fase de colonização e composição taxonômica. Portanto, substratos artificiais dispostos aleatoriamente no ambiente, podem não ser eficientes para uma estimativa precisa da comunidade de macroinvertebrados que está presente no local (Benoît *et al.*, 1998).

7. CONCLUSÃO

Há uma crescente percepção de que perturbações ambientais podem desempenhar um papel tão relevante na dinâmica das comunidades como as interações biológicas (*e.g.* competição e predação). Estas têm recebido muito mais atenção dos ecólogos do ponto de vista empírico e teórico. No entanto, a organização e os padrões espaciais das comunidades naturais, parecem ser influenciados pela interação entre distúrbios e processos biológicos (Sousa, 1984).

O distúrbio hidrológico observado no presente estudo parece ter afetado a comunidade de macroinvertebrados, principalmente aqueles associados ao substrato artificial, mas a sua intensidade não levou ao desaparecimento da fauna. A partir do 14º dia, a densidade nas macrófitas mostrou um padrão de diminuição (21º e 42º) e aumento

(28°) dos valores nos tempos amostrais sucessivos (Figura 8A). Similar resultado também foi verificado nos substratos artificiais, porém no 14° houve uma redução da densidade quando comparada ao 7° dia (Figura 8B). A variação entre aumento e declínio dos valores de densidade em ambos os substratos, mostra que a fauna de macroinvertebrados foi mantida por uma dinâmica de “descolonização” e “recolonização” (*i.e.* emigração e imigração).

Segundo Melo *et al.* (2003), inundações nos ambientes aquáticos causam uma redistribuição dos invertebrados, de modo que alguns locais perdem indivíduos durante as enchentes e outros retêm ou recebem, agindo como refúgios. Estes mesmos autores afirmam que habitats com elevada heterogeneidade espacial oferecem uma gama de refúgios contra perturbações hidráulicas. Conforme mencionado anteriormente, as estações de amostragem deste estudo são localizadas dentro de uma área com mata fechada de preservação ambiental. Portanto, a área alagável marginal ao rio Guareí, neste trecho, é bastante heterogênea, pois além da presença das macrófitas *R. natans* e *S. intermedia*, o local é provido de mata ciliar. A vegetação ripária contribui ainda mais para aumentar a heterogeneidade espacial do meio, pois a entrada de matéria orgânica vegetal alóctone que se deposita no corpo d’água e na área marginal promove maior disponibilidade de recursos alimentares e abrigo para os macroinvertebrados. Portanto, as características intrínsecas dos locais de coleta podem ter atenuado parte do efeito do pulso de inundação nas comunidades de macroinvertebrados, visto que foi observada apenas uma oscilação nos valores de densidade de *taxa* e não a exclusão destes. Deve-se considerar que a colonização por macroinvertebrados no substrato artificial poderia ter sido mais eficiente se o ambiente não estivesse recebendo influência das frequentes chuvas, que afetaram a estabilidade física local. No entanto, distúrbios hidrológicos em ecossistemas lóticos e áreas alagáveis marginais, não devem ser considerados como um problema nos estudos de colonização por invertebrados, mas uma forma de investigar a influência e importância de processos estocásticos e determinísticos na formação da estrutura das comunidades aquáticas (Mackay, 1992).

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA, R. & PRAT, N., 2011. Trophic ecology of *Hyaella* sp. (Crustacea: Amphipoda) in a high Andes headwater river with travertine deposits. *International Review of Hydrobiology*, 96(3): 274-285.
- ALBERTONI, E.F.; PRELLVITZ, L.J. & PALMA-SILVA, C., 2007. Macroinvertebrate fauna associated with *Pistia stratiotes* and *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 67(3): 499-507.
- ALBERTONI, E.F. & PALMA-SILVA, C., 2006. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas flutuantes em canais urbanos de escoamento pluvial (Balneário Cassino, Rio Grande, RS). *Neotropical Biology and Conservation*, 1(2): 90-100.
- ALBERTONI, E.F.; PALMA-SILVA, C. & ESTEVES, F.A., 2001. Macroinvertebrates associated with *Chara* in a tropical coastal lagoon (Imboassica lagoon, Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia*, 457: 215-224.
- BALCI, P. & KENNEDY, J.H., 2003. Comparison of chironomids and other macroinvertebrates associated with *Myriophyllum spicatum* and *Heteranthera dubia*. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(2): 235-247.
- BARKER, J.E.; HUTCHENS Jr., J.J. & LUKEN, J.O., 2014. Macroinvertebrates associated with water hyacinth roots and a root analog. *Freshwater Science*, 33(1): 159-167.
- BASTOS-PEREIRA, R. & BUENO, A.A., 2013. A new species of freshwater amphipod (Dogielinotidae, *Hyaella*) from Southeastern Brazil. *Nauplius*, 21(1): 79-87.
- BENOÎT, H.P.; POST, J.R.; PARKINSON, E.A. & JOHNSTON, N.T., 1998. Colonization by lentic macroinvertebrates: evaluating colonization processes using artificial substrates and appraising applicability of the technique. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2425-2435.
- BOGUT, I.; VIDA KOVIĆ, J.; PALIJAN, G. & ČERBA, D., 2007. Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia*, 62(5): 600-606.
- BOOTH, A.J.; KADYÉ, W.T. & WRIGHT, M., 2013. Rapid colonisation of artificial substrates by macroinvertebrates in a South African lentic environment. *African Journal of Aquatic Science*, 38(2): 175-183.

- BREDERVELD, R.J.; JÄHNIG, S.C.; LORENZ, A.W.; BRUNZEL, S. & SOONS, M.B., 2011. Dispersal as a limiting factor in the colonization of restored mountain streams by plants and macroinvertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1241-1250.
- BUTAKKA, C.M.M.; GRZYBKOWSKA, M.; PINHA, G.D. & TAKEDA, A.M., 2014. Habitats and trophic relationships of Chironomidae insect larvae from the Sepotuba River basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74(2): 395-407.
- CARDINALE, B.J.; PALMER, M.A.; SWAN, C.M.; BROOKS, S. & POFF, N.L., 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology*, 83(2): 412-422.
- CARVALHO, E.M. & UIEDA, V.S., 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em riacho de serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 287-293.
- CARVALHO, E.M.; UIEDA, V.S. & MOTTA, R.L., 2008. Colonization of rocky and leaf pack substrates by benthic macroinvertebrates in a stream in Southeast Brazil. *Bioikos*, 22(1):37-44.
- CLARKE, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18:117-143.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- CONNELL, J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302–1310.
- CONNELL, J.H. & SLATYER, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111(982): 1119-1144.
- CORREIA, L.C.S. & TRIVINHO-STRIXINO, S., 2005. Chironomidae (Diptera) em substratos artificiais num pequeno reservatório: represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo, Brasil. *Entomología y Vectores*, 12(2): 265-274.
- DAJOZ, R., 2005. *Princípios de Ecologia*. Porto Alegre: Artmed, 519 p.
- FONTANARROSA, M.S.; CHAPARRO, G.N. & O'FARRELL, I., 2013. Temporal and spatial patterns of macroinvertebrates associated with small and medium-sized free-floating plants. *Wetlands*, 33: 47-63.

- FOX, J.W., 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2): 86-92.
- FRITZ, K.M. & DODDS, W.K., 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia*, 527: 99-112.
- FULAN, J.A.; DAVANSO, R.C.S. & HENRY, R., 2011. A profundidade como um fator determinante na variação anual da densidade dos macroinvertebrados associados à *Salvinia auriculata* Aublet. *Revista Brasileira de Biociências*, 9(2): 214-219.
- HENRIQUES-DE-OLIVEIRA, C.; BAPTISTA, D.F. & NESSIMIAN, J.L., 2007. Sewage input effects on the macroinvertebrate community associated to *Typha domingensis* Pers in a coastal lagoon in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(1): 73-80.
- HERSHKOVITZ, Y. & GASITH, A., 2013. Resistance, resilience, and community dynamics in mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, 719: 59-75.
- JACOBUCCI, G.B. & LEITE, F.P.P., 2002. Distribuição vertical e flutuação sazonal da macrofauna vágil associada a *Sargassum cymosum* C. Agardh, na praia do Lázaro, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(1): 87-100.
- JACOBUCCI, G.B. & LEITE, F.P.P., 2006. Biologia populacional das espécies de Amphithoidae (Crustacea, Amphipoda) associadas a *Sargassum filipendula* (Phaeophyta, Fucales) na praia da Fortaleza, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1207-1216.
- JESUS, T.; VIEIRA, N. & FORMIGO, N., 2001. Case study of the colonisation of artificial substrates by benthic macroinvertebrates in the lagoons of a wastewater treatment plant and in the watercourse receiving the affluent. *Limnetica*, 20(2): 197-203.
- LODGE, D.M., 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, 41: 195-224.
- MACKAY, R.J., 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 617-628.
- MALTCHIK, L. & FLORIN, M., 2002. Perspectives of hydrological disturbance as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(3): 35-41.

- MELO, A.S.; NIYOGI, D.K.; MATTHAEI, C.D. & TOWNSEND, C.R., 2003. Resistance, resilience, and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 731-739.
- MIRANDA, J.C., 2009. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. *Revista de Saúde e Biologia*, 4(1): 31-37.
- NACHTRIEB, J.G.; GRODOWITZ, M.J. & SMART, R.M., 2011. Impact of invertebrates on three aquatic macrophytes: American pondweed, Illinois pondweed, and Mexican water lily. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49: 32-36.
- NEWMAN, R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10(2): 89-114.
- ODUM, E.P. & BARRETT, G.W., 2007. *Fundamentos de Ecologia*. Tradução da 5^a ed. Norte-americana. São Paulo: Cengage Learning, 612p.
- POI de NEIFF, A. & NEIFF, J.J., 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la Planicie de Inundación del Río Paraná. *Interciencia*, 31(3): 220-225.
- POTT, V.J. & POTT, A., 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília: Embrapa, 404 p.
- RESH, V.H.; BÊCHE, L.A.; LAWRENCE, J.E.; MAZOR, R.D.; McELRAVY, E.P.; O'DOWD, A.P.; RUDNICK, D. & CARLSON, S.M., 2013. Long-term population and community patterns of benthic macroinvertebrates and fishes in Northern California Mediterranean-climate streams. *Hydrobiologia*, 719: 93-118.
- RIBEIRO, L.O. & UIEDA V.S., 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(3): 613-618.
- ROBINSON, C.T., 2012. Long-term changes in community assembly, resistance, and resilience following experimental floods. *Ecological Applications*, 22(7): 1949-1961.
- ROCHA-RAMÍREZ, A.; RAMÍREZ-ROJAS, A.; CHÁVEZ-LÓPEZ, R. & ALCOCER, J., 2007. Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Aquatic Ecology*, 41: 319-333.

- SAIGO, M.; MARCHESE, M. & MONTALTO, L., 2009. Hábitos alimentarios de *Hyalella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) em ambientes leníticos de la llanura aluvial del río Paraná Medio. *Natura Neotropicalis*, 40: 43-59.
- SANTANA, A.C.D.; SOUZA, A.H.F.F.; RIBEIRO, L.L. & ABÍLIO, F.J.P., 2009. Macroinvertebrados associados à macrófita aquática *Najas marina* L. do riacho Avelós, na região semi-árida do Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 9(2): 32-46.
- SILVA, C.V. & HENRY R., 2013. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 149-162.
- SILVEIRA, M. P. & QUEIROZ, J. F., 2006. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. *Comunicado Técnico EMBRAPA*, 39: 1-5.
- SOUSA, W.P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- SOUZA, A.H.F.F.; ABÍLIO, F.J.P. & RIBEIRO, L.L., 2008. Colonização e sucessão ecológica do zoobentos em substratos artificiais no açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 8(2): 125-144.
- THOMAZI, R.D.; KIIFER, W.P.; FERREIRA Jr., P.D. & SÁ, F.S., 2008. A sucessão ecológica sazonal de macroinvertebrados bentônicos em diferentes tipos de atratores artificiais no rio Bubu, Cariacica, ES. *Natureza on line*, 6(1): 1-8.
- TILMAN, D., 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*, 75(1): 2-16.
- WATSON, A. & BARMUTA, L.A., 2011. Feeding-preference trials confirm unexpected stable isotope analysis results: freshwater macroinvertebrates do consume macrophytes. *Marine and Freshwater Research*, 62: 1248-1257.

ANEXO



Figura 17 – Substratos artificiais no 42º dia (A, B e C), substrato artificial exposto (D), estações de coleta antes das chuvas (E e G), banco misto de *R. natans* e *S. intermedia* (F) e uma das estações de coleta no 42º dia (após chuvas), com plantas aquáticas flutuantes completamente ausentes (H).

*“A ciência nunca resolve um problema sem criar
pelo menos outros dez.”*

(George Bernard Shaw)





CAPÍTULO III

*Fatores determinantes na decomposição foliar de
Eichhornia azurea (Sw.) Kunth e na colonização
simultânea pelos microrganismos e macroinvertebrados
associados*



RESUMO

A relação entre a decomposição de macrófitas e organismos associados é importante para a compreensão de alguns dos processos ecológicos que controlam o metabolismo dos ecossistemas aquáticos. O objetivo desse trabalho foi investigar a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos, em especial Chironomidae (Diptera), durante o processo de decomposição foliar de *E. azurea* em uma lagoa marginal. Determinar a biomassa da comunidade microbiana, a fim de verificar possíveis relações com os invertebrados associados aos detritos também foi um dos objetivos. Como hipótese de trabalho, espera-se que a densidade e a riqueza taxonômica e funcional dos quironomídeos irão aumentar ao longo da escala temporal, durante a degradação foliar de *E. azurea*. Para analisar o processo de decomposição da macrófita as folhas foram inseridas em “*litter bags*” (2 mm abertura de malha), removidos após 1, 3, 7, 14, 35, 56 e 70 dias de incubação, no período de abril a julho de 2013. Na escala temporal, foram encontradas diferenças significativas da densidade e composição de Chironomidae, assim como para a biomassa remanescente de *E. azurea*, embora a taxa de decomposição tenha sido muito lenta ($k = 0,00051 \text{ dia}^{-1}$). A biomassa dos microrganismos (estimada através da dosagem de ATP) também variou significativamente ao longo do experimento, com um pico de ATP após um dia de incubação, seguido de um declínio nos valores para os tempos amostrais seguintes. Por outro lado, a concentração de ergosterol (lipídeo presente na membrana celular dos fungos) foi detectada somente a partir do 35º dia de decomposição, apresentando valores mais elevados nos tempos amostrais seguintes. Esta variável apresentou o maior número de correlações significativas positivas com os diferentes taxa e atributos ecológicos da comunidade de invertebrados. A densidade total, assim como a densidade de Chironomidae seguiu uma curva ascendente de significativo aumento no número de indivíduos no decorrer do experimento, porém a riqueza taxonômica e funcional não seguiu o mesmo padrão. As densidades de Insecta e Crustacea foram as principais responsáveis pela similaridade dentro dos grupos formados em cada um tempos amostrais, assim como a dos taxa *Labrundinia* sp., *Tanytarsus* sp., *Dicrotendipes* sp., *Endotribelos* sp., *Chironomus* sp. e *Ablabesmyia* sp. As variadas formas de utilização dos detritos pelos quironomídeos (e.g. como uma fonte de alimento ou local de alimentação), bem como sua plasticidade alimentar, podem ter contribuído para o resultado obtido neste estudo. É provável que o baixo valor da taxa de decomposição, foi em decorrência do tipo de metodologia adotada no processamento prévio das folhas de *E. azurea*, antes de iniciar o experimento.

Palavras-chave: decomposição; macrófitas aquáticas; ergosterol; ATP; insetos aquáticos; lagoa.

ABSTRACT

The relationship between macrophyte decomposition and associated organisms is important to understanding some of the ecological processes that control the aquatic ecosystems metabolism. The aim of this study was to investigate the structure and composition of the aquatic invertebrate community, especially Chironomidae (Diptera), during the *Eichhornia azurea* leaf breakdown in a marginal lake. To determine the biomass of the microbial community in order to verify the relationship with invertebrates associated with debris was also one of the aims. As a working hypothesis, it is assumed that density as well as taxonomic and functional richness of chironomids will increase over the time scale, during *E. azurea* leaf breakdown. To analyze the process of macrophyte decomposition leaves were placed in litter bags (2 mm mesh size), removed after 1, 3, 7, 14, 35, 56 and 70 incubation days in the period from April to July 2013. On time scale, significant differences in Chironomidae density and composition were found, as well as the remaining *E. azurea* biomass, although the decomposition rate was very slow ($k = 0.00051 \text{ dia}^{-1}$). The microorganisms biomass (estimated by ATP concentration) also varied significantly throughout the experiment, with a ATP peak after one day of incubation, followed by a decline in values for the subsequent sampling times. On the other hand, the ergosterol concentration (lipid present in the fungi cell membrane) was detected only from the 35th decomposition day, presenting higher values in the following sampling time. This variable had the highest number of significant positive correlations with the different *taxa* and ecological attributes of the invertebrate community. The total density, as well as Chironomidae density followed an upward curve with significant increase in individuals number during the experiment course, but the taxonomic and functional richness did not follow the same pattern. The Insecta and Crustacea densities were mainly responsible for the similarity within groups formed in each sampling time, as well as the *taxa* *Labrundinia* sp., *Tanytarsus* sp., *Dicrotendipes* sp., *Endotribelos* sp., *Chironomus* sp. e *Ablabesmyia* sp. The different ways of debris use by chironomids (*e.g.* as a food source or feeding place), as well as their food plasticity, may have contributed to the result obtained in this study. It is likely that the low decomposition rate was due to the methodology type used in previous processing of *E. azurea* leaves before beginning the experiment.

Keywords: decomposition; aquatic macrophytes; ergosterol; ATP; aquatic insects; lake.

1. INTRODUÇÃO

Muitas das teorias ecológicas atuais podem ser testadas analisando-se o processo de decomposição vegetal nos ecossistemas aquáticos, constituindo um sistema ideal para o estudo da biodiversidade em níveis de comunidade e população. Além disso, a análise do processo de degradação da matéria orgânica permite o envolvimento de várias áreas da ciência, como por exemplo, ecologia vegetal, bioquímica, micologia, zoologia, ecologia animal, entre outros (Graça & Canhoto, 2006).

Entretanto, nota-se que não há uma metodologia padrão para ser utilizada nos estudos sobre a decomposição de macrófitas aquáticas. Em trabalhos com esta abordagem, é necessário definir o desenho experimental. A obtenção da biomassa inicial do material vegetal é a primeira etapa. Os trabalhos na literatura mostram que esta medida é realizada de diferentes formas, utilizando-se a macrófita que foi acondicionada em estufa até atingir o peso seco constante (Pagioro & Thomaz, 1998; Pagioro & Thomaz, 1999; Cunha-Santino *et al.*, 2010;), mantida em temperatura ambiente para perder a umidade (Kuehn *et al.*, 2000; Chimney & Pietro, 2006, Quintão *et al.*, 2013) ou aquela sem ser submetida a nenhum destes processos de retirada de água, sendo pesada imediatamente após a coleta (Gessner, 2000). O valor inicial de biomassa seca das amostras que não passaram pela estufa antes da incubação no ambiente, geralmente é obtido através de um fator de correção da umidade, após estabelecer a relação entre a massa fresca e a massa seca.

O tamanho da abertura de malha dos *litter bags* utilizados para incubar as macrófitas no ambiente aquático também é bastante variável, desde 1 mm (Kuehn *et al.*, 2000; Ágoston-Szabó *et al.*, 2006), 2 mm (Poi de Neiff *et al.*, 2006), 3 mm (Chimney & Pietro, 2006), 4 mm (Gessner, 2000), 5 mm (Gonçalves Jr. *et al.*, 2003) a 10 mm (Quintão *et al.*, 2013). As variações no tamanho da malha utilizada nos *litter bags*, requerem ainda mais atenção quando além do processo de decomposição, também se analisa a colonização concomitante por invertebrados aquáticos. No presente estudo, o tamanho da malha dos *litter bags* foi de 2 mm, assim como nos trabalhos de Stripari & Henry (2002), Henry & Stripari (2005), Mormul *et al.* (2006), Martins *et al.* (2011) e Silveira *et al.* (2013), que estudaram a decomposição de macrófitas e colonização por invertebrados em ambiente lântico e lótico. Por outro lado, em trabalhos de decomposição foliar da mata ripária dos cursos d'água lóticos, principalmente riachos,

costuma-se utilizar *litter bags* com maiores aberturas de malha (Gonçalves *et al.*, 2006; Ligeiro *et al.*, 2010; David & Boonsoong, 2014; König *et al.*, 2014, entre outros). As variações nos métodos utilizados em ambientes lóticos e lênticos podem ser em função das diferenças nas comunidades de invertebrados que residem nestes ambientes, diferindo em relação ao tamanho dos indivíduos (geralmente maior nos riachos) e à composição dos diferentes *taxa* que colonizam e consomem o detrito, como por exemplo, as larvas de Plecoptera, não observadas em ambientes lênticos. Independente da opção de tamanho de malha escolhida deve-se levar em conta que é um método seletivo, a menos que se use *litter bags* feitos de malhas com poros de grande dimensão, o que pode acarretar em perda do material vegetal e conseqüentemente, resultados errôneos na análise do processo de decomposição. Para comparar o efeito do tamanho da malha nas taxas de decomposição de folhas de macrófita, Bedford (2004) utilizou *litter bags* com três tipos de malha: 5 mm, 5 mm e 1 mm (compondo o mesmo *litter bag*) e 0,25 mm. Esse pesquisador verificou uma ordem decrescente nos valores de *k*, de acordo com o tamanho decrescente da malha do *litter bag*, conseqüência de mais acesso e envolvimento dos invertebrados (poro com maior dimensão) e retenção dos fragmentos de detritos (poro de menor dimensão). Embora o uso de *litter bags* seja muito difundido no estudo da decomposição vegetal, também é um método criticado por reduzir a atividade microbiana e o acesso de invertebrados de maior tamanho, além de alterar os regimes de fluxo da água e intensidade de luz (Carvalho *et al.*, 2005).

Durante o processo de decomposição de plantas vasculares no ambiente aquático, geralmente são observadas três fases distintas. Após a imersão na água, há uma rápida perda de biomassa devido à lixiviação e liberação de compostos solúveis orgânicos e inorgânicos. Em seguida, o detrito é condicionado, através da colonização por microrganismos que também passam a atuar no processo de decomposição, assim como os invertebrados, que após a etapa da instalação da comunidade microbiana, finalizam a terceira fase do processo de decomposição, através da fragmentação mecânica do detrito para sua alimentação (Webster & Benfield, 1986). Energia e nutrientes são disponibilizados através do processo de decomposição, exercendo forte influência positiva no nível trófico dos detritívoros (Sangiorgio *et al.*, 2010).

Nos ambientes aquáticos, os fungos e as bactérias são considerados os principais grupos de organismos heterotróficos que se alimentam por osmotrofia, através da colonização e degradação de detritos vegetais. Compartilhando um mesmo substrato e vivendo próximos um do outro, os fungos e bactérias têm desenvolvido interações

ecológicas, que podem ser classificadas como sinérgicas ou antagônicas. No entanto, estes indivíduos são bem distintos do ponto de vista morfológico e filogenético, apresentando diferenças na forma de vida e aspectos relacionados ao crescimento (células únicas em bactérias e hifas nos fungos). Apesar das diferenças, ambos contribuem para o mesmo processo nos ecossistemas, auxiliando na degradação da matéria orgânica (Mille-Lindblom & Tranvik, 2003; Mille-Lindblom *et al.*, 2006).

Os fungos de água doce constituem um conjunto de microrganismos diverso e heterogêneo, composto por espécies de diferentes ordens, sendo os ascomicetos e hifomicetos os grupos dominantes (Wong *et al.*, 1998). A representatividade destes indivíduos dentro dos ecossistemas aquáticos continentais varia na dependência da sua localização geográfica e do substrato para sua colonização. Os fungos podem ser introduzidos nos ambientes aquáticos na forma de esporos e terem sua origem do ambiente terrestre. No entanto, várias espécies de ascomicetos e hifomicetos, são classificadas como fungos exclusivos de água doce, pois ocorrem somente neste tipo de habitat. Estes microrganismos também podem colonizar uma variedade de macrófitas aquáticas, tais como, *Juncus* sp., *Phragmites* sp., *Scirpus* sp. e *Typha* sp. (Wong *et al.*, 1998).

A matéria orgânica vegetal senescente (autóctone ou alóctone) encontrada nos ambientes aquáticos é uma importante fonte de alimento para a estrutura trófica do sistema. Porém, a energia presente nos vegetais, muitas vezes não é acessível aos consumidores detritívoros (Wong *et al.*, 1998), constituídos principalmente por invertebrados aquáticos. Isso ocorre porque a composição química das plantas apresenta compostos estruturais que podem ser tóxicos para herbívoros ou tornar o material vegetal impalatável (Boyd & Goddyear, 1971; Newman, 1991; Stripari & Henry, 2002). Porém, a composição química de uma mesma planta varia entre as suas diferentes estruturas e em função disso, os animais geralmente selecionam as partes das plantas para obter alimento, como uma estratégia em resposta a qualidade nutritiva do material vegetal. As folhas costumam apresentar um teor mais elevado de proteínas e carboidratos não-estruturais (*i.e.* açúcares e amido) quando comparadas a caules e pecíolos, que possuem em sua composição mais carboidratos estruturais (*i.e.* celulose, hemicelulose, lignina e fibras), principalmente os caules. Assim como as folhas, as raízes e os rizomas também apresentam elevadas porcentagens de carboidratos não-estruturais, entretanto quantidades menores de proteína (Boyd & Goddyear, 1971).

Os tipos de alimentos consumidos pelos insetos aquáticos apresentam uma elevada variedade de categorias, sendo frequentemente distinguidas em: presas animais, desovas de peixes e de outros insetos aquáticos, plantas (macrófitas e musgos), plâncton, biofilmes em superfícies (comumente dominados por algas fotossintéticas e microrganismos) e por fim, detritos (Lancaster & Downes, 2013).

Com base nos hábitos alimentares de Chironomidae, suas larvas podem ser agrupadas em seis categorias gerais de grupos tróficos funcionais: coletor catador, coletor filtrador, raspador, fragmentador e predadores que perfuram (perfuradores) ou engolem (“*engulfs*”) suas presas, ingerindo-as completamente ou alimentando-se de parte delas. No entanto, a maioria dos indivíduos de Chironomidae não se restringe a um único hábito alimentar, mesmo os *taxa* que pertencem ao mesmo gênero (Berg, 1995). Portanto, para uma apurada categorização taxonômica funcional de Chironomidae, é preciso analisar os *taxa* ao menor nível de identificação possível, pois com uma baixa resolução taxonômica, importantes informações ecológicas podem ser perdidas. O mesmo se aplica para a categorização funcional de outros grupos de invertebrados aquáticos, entretanto, para tal, uma cooperação entre ecólogos e taxonomistas é necessária (Reuss *et al.*, 2013), tendo em vista que o ideal muitas vezes não é o exequível. Além disso, para identificar a dieta dos quironomídeos é importante realizar uma análise do trato digestivo destes indivíduos, pois as “preferências” alimentares de Chironomidae podem variar dependendo da disponibilidade, do valor nutritivo, do tamanho e tipo do recurso (Berg, 1995).

No presente estudo, não foi possível identificar os *taxa* de Chironomidae ao nível de espécie, assim como analisar a sua dieta através da utilização de isótopos estáveis ou da análise do tubo digestivo. Portanto, as categorias tróficas funcionais dos gêneros de Chironomidae foram classificadas de acordo com os dados da literatura, assim como nos trabalhos realizados por Gonçalves Jr. *et al.* (2003), Janke & Trivinho-Strixino (2007); Zilli *et al.* (2008), Silva *et al.* (2009), Ligeiro *et al.* (2010), Silva *et al.* (2010), Silva *et al.* (2011), entre outros. No entanto, pretende-se analisar novamente o material coletado para re-identificar os hábitos alimentares dos quironomídeos com base no trato digestivo e assim, testar a eficiência da classificação trófica funcional empregada neste estudo.

A maioria dos *taxa* de Chironomidae são onívoros (Berg, 1995; Galizzi *et al.*, 2012) e também consomem elevada quantidade de detritos (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2013; Saito & Fonseca-Gessner, 2014). Uma das principais fontes

de detritos nos ecossistemas aquáticos continentais é proveniente da cobertura vegetal no local, que pode ser oriunda tanto da vegetação do entorno (fonte alóctone), como da presença de macrófitas no ambiente (fonte autóctone) (Gimenes *et al.*, 2010). Independentemente da fonte de energia que mantém o metabolismo dos ecossistemas aquáticos, toda matéria orgânica produzida ou adquirida se transforma em detritos, após a degradação, consumo e assimilação pela biota presente no local. Portanto, todas as teias alimentares também são sustentadas pela decomposição, o que demonstra o importante papel ecológico deste processo na diversidade e estabilidade das comunidades biológicas (Berg & McClaugherty, 2007).

Os animais que consomem os detritos adquirem energia de uma fonte de alimento muito complexa, pois os tecidos de plantas mortas estão associados a outras partículas orgânicas, como fezes de insetos aquáticos e uma comunidade microbiana diversificada, composta por bactérias, fungos e protozoários. Com o incremento destas variáveis bióticas, o valor nutricional do detrito aumenta e conseqüentemente, atrai mais consumidores (Lancaster & Downes, 2013), sendo a comunidade de invertebrados aquáticos uma das mais representativas neste processo. A maneira como a biota associada aos detritos está estruturada, pode variar em função da fase da sucessão ecológica degradativa, visto a ocorrência de mudanças na colonização de indivíduos durante a decomposição do substrato. Entretanto, é a qualidade do substrato (detrito) que influencia a velocidade do processo sucessional, bem como a complexidade das interações entre as comunidades (Gonçalves *et al.*, 2004).

Os mecanismos de colonização no detrito diferem na dependência da composição de microrganismos e animais. Os microrganismos estabelecem-se na matéria orgânica em decomposição e crescem em abundância e biomassa por aumento no número de células através da divisão celular. Por outro lado, o aumento na biomassa de invertebrados associados aos detritos vegetais, ocorre principalmente pela imigração de indivíduos para esse “novo” substrato a ser colonizado (Hieber & Gessner, 2002). A colonização na matéria orgânica vegetal em decomposição está relacionada à forma de obtenção de alimento por estes animais, que pode ser através da ingestão dos detritos ou pela predação dos invertebrados detritívoros, realizada pelos organismos de níveis tróficos superiores.

Neste sentido, é importante compreender a relação entre macrófitas em decomposição e organismos associados, para investigar alguns dos processos ecológicos que controlam o metabolismo dos ecossistemas aquáticos (*e.g.* ciclagem de nutrientes;

interações intra e interespecíficas; degradação da matéria orgânica; cadeia alimentar; etc). O presente trabalho vem somar informações aos estudos anteriores, para auxiliar na compreensão da dinâmica da colonização de microrganismos e invertebrados nos detritos foliares de *E. azurea*, bem como o seu papel na degradação da matéria orgânica.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Investigar a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos, em especial Chironomidae (Diptera), durante o processo de decomposição das folhas de *E. azurea*, em períodos de tempo pré-determinados entre abril e julho de 2013 em uma lagoa marginal.

2.2. Objetivos específicos

- ✓ Comparar as taxas de decomposição das folhas de *E. azurea* e os atributos ecológicos da comunidade de invertebrados ao longo da escala temporal.
- ✓ Determinar a biomassa dos fungos e a biomassa total microbiana presente nos detritos.
- ✓ Identificar a influência de variáveis bióticas e abióticas na estrutura da comunidade de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea*.

3. QUESTÃO ECOLÓGICA E HIPÓTESE

Durante o processo de decomposição foliar de *E. azurea* a comunidade de Chironomidae (Diptera) associada aos detritos, apresenta uma variação na sua densidade e riqueza taxonômica e funcional?

Como hipótese de trabalho, espera-se que a densidade aumente de forma exponencial durante todo o processo de decomposição, com tendência de estabilizar-se no final do experimento. O mesmo espera-se para a riqueza taxonômica e funcional. Com relação à riqueza de *taxa*, presume-se que ocorrerá um aumento significativo no número de gêneros de Chironomidae principalmente no início do processo, quando as

folhas de *E. azurea*, constituindo um “novo substrato” disponível, estarão sendo colonizadas.

À medida que a degradação da matéria orgânica vegetal avança, ocorre redução na quantidade de polifenóis estocados no tecido das plantas, o que as deixa mais palatáveis (Stripari & Henry, 2002). Os quironomídeos geralmente consomem elevada quantidade de detritos (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2013; Saito & Fonseca-Gessner, 2014). Por este motivo, ao colonizar a matéria orgânica vegetal em decomposição, estes indivíduos podem se beneficiar de uma fonte de alimento muito complexa, formada por tecidos de plantas mortas, enriquecidos nutricionalmente pelo incremento de microrganismos associados e aderência de matéria orgânica diversificada, o que por sua vez, atrai mais consumidores (Lancaster & Downes, 2013). Os invertebrados predadores também podem ser atraídos para este substrato em decomposição, devido à elevada oferta e fonte de alimento, composta pelos invertebrados detritívoros. Em função disso, a densidade e a riqueza taxonômica e funcional dos quironomídeos investigados no presente estudo, irá aumentar ao longo da escala temporal.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

Esse estudo foi realizado no município de Angatuba, estado de São Paulo, em uma lagoa marginal ao rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na Represa de Jurumirim (Figura 1). A referida lagoa é denominada como lagoa do Barbosa, mas além desta, existem vários outros ambientes lênticos marginais ao rio Paranapanema, os quais vêm sendo estudados por Henry e colaboradores desde 1998. Portanto, esta região é caracterizada por apresentar elevada variedade de ecossistemas aquáticos com diferentes características, apresentando lagoas marginais com distintas relações com o rio, sendo um local propício para o desenvolvimento dos mais variados tipos de pesquisas em ecologia aquática.

A região de desembocadura do rio Paranapanema na represa de Jurumirim se assemelha a uma planície de inundação, pelo fato de possuir lagoas marginais com diferentes graus de conexão ao canal principal do rio. No entanto, esse sistema não apresenta um funcionamento característico de planície de inundação, pois a

conectividade hidrológica, bem como os processos de extravasamento da calha do rio e inundação lateral, é controlada em parte pelo sistema de operação da barragem do reservatório de Jurumirim, localizado à jusante e não exclusivamente pelo regime de chuvas (Henry, 2003; Henry, 2005).

Segundo Silva & Henry (2013), a lagoa do Barbosa (situada a 23°30'22.3''S e a 48°37'45.6''W), tem uma área de 0,203 km²; um comprimento máximo de 1,42 km; uma largura máxima de 0,55 km; um perímetro de 6,270 km e o índice de desenvolvimento da margem foi estimado em 3,90. A lagoa caracteriza-se por apresentar conexão temporária com o rio Paranapanema em episódios de cheia, mas durante todo o estudo a mesma permaneceu isolada do rio.

As espécies de macrófitas aquáticas que predominam a lagoa do Barbosa são *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitchcock, *E. azurea* e *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. No entanto, estudos com a fauna de macroinvertebrados associada às macrófitas foram realizados apenas com *E. azurea* (Silva & Henry, 2013). Há uma pesquisa em andamento no mesmo local, que busca analisar a fauna de macroinvertebrados associada a *M. aquaticum*, entre outras variáveis bióticas, como fitoplâncton, zooplâncton e perifíton.

Nos pontos de coleta da lagoa do Barbosa, foi observada elevada abundância de algas filamentosas do gênero *Desmidium* sp. durante todo o período de estudo (Figura 1).

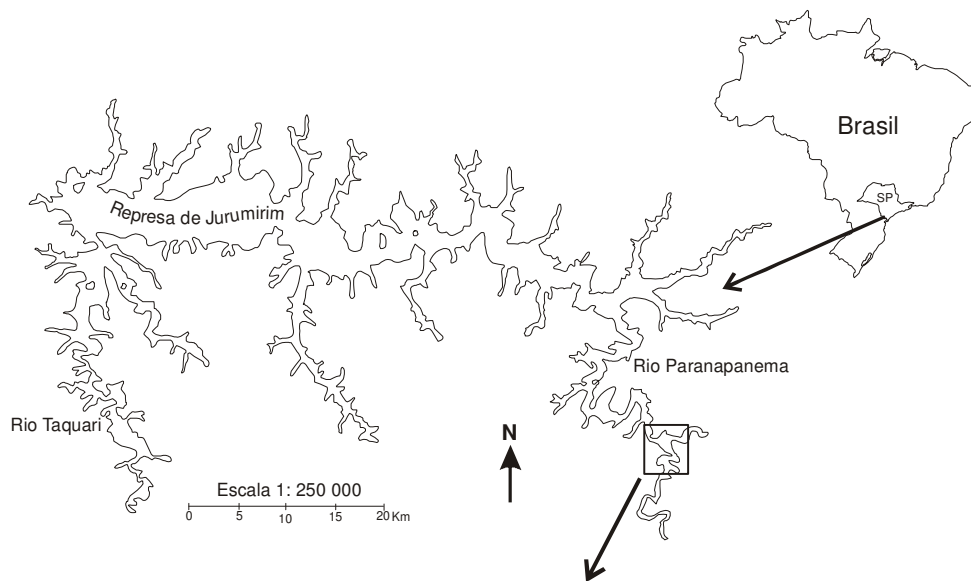


Figura 1 – Esquema e imagem de satélite da área de estudo gerada pelo programa Google Earth, juntamente com uma imagem das algas filamentosas do gênero *Desmidium* sp. presentes na lagoa do Barbosa durante o período de estudo.

4.2. *Delimitação Experimental e Periodicidade de Coleta*

O experimento de decomposição de *E. azurea* foi realizado entre abril e julho de 2013 (final da estação chuvosa e início da seca). Inicialmente, foram coletadas folhas de *E. azurea* (ainda verdes) nos bancos de macrófitas, com aproximadamente um mês de antecedência à incubação do experimento. Após a coleta, as folhas foram acondicionadas em sacos de plástico e levadas para o laboratório. Com o auxílio de uma

tesoura, os pecíolos das folhas foram removidos, com o intuito de buscar uma padronização no material das amostras. A seguir, deu-se início ao processo de secagem ao ar livre, por aproximadamente três semanas (Figura 2 A e B). Após a aparente perda de umidade, foram pesados entre 20,0 g e 21,0 g de massa seca de folha de *E. azurea* (seca ao ar livre), como pode ser observado na Figura 2 C.

Para avaliar a decomposição das folhas da referida macrófita, bem como a colonização concomitante por invertebrados aquáticos, utilizou-se o método de incubação com “*litter bags*”. No presente estudo, os sacos foram feitos de tela de mosquiteiro com abertura de malha de 2 mm, tendo como dimensões 20 x 25 cm (Figura 2 D). Todos os *litter bags* foram devidamente identificados com plaquinhas de alumínio numeradas (Figura 2 D), para que nos períodos de remoção (intervalos de tempo definidos a partir do início do experimento), fosse possível realizar o sorteio das amostras, buscando assim, uma aleatoriedade na coleta do material. Após a identificação dos *litter bags*, as amostras de *E. azurea* foram inseridas nos mesmos, tomando-se o cuidado de fazer anotações do valor inicial da biomassa seca (em temperatura ambiente) e o seu respectivo número de *litter bag*. É importante salientar que antes de colocar as folhas de *E. azurea* (previamente pesadas) dentro dos *litter bags*, as mesmas foram umidificadas com água destilada, para torná-las maleáveis, a fim de evitar o seu fracionamento durante o manuseio e transporte. Finalizadas as etapas de preparação das amostras, o material foi levado até a lagoa do Barbosa para ser incubado. Os *litter bags* foram amarrados em flutuadores, para garantir que os mesmos fossem mantidos na subsuperfície da água (aproximadamente 30 cm abaixo da superfície). Além disso, a fim de evitar que as amostras se movessem para a superfície da água, foi amarrado um peso com pequenas pedras em cada *litter bag* (Figura 2 E). O experimento teve início no dia 26/04/2013, com a incubação de 28 amostras, as quais foram dispostas em quatro pontos distintos na lagoa do Barbosa (Figura 1), dentro de bancos de *E. azurea* próximos à margem (Figura 2 F).

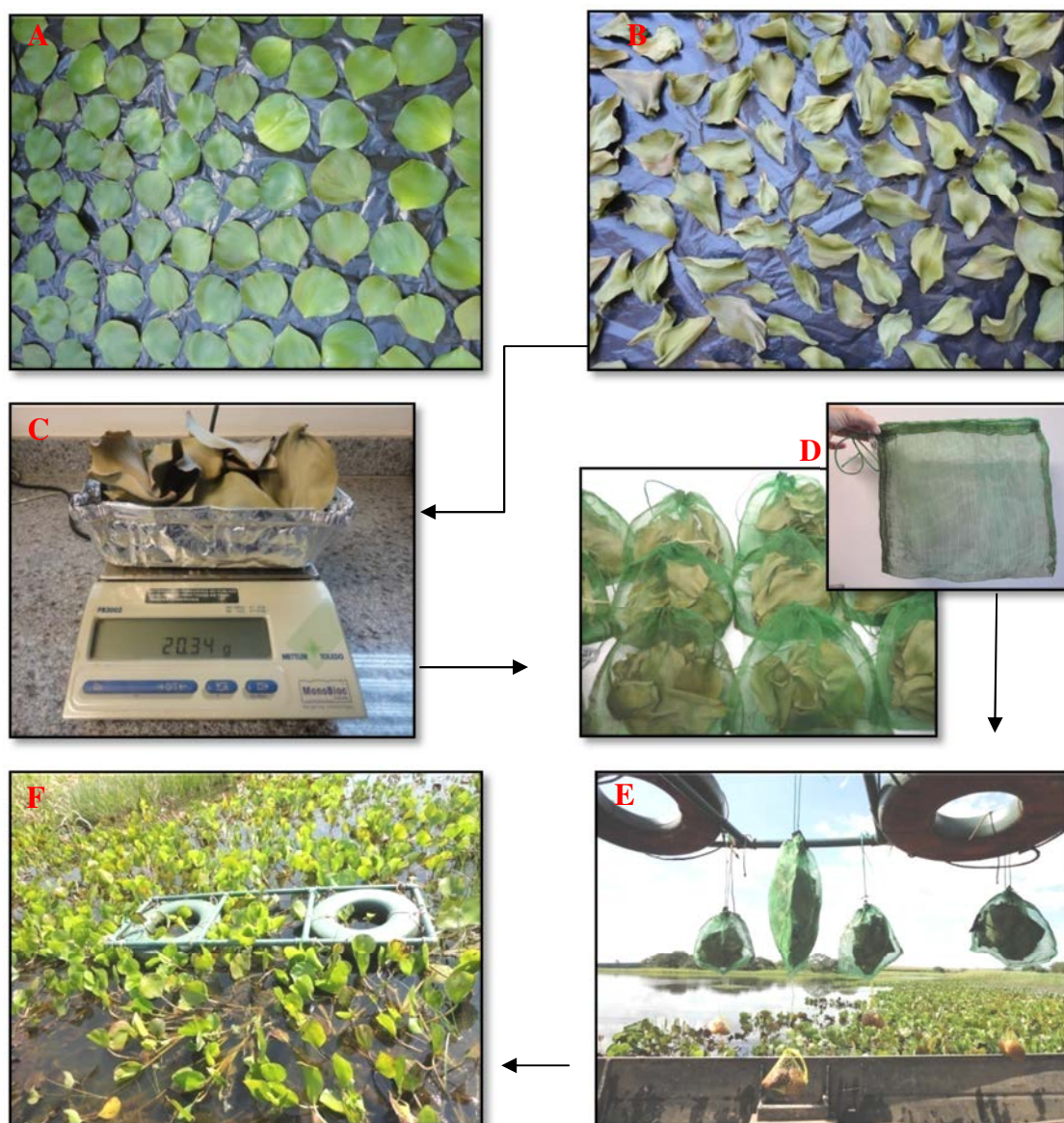


Figura 2 – Amostragem, processamento e incubação do experimento de decomposição das folhas de *E. azurea* realizado nesse estudo: (A) amostras de folhas de *E. azurea* recém coletadas; folhas de *E. azurea* secas em temperatura ambiente (B); pesagem das amostras de folhas secas no ambiente (C); *litter bags* utilizados no experimento (D); disposição das amostras no flutuador antes da incubação na lagoa (E) e início do experimento decomposição após incubação dentro dos bancos de *E. azurea* (F).

Foram pré-definidos sete intervalos de tempo para a remoção dos *litter bags*, de modo que em cada tempo amostral eram retirados quatro sacos (um de cada ponto), constituindo réplicas para cada período de estudo. Para facilitar a interpretação dos dados, os tempos amostrais foram denominados de acordo com o número de dias decorrentes desde o início do experimento. Sendo assim, a classificação foi feita de

maneira ordinal: 1º dia (27/04/2013); 3º dia (29/04/2013); 7º dia (03/05/2013); 14º dia (10/05/2013); 35º dia (31/05/2013); 56º dia (21/06/2013) e por fim, 70º dia (05/07/2013).

Considerando a possibilidade de que a metodologia adotada para secar as folhas de *E. azurea* não fosse adequada na remoção de 100% de sua umidade e que o transporte e manuseio dos *litter bags* (no momento anterior a incubação das amostras) pudessem ocasionar perdas da massa seca, devido ao fracionamento do material vegetal, buscou-se a obtenção de um fator de correção para os valores da biomassa seca inicial inserida dentro dos *litter bags*. Neste procedimento, um lote de três *litter bags* foi submetido ao mesmo tratamento que as amostras incubadas receberam. No entanto, os três *litter bags* não foram incubados na lagoa, mas trazidos de volta ao laboratório para a obtenção da massa seca constante do material foliar inserido no seu interior (por volta de cinco dias), a uma temperatura de $\cong 60^\circ \text{C}$ em estufa. Depois de totalmente secas, as amostras foram pesadas em balança semi-analítica. O valor da biomassa inicial dos *litter bags* utilizados para o fator de correção, foi subtraído do seu valor final (depois da ida e volta ao campo e da secagem em estufa), obtendo-se o valor médio de 1,50 g ($\pm 0,08$), o que representa 7,20 % ($\pm 0,39$) da sua biomassa inicial (seca em temperatura ambiente). Esse valor foi subtraído da biomassa inicial de todos os *litter bags* que foram incubados, para fins de correção da umidade e da possível perda de biomassa durante o manuseio e transporte.

4.3. Variáveis Abióticas

Foram utilizadas as mesmas metodologias de amostragem e de análises em laboratório realizadas no estudo do Capítulo I da presente tese. Ver item “4.3. Variáveis Abióticas” na página 23 do referido capítulo. A proveniência das amostras de água foi distinta, neste caso no interior dos bancos de *E. azurea*, localizados na lagoa do Barbosa, conforme mencionado anteriormente.

4.4. Variáveis Bióticas

Assim como para as variáveis abióticas, os teores de pigmentos totais fotossintéticos na água (expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$) e de nitrogênio e fósforo das folhas de *E. azurea*, também foram determinados segundo a metodologia descrita no Capítulo I da presente tese (ver item “4.4. Variáveis Bióticas”, página 25).

Após a remoção de cada um dos quatro *litter bags* em cada tempo amostral, os mesmos foram individualmente armazenados em sacos plásticos e acondicionados em caixas térmicas com gelo para serem levados ao laboratório, onde cada uma das amostras permaneceu refrigerada até ser devidamente processada.

Os detritos presentes no interior dos *litter bags* foram cuidadosamente lavados em água corrente, sobre um conjunto de peneiras superpostas em ordem decrescente de malhagem: 0,25 mm (250 μm); 0,125 mm (125 μm); 0,105 mm (105 μm) e por último 0,053 mm (53 μm) para a retenção da fauna de invertebrados associada ao detrito. Optou-se por usar essa sequência de abertura de malhas, para evitar a perda de indivíduos de tamanho reduzido, como por exemplo, cladóceros e copépodes. O material retido na peneira foi armazenado e conservado em potes plásticos de boca larga devidamente etiquetados, contendo solução de álcool 70%. Também foi adicionado o corante rosa de bengala em cada amostra, para otimizar a triagem, que foi realizada sob microscópio estereoscópico. Conforme mencionado anteriormente, não foi possível dar ênfase na identificação em um nível taxonômico mais específico para todos os grupos. Sendo assim, optou-se por restringir o refinamento taxonômico à família Chironomidae. A identificação foi realizada segundo o guia proposto por Trivinho-Strixino (2011). A categoria de grupo trófico funcional de cada gênero de Chironomidae foi determinada, baseando-se em informações da literatura (Coffman & Ferrington Jr., 1996; Henriques-Oliveira *et al.*, 2003 e Galizzi *et al.*, 2012).

Após os detritos foliares serem “lavados”, foram selecionadas cinco folhas de cada um dos *litter bags*. Com o auxílio de um furador de rolhas (1,5 cm de diâmetro), foram retirados três discos de cada folha, resultando em três conjuntos de cinco discos, os quais foram identificados, congelados e, posteriormente utilizados para a obtenção da massa seca livre de cinzas, biomassa total microbiana e biomassa de fungos. O restante dos detritos foliares foi colocado em bandejas de alumínio e levado para a estufa até a obtenção da massa seca constante (por volta de cinco dias), a uma temperatura de $\cong 50^\circ\text{C}$. Depois de totalmente secas, as amostras foram mantidas em dessecador para perder calor sem ganhar umidade e em seguida, pesadas em balança semi-analítica. Após esse procedimento, os detritos foram moídos em um triturador mecânico e mantidos em

potes de plástico com tampa, devidamente etiquetados, até a realização das análises laboratoriais de composição química (nitrogênio e fósforo).

Como mencionado anteriormente, um dos conjuntos de discos foliares de *E. azurea*, foi utilizado para obtenção do conteúdo de cinzas presente nas amostras. Primeiramente, o material foi colocado em estufa a 60 °C, durante 72 horas e pesado, para determinação da biomassa total dos discos (fração orgânica e inorgânica). A massa seca livre de cinzas (MSLC) foi obtida através da ignição desse conjunto de discos em mufla a 500 °C durante quatro horas. Após esse procedimento, as cinzas remanescentes (matéria inorgânica) foram pesadas e subtraídas do valor inicial dos discos que foram colocados nos cadinhos antes de ir à mufla. Assim, foi possível estimar o conteúdo de matéria inorgânica das folhas de *E. azurea*, extrapolando-se o valor obtido nos discos para a biomassa total do *litter bag*. A partir dos resultados do teor de cinzas, foi obtido o conteúdo de matéria orgânica (MO) do detrito, por diferença em relação à massa seca total.

Assim como o fator de correção da umidade, os dados da MSLC também foram utilizados para corrigir os valores da biomassa total dos *litter bags*, convertendo-a apenas no conteúdo de MO dos detritos. Tais análises são necessárias para que não ocorram interferências externas ao processo de decomposição nos valores de perda de massa. Através da determinação do conteúdo de MO, também foi possível estimar o teor de carbono presente nos detritos foliares de *E. azurea*. De acordo com Wetzel (1975), este elemento corresponde a 47% do teor de matéria orgânica, portanto, sua estimativa se deu a partir desse valor. Todos esses procedimentos foram repetidos para cada um dos tempos amostrais.

4.4.1. Análise do Processo de Decomposição

A taxa de decomposição (perda de material foliar em tempos amostrais sucessivos) foi obtida através da diferença entre o peso seco inicial e final, após as devidas correções de umidade e matéria inorgânica, como mencionado anteriormente. Os dados de perda de massa do detrito (expressos em % com relação ao peso inicial) e valores das concentrações de ergosterol, de ATP e da abundância de invertebrados na biomassa remanescente foram ajustados a modelos cinéticos de primeira ordem.

O coeficiente de decomposição foi determinado através do ajuste da porcentagem de perda de massa ao modelo exponencial (Equação 1), cujos valores foram estimados por regressão linear.

$$W_t = W_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

Em que:

- ✓ W_t = massa seca remanescente (%) no tempo t;
- ✓ W_0 = massa seca inicial (%);
- ✓ k = coeficiente de decomposição (dia^{-1});
- ✓ t = tempo (dia).

A partir da determinação do coeficiente de decomposição, foi calculado o tempo de meia vida, ou seja, o tempo necessário para a decomposição de 50% da biomassa inicial, através da Equação 2:

$$t_{1/2} = \ln(0,5) / -k \quad (2)$$

Em que:

- ✓ $t_{1/2}$ = tempo de meia vida em dias;
- ✓ $\ln(0,5)$ = logaritmo neperiano de 0,5;
- ✓ k = coeficiente de decomposição.

Em função dos resultados obtidos para o teor de ATP, optou-se por utilizar um modelo matemático de 1ª ordem (Equação 3) que considerou simultaneamente 2 processos: o crescimento (*i.e.*, crescimento dos microrganismos) e o decaimento da concentração de ATP (Levenspiel, 1974):

$$ATP = ATP_{max} \mu (e^{-\mu t} / k - \mu + e^{-kt} / \mu - k) \quad (3)$$

Em que:

- ✓ ATP = concentração de ATP (expressa em nmoles.gMSLC^{-1});
- ✓ μ = coeficiente de crescimento da concentração de ATP (dia^{-1});
- ✓ t = tempo (dia);
- ✓ k = coeficiente de decaimento da concentração de ATP (dia^{-1}).

Com relação à concentração de ergosterol e abundância de invertebrados na biomassa remanescente dos detritos, utilizou-se o modelo de crescimento exponencial (Equação 4) para ambas as variáveis, o qual está descrito abaixo:

$$N_t = N_0 \cdot e^{\mu t} \quad (4)$$

Em que:

- ✓ N_t = valor da variável biótica no tempo t ;
- ✓ N_0 = valor inicial da variável biótica;
- ✓ μ = coeficiente de crescimento da variável biótica (dia^{-1});
- ✓ t = tempo (dia).

O tempo de duplicação de ambas as variáveis bióticas acima mencionadas, foi estimado através da Equação 5:

$$t_d = \ln(2)/\mu \quad (5)$$

Em que:

- ✓ t_d = tempo de duplicação em dias;
- ✓ $\ln(2)$ = logaritmo neperiano de 2;
- ✓ μ = coeficiente de crescimento da variável biótica.

4.4.2. Concentração de Ergosterol

A biomassa fúngica nos detritos foliares de *E. azurea*, foi determinada a partir da extração do ergosterol, um lipídeo exclusivo componente da membrana celular dos fungos (Gessner, 2005).

Conforme mencionado anteriormente, utilizou-se um dos conjuntos de discos retirados de cada *litter bag*, nos respectivos tempos amostrais. As amostras foram colocadas em tubos de vidro pirex e levadas ao banho-maria a 60° C durante 30 minutos, juntamente com solução de hidróxido de potássio e metanol, para a extração do ergosterol. Com o auxílio de um sistema a vácuo, o extrato foi purificado, através da filtração em colunas SPE. Posteriormente, foram utilizadas porções de isopropanol com volume conhecido para fazer a eluição do ergosterol, o qual foi determinado por meio de cromatografia líquida de fase reversa, usando metanol (HPLC). O cálculo da biomassa dos fungos nos detritos foliares de *E. azurea* foi realizado utilizando-se os valores das concentrações de ergosterol, transformados em μg de ergosterol por g de MSLC – massa seca livre de cinzas (expressa em $\mu\text{g.gMSLC}^{-1}$).

Para testar a eficiência das análises, foi incluído em cada série de extração do ergosterol, um conjunto de cinco discos estéreis de folhas de *E. azurea* (esterilizados em câmara UV por 24 horas), nos quais adicionou-se uma solução de ergosterol previamente conhecida. Todas as análises foram realizadas de acordo com os trabalhos de Bärlocher (1992); Gessner & Newell (1997); Gessner & Schmitt (1996); Gessner (2005); Newell (1992); Suberkropp (1992).

4.4.3. Biomassa Total da Comunidade Microbiana (ATP)

A determinação da biomassa total da comunidade microbiana também foi realizada a partir dos conjuntos de discos foliares retirados de cada *litter bag*, nos respectivos tempos amostrais, conforme mencionado anteriormente. As concentrações de ATP nos detritos (biomassa de microrganismos associados, incluindo fungos, bactérias e protozoários) foram estimadas a partir da bioluminescência produzida por atividade enzimática (Abelho, 2005).

Para a análise de extração e quantificação do ATP, foram efetuados os procedimentos descritos a seguir. Primeiramente, os discos foliares foram colocados em solução tampão (HEPES) e ácidos (sulfúrico e oxálico), para trituração e posterior, centrifugação. Após este processo, o sobrenadante foi filtrado, assim como o seu pH neutralizado e o volume medido. Em seguida, o extrato de cada amostra foi congelado a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ em “vials” de cintilação de 20 mL, para posterior leitura. Após descongelamento, uma pequena alíquota (20 μL) foi retirada de cada extrato obtido, na qual foram adicionados 130 μL de solução tampão e 50 μL da enzima catalisadora de ATP (luciferase), para dar início às medições no luminômetro. Após uma primeira leitura, foi adicionado 2 μL de solução de ATP (com concentração conhecida) para a realização de uma segunda leitura, que também foi utilizada para o cálculo da concentração de ATP presente na amostra.

Para testar a eficiência das análises, foi incluído em cada série de extração do APT, um conjunto de cinco discos estéreis de folhas de *E. azurea* (esterilizados em câmara UV por 24 horas), aos quais adicionou-se uma solução de ATP previamente conhecida. Todos os procedimentos adotados seguiram as metodologias propostas nos trabalhos de Campbell (1988); DeLuca (1976); McCarthy (1991); Suberkropp (1991), Suberkropp *et al.* (1983) e Abelho (2005).

4.5. Análise Qualitativa e Quantitativa dos invertebrados

Para a análise qualitativa e quantitativa da fauna de macroinvertebrados associados à *E. azurea* foram realizados os mesmos cálculos descritos no item “4.5 Análise Qualitativa e Quantitativa” do Capítulo I (página 29). Neste estudo, a densidade (expressa em $\text{ind.}100\text{gMS}^{-1}$) foi calculada a partir da abundância total dos indivíduos

presentes na massa seca remanescente livre de cinzas dos detritos foliares de *E. azurea*, em cada um dos sete tempos amostrais.

A taxa diária média de colonização da fauna de invertebrados nos detritos determinada em termos de abundância (expressa em ind.dia⁻¹) e de riqueza (expressa em taxa.dia⁻¹) nos intervalos sucessivos do experimento, foi estimada através do cálculo de uma derivada simples, cuja função foi a abundância (equação 1) e riqueza (equação 2) da comunidade de invertebrados em relação ao tempo, sendo:

$$\begin{array}{ll} \text{(Equação 1)} & \text{(Equação 2)} \\ x = \frac{A_2 - A_1}{t_2 - t_1} & x = \frac{R_2 - R_1}{t_2 - t_1} \end{array}$$

Em que:

- ✓ x = taxa diária média de variação da instalação da fauna de invertebrados nos detritos (expressa em ind.dia⁻¹);
- ✓ $A_2 - A_1$ e $R_2 - R_1$ = diferença na abundância média (equação 1) e riqueza total média (equação 2) da fauna de invertebrados associada aos detritos foliares de *E. azurea* no intervalo entre os tempos amostrais sucessivos;
- ✓ $t_2 - t_1$ = intervalo em dias entre tempos amostrais sucessivos.

Os índices de diversidade de Shanon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') da comunidade de Chironomidae foram calculados no programa Primer v6, utilizando-se a base do logaritmo natural (Clarke & Gorley, 2006).

4.6. Análise Estatística

Para cada tempo amostral foi calculada primeiramente a média das réplicas (N=4) e o desvio padrão das variáveis ambientais e biológicas, cujos valores foram representados em gráficos utilizando o programa Sigma Plot 11.

A fim de verificar eventuais diferenças, estatisticamente significativas ($p < 0,05$), entre os tempos de amostragem em relação às variáveis abióticas e bióticas, foram realizadas análises de variância com teste complementar de Tukey (utilizado quando houve diferenças significativas), através do programa Sigma Plot 11. Quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos dados foram alcançados, realizou-se uma ANOVA “one-way”. Para os dados que não apresentaram distribuição normal, foi aplicada uma análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis.

Realizou-se também uma análise estatística de componentes principais (PCA), com o auxílio do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). Essa análise foi feita para determinar as variáveis abióticas de maior significância neste estudo e a ordenação das mesmas entre os tempos amostrais, considerando os valores médios (N=4) de cada dia de coleta.

Para verificar as possíveis correlações dos invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* com suas respectivas variáveis bióticas (biomassa, % de matéria orgânica, % de cinzas, % de carbono e concentração de nitrogênio, fósforo, ATP e ergosterol) e com as variáveis ambientais na lagoa do Barbosa, foi realizada uma matriz de correlação simples/coeficiente de correlação de Spearman, através do programa Statistica 7 (Statsoft 2009), considerando-se os valores da densidade dos invertebrados registrados em cada tempo de amostragem.

A variável ambiental profundidade e a porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido não foram inseridas na análise de correlação (Spearman), pelos motivos anteriormente mencionados no Capítulo I da presente tese. Ver item “4.6. Análise Estatística” na página 30 do referido capítulo.

A fim de verificar a eventual similaridade das comunidades de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* entre os períodos de estudo (tempos amostrais), foi realizada uma análise de Ordenação de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, através do programa Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). A matriz foi confeccionada utilizando-se os valores das réplicas (N=4) da densidade (ind.100gMS⁻¹) da fauna associada em nível de grandes grupos (Insecta, Annelida, Nematoda, Acari, Mollusca e Crustacea) de cada um dos sete tempos amostrais, com os dados transformados em raiz quadrada (Clarke & Warwick, 2001). Também foi realizada uma NMDS para a densidade (ind.100gMS⁻¹) e composição dos gêneros (presença e ausência) que compuseram a comunidade de Chironomidae associada aos detritos foliares de *E. azurea*, utilizando-se os mesmos procedimentos acima mencionados.

Nos grupos formados pela NMDS foram aplicadas análises de similaridade (ANOSIM) e de composição específica (SIMPER). A ANOSIM foi utilizada para testar se havia diferença na composição (presença e ausência) e estrutura da comunidade de invertebrados entre os tempos amostrais. Esta análise fornece um valor de R, que é utilizado para a interpretação do resultado obtido, de modo que quanto mais próximo a 1 (valor máximo) for o valor do R global, menor a probabilidade de distribuição

aleatória dos indivíduos. Desta forma, a chance das comunidades analisadas serem diferentes é maior e por isso, formam-se grupos distintos na análise (Clarke, 1993).

Para determinar os principais grupos de invertebrados e taxa de Chironomidae responsáveis pelos agrupamentos formados pela NMDS na escala temporal, foi aplicada uma análise de SIMPER. Ambas as análises foram realizadas no programa Primer v6 com os dados transformados em raiz quadrada.

Todos os testes estatísticos, exceto as análises de NMDS, ANOSIM e SIMPER, foram executados com os dados transformados em $(\log(x+1))$, com exceção do pH.

5. RESULTADOS

5.1. Variáveis Abióticas

Com relação à precipitação, não houve registro de chuva em nenhum dia de amostragem. Entretanto, ocorreu precipitação na data anterior à coleta do 35° (31/05/2013) e do 56° dia (21/06/2013) (Figura 3).

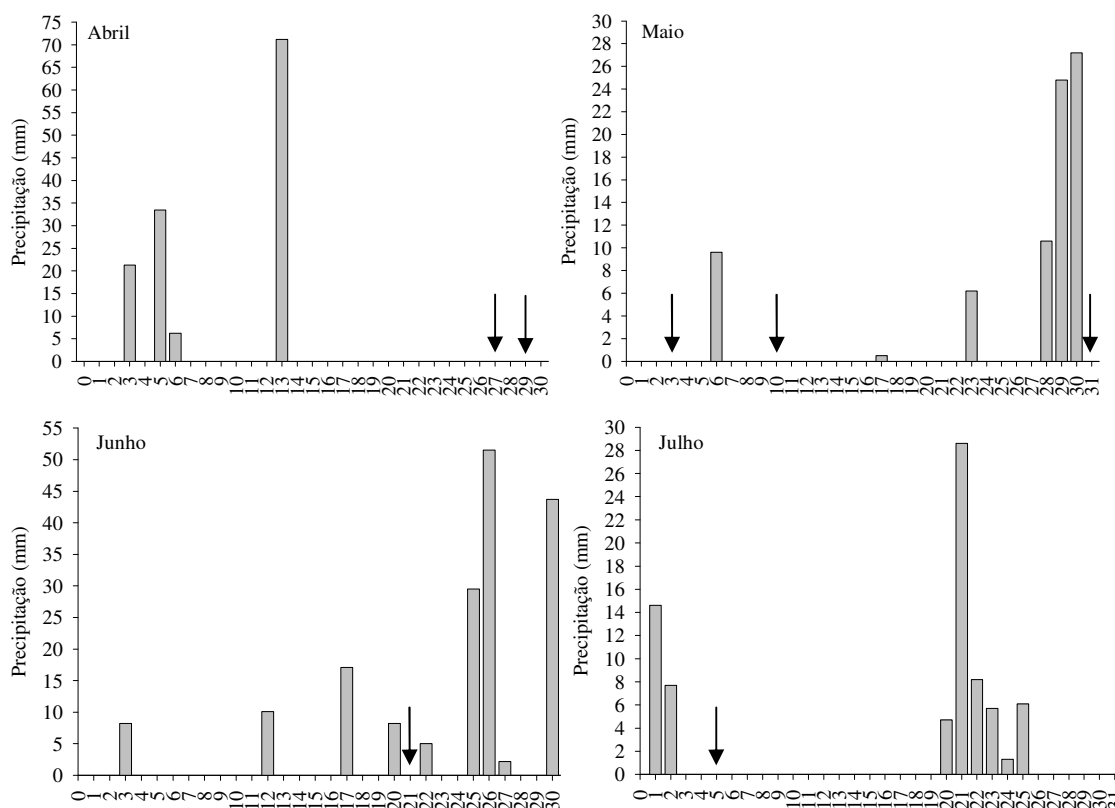


Figura 3 – Valores de precipitação diária registrados em Angatuba (SP) no período de abril a julho de 2013. Notar diferença nas escalas. (As setas indicam os dias em que foram realizadas as coletas do material biológico).

Embora a lagoa do Barbosa estivesse desconectada do rio Paranapanema durante o período de amostragem, nota-se que no ano do presente estudo, a cota da represa de Jurumirim apresentou uma amplitude de variação anual compreendida entre 562,55 m e 567,38 m. Nota-se que durante o período de estudo (abril a julho de 2013), os níveis da água estavam aumentando, quando comparados ao início do ano (Figura 4).

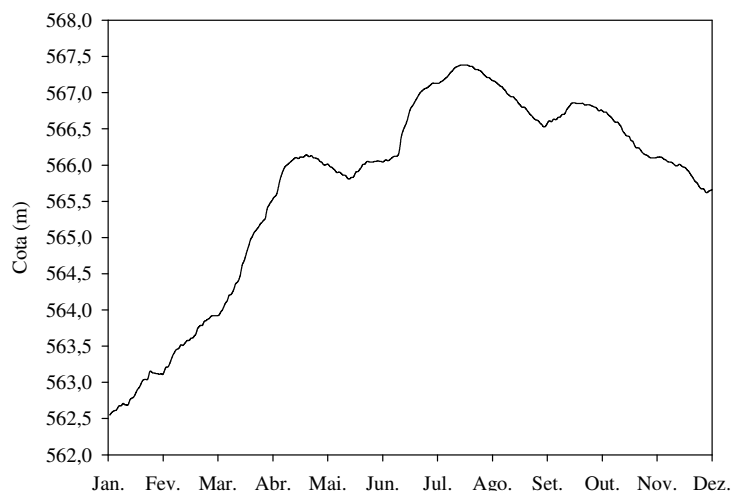


Figura 4 – Variação diária da cota (m) do nível da água na região da barragem na Represa de Jurumirim – SP em 2013.

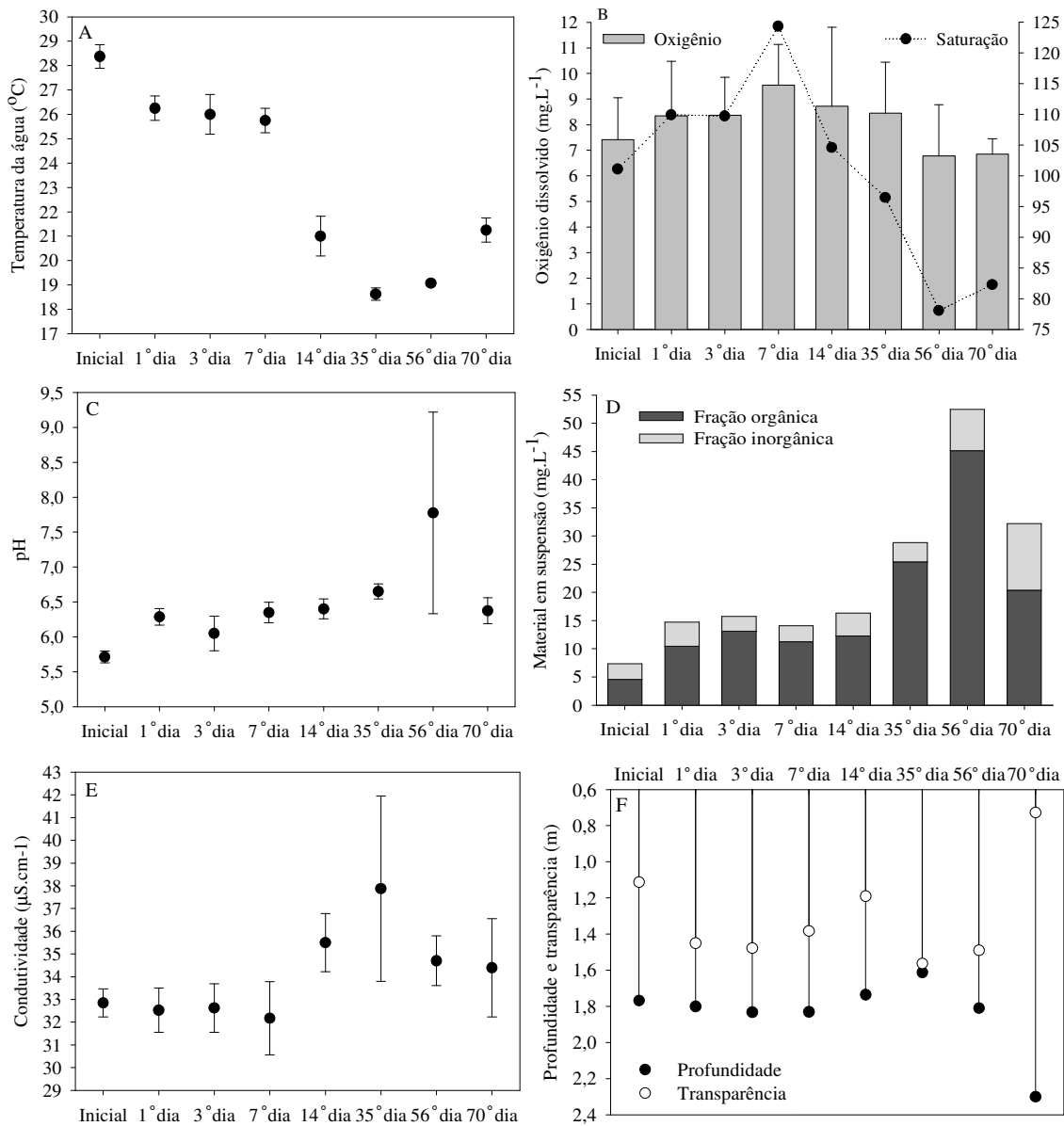
O maior valor de temperatura da água foi registrado no início do experimento, com um declínio nos valores até o 35º dia, seguido por um aumento nos tempos amostrais finais (56º e 70º dia) (Figura 5A).

As concentrações médias de oxigênio dissolvido não registraram grandes oscilações entre os dias sucessivos de amostragem. Por outro lado, para a porcentagem de saturação do oxigênio dissolvido houve variação evidente nos valores obtidos, principalmente do 7º ao 56º dia (Figura 5B).

Na Figura 5C está mostrado o padrão de variação do pH da água da lagoa do Barbosa, sem grandes oscilações entre os períodos de estudo, exceto um aumento no 56º dia. Padrão similar de variação foi registrado para a condutividade elétrica da água, ocorrendo um aumento a partir do 14º dia e o valor mais elevado observado no 35º dia (Figura 5E).

A variação dos valores de material em suspensão total, orgânico e inorgânico durante o período experimental é mostrada na Figura 5D. Comparando-se ambas as frações, maiores concentrações da fração orgânica foram observadas durante todo o período de estudo. Com relação ao material em suspensão total, as concentrações mais

elevadas foram observadas a partir do 35° dia, com um “pico” no 56° dia. No entanto, não houve coincidência na escala temporal entre a maior concentração de material em suspensão total na água (56° dia) e o menor valor de transparência da água (70° dia). Ao final do estudo (70° dia), foi registrada a profundidade mais elevada (Figura 5F). Também nesse tempo amostral (70° dia), a concentração de fósforo total na água foi mais alta (Figura 5H), enquanto para o nitrogênio total, o maior valor foi obtido no 56° dia (Figura 5G).



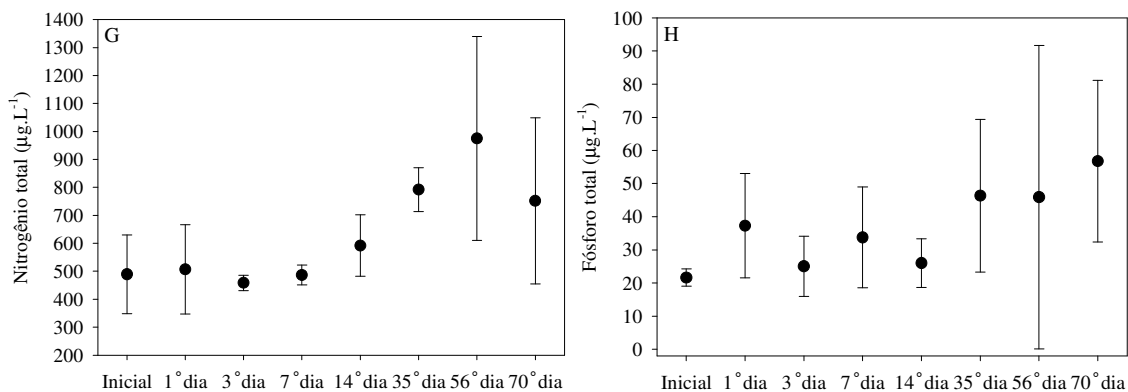


Figura 5 – Variação dos valores médios (N=4) da temperatura da água (A), concentração de oxigênio dissolvido e porcentagem de saturação (B), pH (C), concentração de material em suspensão orgânico e inorgânico (D), condutividade elétrica da água (E), transparência da água e profundidade (F), nitrogênio total na água (G) e fósforo total na água (H) na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Notar diferenças nas escalas).

5.2. Variáveis Bióticas

Com relação à concentração de pigmentos totais na água, verifica-se que os valores foram mais elevados ao final do experimento (do 35º ao 70º dia), com um “pico” no 56º dia (222,6 µg.L⁻¹) (Figura 6).

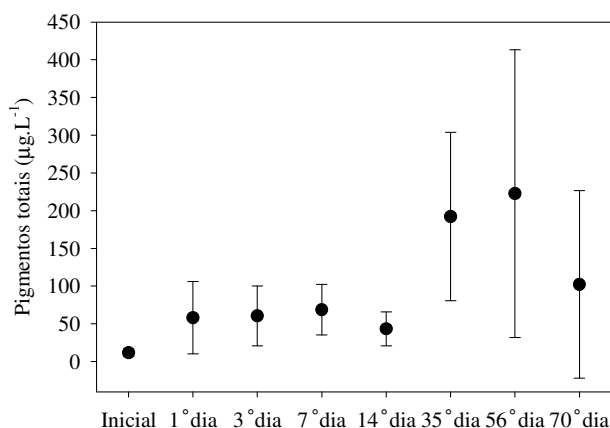


Figura 6 – Variação dos valores médios (N=4) e desvios padrão (barras de erro) dos pigmentos totais na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

Na Figura 7 está representada a curva da biomassa remanescente das folhas de *E. azurea*. É possível verificar que o processo de lixiviação não foi intenso nos primeiros dias, com uma perda de biomassa de apenas 1,81% para os sete primeiros dias. A taxa de decomposição nos tempos seguintes também foi baixa, uma vez que houve pouca perda de massa durante todo período de estudo. No 35º dia foi registrada a porcentagem mais elevada da perda de massa, correspondendo a 4,4% do valor inicial, seguido de um incremento de massa ao final do experimento nos 56º e 70º dias.

Os valores registrados para o k (coeficiente de perda de massa), o r^2 (coeficiente de determinação) e o $t_{1/2}$ (tempo de meia vida), foram respectivamente: $k = 0,00051 \text{ dia}^{-1}$; $r^2 = 0,92$ e $t_{1/2} = 1.359$ dias. Não incluindo na análise os dois últimos tempos amostrais (56º e 70º dia) em função do aumento de massa observado, os valores obtidos são: $k = 0,00148 \text{ dia}^{-1}$; $r^2 = 0,52$ e $t_{1/2} = 468$ dias.

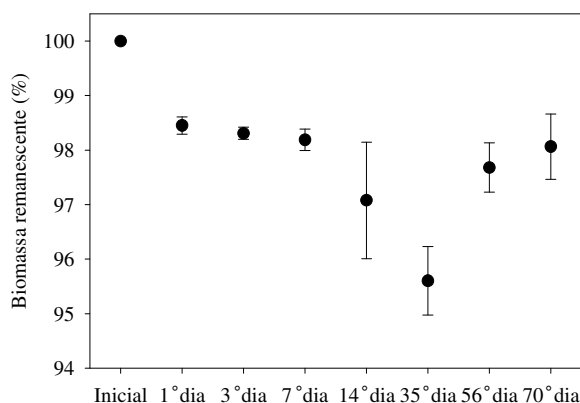


Figura 7 – Porcentagem média (N=4) e desvios padrão (barras de erro) da biomassa seca remanescente das folhas de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

O teor de cinzas na biomassa seca remanescente das folhas de *E. azurea* foi baixo durante todo o período de estudo. O valor mais elevado foi obtido no 35º dia (4,8%), seguido de um declínio para o final do experimento (Figura 8A). Com relação ao conteúdo de carbono na biomassa seca remanescente das folhas de *E. azurea*, foi observado o inverso, com o menor valor registrado no 35º dia (44,9%), seguido de um aumento para os tempos finais do experimento (8B).

Com relação às concentrações de nitrogênio (8C) e fósforo (8D) na biomassa seca remanescente das folhas de *E. azurea*, nota-se que não houve grandes oscilações nos valores durante todo o período de estudo. Entretanto, uma queda nas concentrações de ambos nutrientes foi observada ao final do experimento.

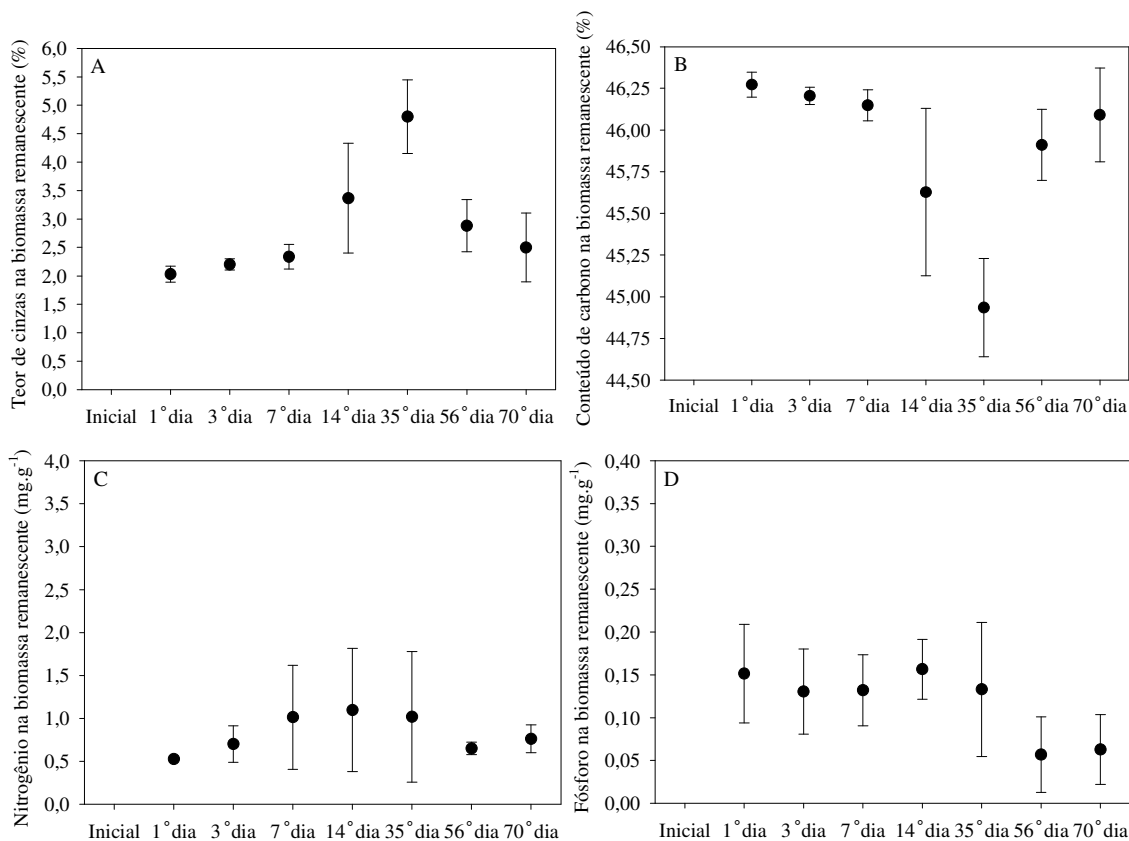


Figura 8 – Variação dos valores médios (N=4) e desvios padrão (barras de erro) da porcentagem do teor de cinzas (A), do conteúdo de carbono (B), das concentrações de nitrogênio (C) e fósforo (D) na massa seca remanescente das folhas de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Notar diferenças nas escalas).

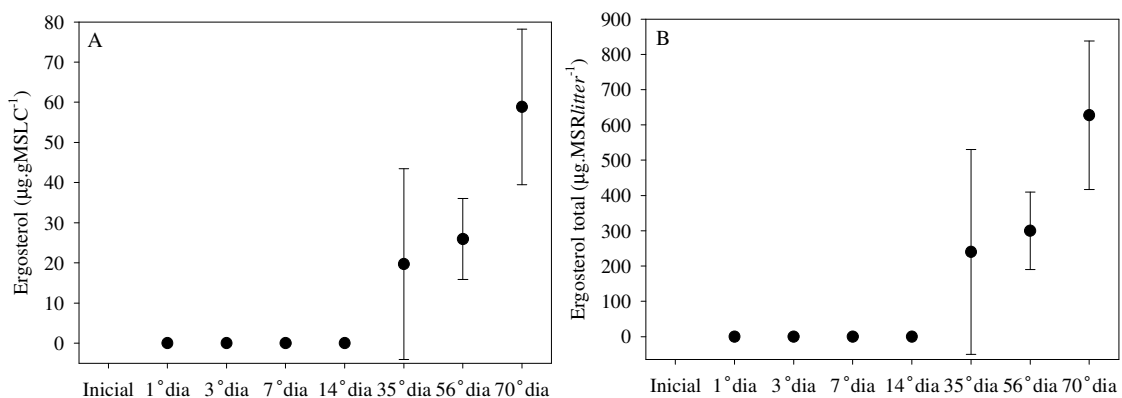
Foi detectado ergosterol na massa seca remanescente das folhas de *E. azurea* somente a partir do 35º dia do experimento, com aumento dos valores de concentração nos tempos seguintes (Figura 9A e B). Analisando-se a concentração de ergosterol expressa em $\mu\text{g.MSRlitter}^{-1}$ (massa seca remanescente no *litter bag*), os valores registrados para o μ (coeficiente de crescimento da concentração de ergosterol), o r^2 (coeficiente de determinação) e o t_d (tempo de duplicação), foram respectivamente: $\mu = 0,0261 \text{ dia}^{-1}$; $r^2 = 0,84$ e $t_d = 26$ dias.

Com relação à concentração da comunidade microbiana (ATP), nota-se que desde o início do experimento foi detectado ATP. O processo foi marcado por duas fases: uma de crescimento significativo e de curta duração (do inicial ao 1º dia) e outra de decaimento dos microrganismos (principalmente do 1º ao 7º dia e pouco evidente do 7º ao 70º dia) (Figura 9C e D). Analisando-se a concentração de ATP em

nmols.MSR $litter^{-1}$ (massa seca remanescente no *litter bag*), os valores registrados para o μ (coeficiente de crescimento da concentração de ATP), k = (coeficiente de decaimento da concentração de ATP), o r^2 (coeficiente de determinação), o t_d (tempo de duplicação) e o $t_{1/2}$ (tempo de meia vida), foram respectivamente: $\mu = 0,61029 \text{ dia}^{-1}$; $k = 0,01808 \text{ dia}^{-1}$; $r^2 = 0,86$; $t_d = 3 \text{ dias}$ e $t_{1/2} = 7 \text{ dias}$.

A comunidade de invertebrados aquáticos (macroinvertebrados e microcrustáceos) associados aos detritos foliares de *E. azurea* foi aumentando em termos de abundância e densidade ao longo do experimento (Figura 9E e F). Os valores registrados para o μ (coeficiente de “crescimento” da fauna – aumento quantitativo), o r^2 (coeficiente de determinação) e o t_d (tempo de duplicação), foram respectivamente: $\mu = 0,0357 \text{ dia}^{-1}$; $r^2 = 0,82$ e $t_d = 6 \text{ dias}$. Analisando-se a taxa diária média da instalação do número de indivíduos (abundância) da fauna de invertebrados ($\text{ind.} \cdot \text{dia}^{-1}$), é possível verificar que durante o experimento houve um grande “pico” no 1º dia ($71 \text{ ind.} \cdot \text{dia}^{-1}$) e outros dois picos no 7º e 70º dia, correspondendo a $23 \text{ ind.} \cdot \text{dia}^{-1}$ e $28 \text{ ind.} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente (Figura 9G).

Enquanto a abundância da fauna foi aumentando no decorrer do experimento, a riqueza taxonômica total (em níveis de grandes grupos) não seguiu o mesmo padrão (Figura 9H). No primeiro dia foi registrada uma média de 13 *taxa*, entretanto esse número caiu para 12 *taxa* no tempo amostral seguinte e se manteve até o 14º dia. No período final do experimento (35º, 56º e 70º dias) a riqueza taxonômica mostrou tendência de aumento (Figura 9H). A taxa diária média da instalação de *taxa* (riqueza) da fauna de invertebrados ($\text{taxa} \cdot \text{dia}^{-1}$) foi negativa no 3º dia (portanto ocorreu uma redução) e baixa ao longo de todo o experimento, exceto no 1º dia (Figura 9I).



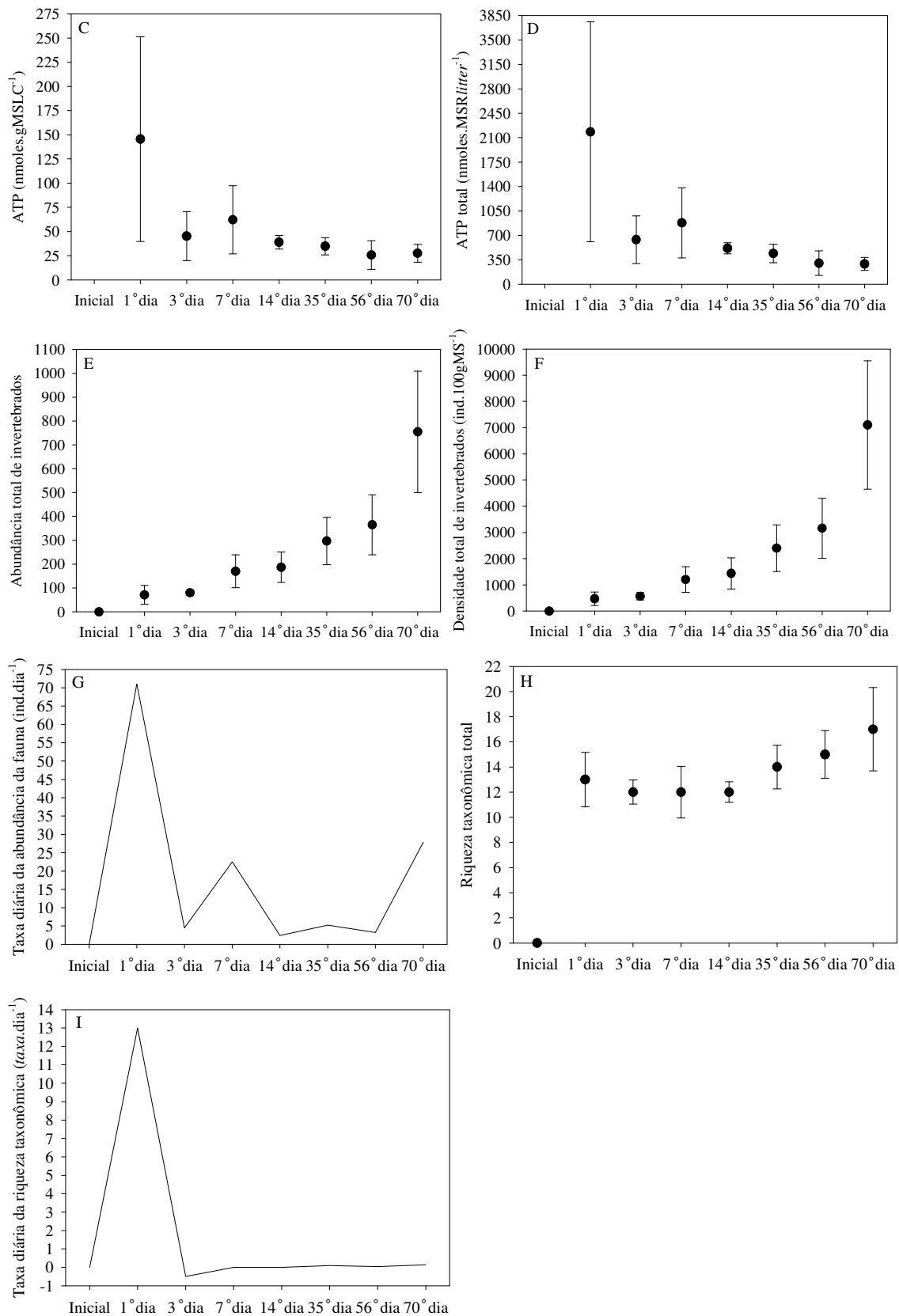


Figura 9 – Variação dos valores médios (N=4) e desvios padrão (barras de erro) das concentrações de ergosterol em $\mu\text{g.gMSLC}^{-1}$ (A) e $\mu\text{g.MSRlitter}^{-1}$ (B), concentrações de ATP em nmoles.gMSLC^{-1} (C) e $\text{nmoles.MSRlitter}^{-1}$ (D), abundância total de

invertebrados (E), densidade total de invertebrados em ind.100gMS^{-1} (F), taxa diária de variação da instalação do número de indivíduos (abundância) da fauna de invertebrados (ind.dia^{-1}) (G); riqueza taxonômica total (em níveis de grandes grupos) (H) e taxa diária de variação da instalação de *taxa* (riqueza) da fauna de invertebrados (taxa.dia^{-1}) (I) na massa seca remanescente das folhas de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Notar diferenças nas escalas). (MSLC = massa seca livre de cinzas e MSR = massa seca remanescente).

Foram identificadas seis categorias taxonômicas na comunidade de invertebrados associada aos detritos foliares de *E. azurea* (Figura 10). Dos grandes grupos de invertebrados registrados, a classe Insecta é a mais representativa em termos de densidade, exceto para os tempos amostrais correspondentes ao 1º, 3º e 7º dia, período em que houve predomínio de Crustacea.

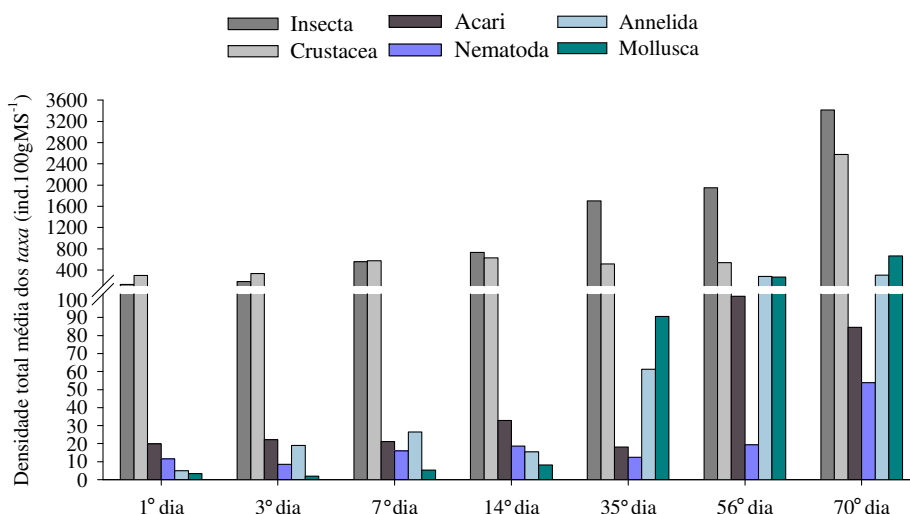


Figura 10 – Variação dos valores médios (N=4) da densidade total (expressa em número de ind.100gMS^{-1}) dos *taxa* de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

Com relação às ordens de Insecta, verifica-se que Diptera predominou durante todo o estudo (Figura 11). As ordens de insetos aquáticos menos representativas foram Collembola, Coleoptera e Lepidoptera.

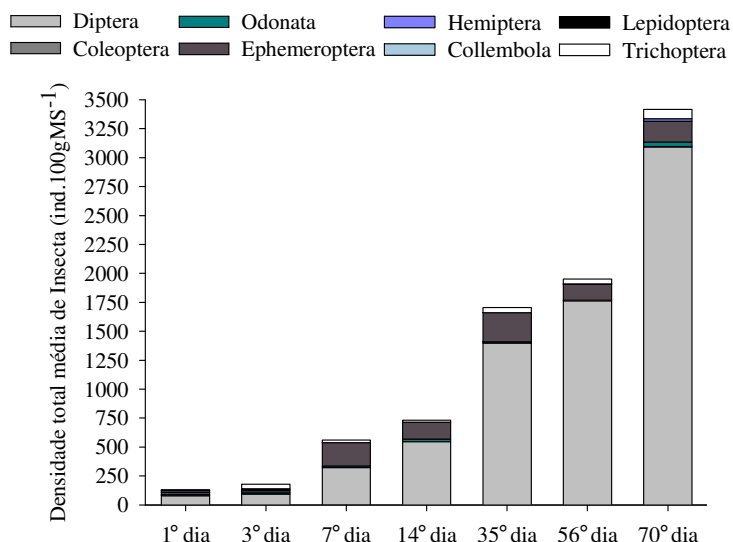


Figura 11 – Variação dos valores médios (N=4) da densidade total (expressa em número de ind.100gMS⁻¹) dos animais pertencentes às ordens de Insecta associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

Na figura 12 está representada a média da abundância relativa, da abundância total e o desvio padrão da fauna de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos dias de amostragem entre abril e julho de 2013.

Comparando-se os dias de coleta, é possível verificar que a porcentagem de contribuição dos *taxa* em relação ao total da amostra, mostrou diferenças na escala temporal. Diptera e Cladocera foram os *taxa* com maiores variações nos valores de abundância relativa. No 3º dia, Diptera correspondeu a 16,5% e Cladocera a 47,4% da abundância total da comunidade de invertebrados, sendo respectivamente, o menor e maior valor para esses *taxa*. Por outro lado, no 35º dia ocorreu o inverso, em que Diptera registrou a abundância relativa mais elevada (60,0%) e Cladocera a mais baixa (6,9%).

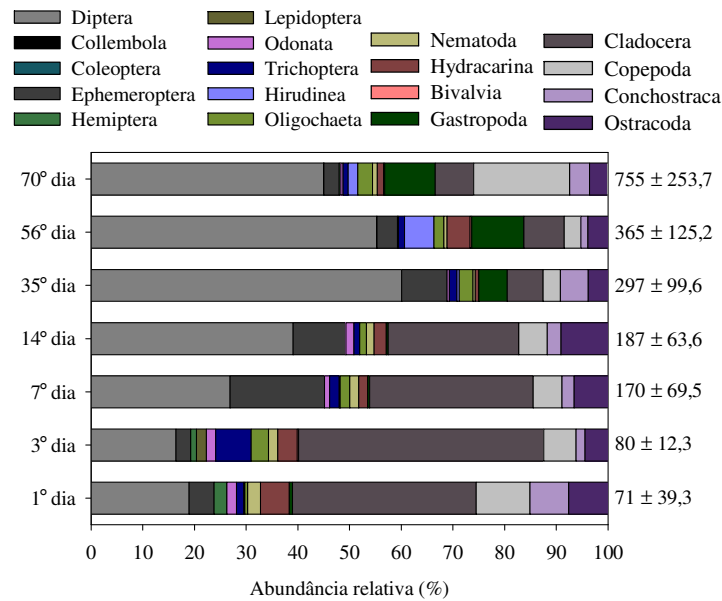


Figura 12 – Variação dos valores médios (N=4) da abundância relativa (%), da abundância total e desvios padrão (\pm) dos invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

Como mencionado anteriormente, os *taxa* de invertebrados registrados neste estudo foram identificados em diferentes níveis taxonômicos. A lista de ocorrência de todos os *taxa* registrados durante este estudo, assim como os valores de riqueza e dominância da comunidade de invertebrados podem ser visualizados na Tabela 1. Conforme também mostrado na Figura 9H, é possível verificar que houve uma queda no número de *taxa* do 1º até o 14º dia, seguido por uma tendência em aumento a partir do 35º dia. Com relação à dominância na comunidade de invertebrados, o valor mais elevado foi obtido no 35º dia e o mais baixo no 70º dia.

Tabela 1 – Lista de ocorrência (*) de *taxa*, riqueza e dominância média da comunidade de invertebrados (macroinvertebrados e microcrustáceos) (desvios-padrão em negrito) associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

<i>Taxa</i>	<i>Dias de amostragem</i>						
	1º dia	3º dia	7º dia	14º dia	35º dia	56º dia	70º dia
Insecta							
Diptera (pupa)			*	*	*	*	*
Ceratopogonidae	*				*	*	*

Culicidae							*
Chironominae	*	*	*	*	*	*	*
Tanypodinae	*	*	*	*	*	*	*
Orthoclaadiinae	*	*		*	*	*	*
Collembola						*	
Coleoptera							*
Ephemeroptera	*	*	*	*	*	*	*
Hemiptera	*	*				*	*
Lepidoptera		*					
Odonata	*	*	*	*	*	*	*
Trichoptera	*	*	*	*	*	*	*
Crustacea							
Cladocera	*	*	*	*	*	*	*
Copepoda	*	*	*	*	*	*	*
Conchostraca	*	*	*	*	*	*	*
Ostracoda	*	*	*	*	*	*	*
Annelida							
Hirudinea	*		*		*	*	*
Oligochaeta	*	*	*	*	*	*	*
Nematoda	*	*	*	*	*	*	*
Acari							
Hydracarina	*	*	*	*	*	*	*
Mollusca							
Bivalvia		*				*	*
Gastropoda	*		*	*	*	*	*
RIQUEZA	17	16	14	14	16	19	20
DOMINÂNCIA	0,23 (0,08)	0,28 (0,12)	0,23 (0,08)	0,21 (0,04)	0,33 (0,12)	0,25 (0,03)	0,20 (0,05)

Em relação à Chironomidae, nota-se que entre as três subfamílias registradas, Chironominae foi a mais representativa em termos de densidade e riqueza de *taxa* (Figura 13A e B). Foi observado um aumento nos valores de densidade dos quironomídeos com o passar do tempo, variando de 72 ind.100gMS⁻¹ (± 68,9) no 1º dia a 3.049 ind.100gMS⁻¹ (± 915,3) no 70º dia.

A taxa diária média de variação da instalação de *taxa* (riqueza) da fauna de Chironomidae (*taxa.dia*⁻¹) foi mais elevada no 1º dia e se manteve baixa ao longo de todo o experimento (Figura 13C). A média da riqueza taxonômica total aumentou na escala temporal, com maior valor observado no 70º dia (Figura 13D). Com relação à

taxa diária média de variação da instalação do número de indivíduos (abundância) da fauna de invertebrados (ind.dia^{-1}) é possível verificar que durante o experimento foram observados três picos no 1º, 7º e 70º dia, com 11 ind.dia^{-1} , 8 ind.dia^{-1} e 9 ind.dia^{-1} , respectivamente (Figura 13E).

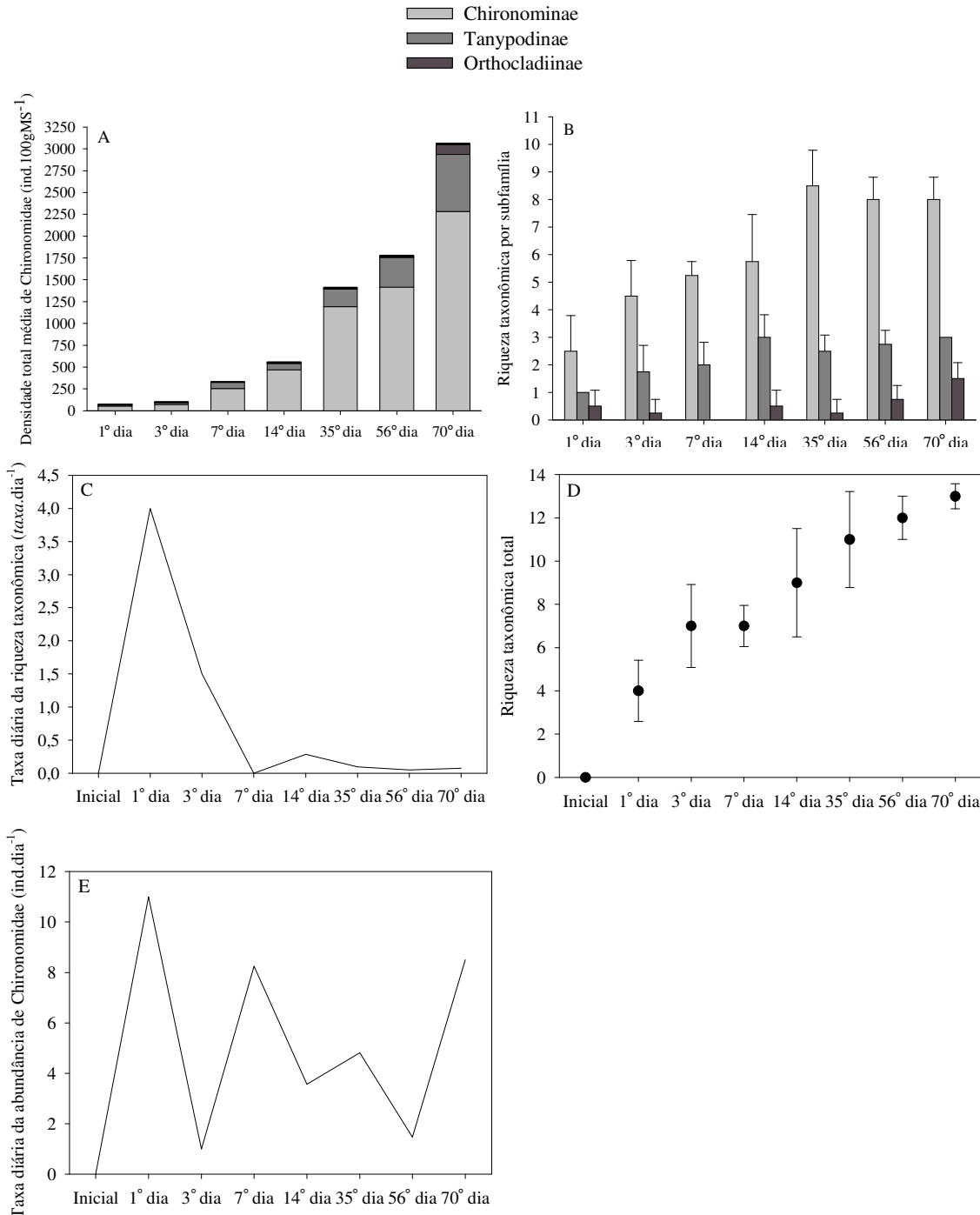


Figura 13 – Variação dos valores médios (N=4) da densidade total (expressa em número de ind.100gMS^{-1}) das subfamílias de Chironomidae (A), riqueza taxonômica de Chironomidae por subfamília (B), taxa diária de variação da instalação de *taxa* (riqueza) (taxa.dia^{-1}) (C), riqueza taxonômica total (D) e taxa diária de variação da instalação do

número de indivíduos (abundância) da fauna de Chironomidae (ind. dia^{-1}) (E) associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

Na figura 14 está representada a média da abundância relativa, da abundância total e o desvio padrão dos gêneros de Chironomidae associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos dias de amostragem entre abril e julho de 2013.

Comparando-se a abundância relativa dos *taxa* na escala temporal, é possível verificar que *Endotribelos* sp. (da subfamília Chironominae) foi o gênero mais representativo na maioria dos tempos amostrais, com maior abundância relativa registrada no 70º dia (38,5%). *Corynoneura* sp. (da subfamília Orthoclaadiinae) e *Larsia* sp. (da subfamília Tanypodinae) foram os *taxa* com menores valores de abundância relativa.

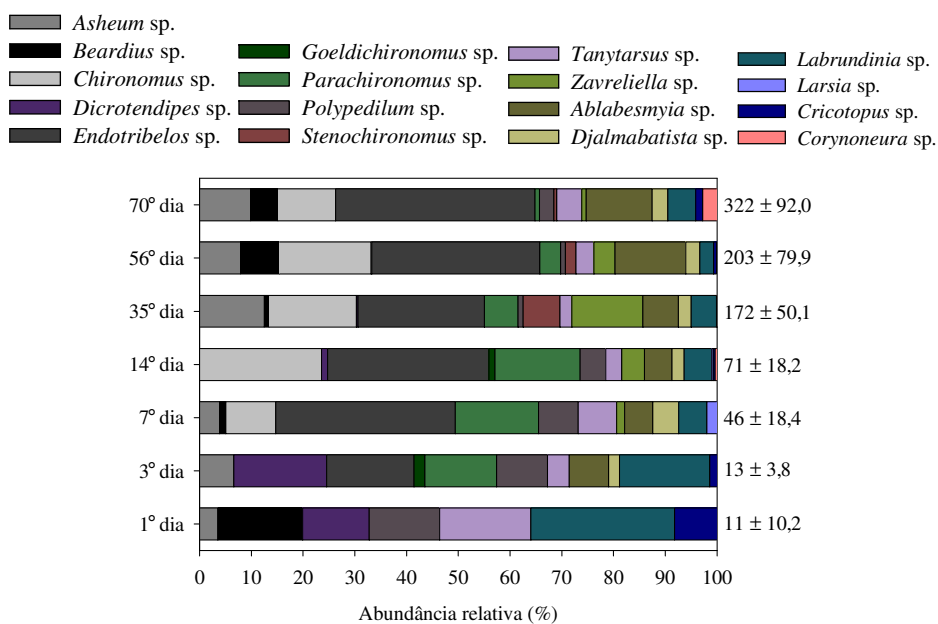


Figura 14 – Variação dos valores médios (N=4) da abundância relativa (%), da abundância total e desvios padrão (±) dos gêneros de Chironomidae associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

A lista de ocorrência dos 17 gêneros de Chironomidae registrados durante este estudo, assim como os grupos tróficos funcionais, a riqueza total, a riqueza de subfamílias, a diversidade, a equitabilidade e a dominância da comunidade de Chironomidae pode ser visualizada na Tabela 2. Conforme também mostrado na Figura

13B, é possível verificar que a subfamília Chironominae apresenta o maior número de *taxa*. Com relação à riqueza taxonômica total, o valor mais elevado foi obtido no 56º dia. Por outro lado, a dominância na comunidade de Chironomidae, foi maior no 1º dia e mais baixa no 35º dia. Para a diversidade ocorreu o inverso, visto que no 1º e 35º dia foi registrado o seu menor ($1,13 \text{ bits.ind}^{-1}$) e maior valor ($1,97 \text{ bits.ind}^{-1}$), respectivamente. A equitabilidade também oscilou durante o experimento, sendo mais elevada no 3º dia e mais baixa no 56º e 70º dia.

A riqueza funcional dos quironomídeos não variou ao longo da escala temporal, visto que as seis categorias funcionais obtidas no presente estudo, foram observadas em todos os tempos amostrais, exceto a de fragmentador xilófago, referente ao gênero *Stenochironomus* sp. Nesse estudo, sua ocorrência foi registrada a partir do 35º dia de amostragem. Além de madeira, este gênero pode se alimentar de vegetais, sendo também classificado como fragmentador herbívoro. O presente estudo trata da decomposição de detritos foliares, portanto a categoria funcional de fragmentador xilófago referente a *Stenochironomus* sp., não se aplica aqui. Trivinho-Strixino (2011) diferencia as larvas de *Stenochironomus* sp. em dois subgêneros: *Stenochironomus* (*Stenochironomus*) como sendo minadoras de madeira e *Stenochironomus* (*Petalopholius*) como minadoras de folhas submersas de macrófitas aquáticas.

A Figura 15 mostra folhas de *E. azurea* servindo de alimento para quironomídeos classificados como fragmentadores herbívoros (minadores), entre eles o gênero *Stenochironomus* (*Petalopholius*).

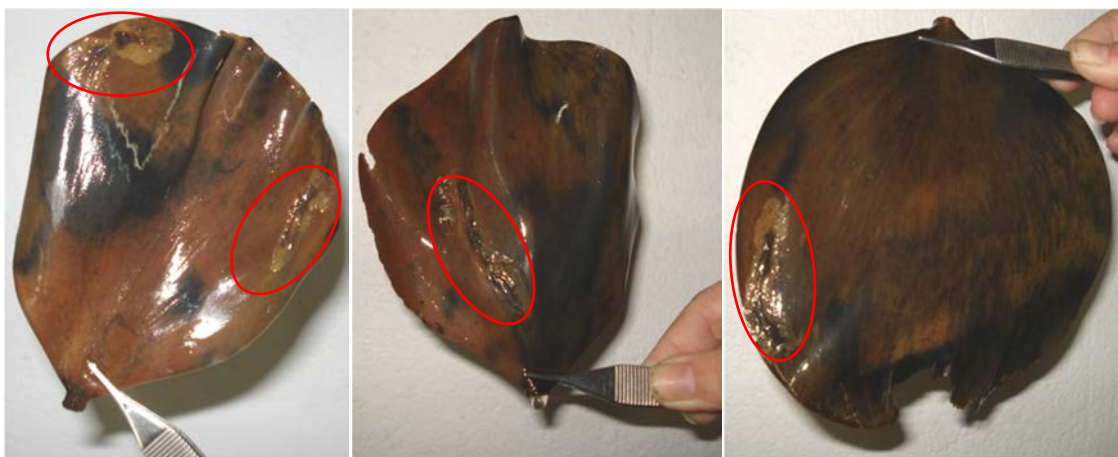


Figura 15 – Exemplos de folhas remanescentes de *E. azurea* no 35º dia de amostragem com evidências da presença de quironomídeos fragmentadores herbívoros minadores.

Tabela 2 – Lista de ocorrência de *taxa*, grupos tróficos funcionais, riqueza de subfamílias (Chironominae, Tanypodinae e Orthocladiinae), riqueza total, diversidade média de Shannon-Wiener (H') expressa em bits.ind⁻¹, equitabilidade média de Pielou (J') e dominância média da comunidade de Chironomidae associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013 (desvios-padrão em negrito). Entre parênteses na tabela consta a forma de obtenção do alimento para algumas das categorias funcionais de Chironomidae. (CC = coletor catador; CF = coletor filtrador; FH = fragmentador herbívoro; FX = fragmentador xilófago; P = predador; PA = parasita; R = raspador).

Taxa	Grupos tróficos funcionais	Dias de amostragem						
		1°	3°	7°	14°	35°	56°	70°
Chironominae								
<i>Asheum</i> sp.	CC	*	*	*		*	*	*
<i>Beardius</i> sp.	CC	*		*		*	*	*
<i>Chironomus</i> sp.	CC; CF – poucas spp.; FH (minador)			*	*	*	*	*
<i>Dicrotendipes</i> sp.	CC; CF; R?	*	*		*	*	*	
<i>Endotribelos</i> sp.	CC; FH – facultativo		*	*	*	*	*	*
<i>Goeldichironomus</i> sp.	CC		*		*			
<i>Parachironomus</i> sp.	P (engloba); CC; PA		*	*	*	*	*	*
<i>Polypedilum</i> sp.	FH (minador); CC; CF?; P (engloba)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Stenochironomus</i> sp.	CC; FH (minador); FX					*	*	*
<i>Tanytarsus</i> sp.	CC; CF; R – poucas spp.	*	*	*	*	*	*	*
<i>Zavreliella</i> sp.	CC			*	*	*	*	*
Riqueza subfamília		5	7	8	8	10	10	9
Tanypodinae								
<i>Ablabesmyia</i> sp.	P (engloba/perfura); CC – 1 ^{os} . ínstaes		*	*	*	*	*	*
<i>Djalmabatista</i> sp.	P (engloba)		*	*	*	*	*	*
<i>Labrundinia</i> sp.	P (engloba/perfura)	*	*	*	*	*	*	*
<i>Larsia</i> sp.	P (engloba)			*	*			
Riqueza subfamília		1	3	4	4	3	3	3
Orthocladiinae								
<i>Cricotopus</i> sp.	FH (minador/retalhador); CC	*	*		*		*	*
<i>Corynoneura</i> sp.	CC				*	*	*	*
Riqueza subfamília		1	1	0	2	1	2	2
RIQUEZA TOTAL		7	11	12	14	14	15	14

DIVERSIDADE DE SHANNON-WIENER (H')	1,13 (0,1)	1,75 (0,3)	1,73 (0,1)	1,81 (0,3)	1,97 (0,1)	1,89 (0,1)	1,94 (0,2)
EQUITABILIDADE DE PIELOU (J')	0,86 (0,1)	0,95 (0,0)	0,88 (0,0)	0,82 (0,0)	0,82 (0,0)	0,77 (0,0)	0,77 (0,1)
DOMINÂNCIA	0,38 (0,1)	0,19 (0,1)	0,21 (0,0)	0,21 (0,1)	0,18 (0,0)	0,21 (0,0)	0,21 (0,1)

Embora a riqueza taxonômica funcional de Chironomidae não tenha variado na escala temporal, nota-se que a abundância relativa dos grupos tróficos apresentou variação entre os tempos amostrais (Figura 16). Apenas *Polypedilum* sp. foi classificado em três categorias funcionais: coletor, fragmentador e raspador, sendo mais representativo no início do experimento. Conforme mencionado na Tabela 2, *Ablabesmyia* sp. apresenta o hábito alimentar coletor somente nos seus primeiros instares, mas a contagem dos quironomídeos nesse estudo não levou em consideração a fase de seu desenvolvimento. Portanto, as larvas de *Ablabesmyia* sp. foram incluídas na categoria funcional dos coletores e predadores (juntamente com *Parachironomus* sp.) e sua abundância relativa não apresentou grandes variações na escala temporal (do 3° ao 70° dia). No início da colonização (1° dia), tanto as larvas de *Ablabesmyia* sp. quanto as de *Parachironomus* sp. não foram observadas. A partir do 7° dia, o grupo dos coletores e fragmentadores foi o mais representativo em todos os tempos amostrais (Figura 16). Os gêneros *Endotribelos* sp. e *Chironomus* sp. contribuíram para esse resultado, devido a sua elevada abundância, principalmente ao final do experimento (Figura 14).

Coletor
 Coletor e raspador
 Coletor, fragmentador e raspador
 Coletor e fragmentador
 Coletor e predador
 Predador

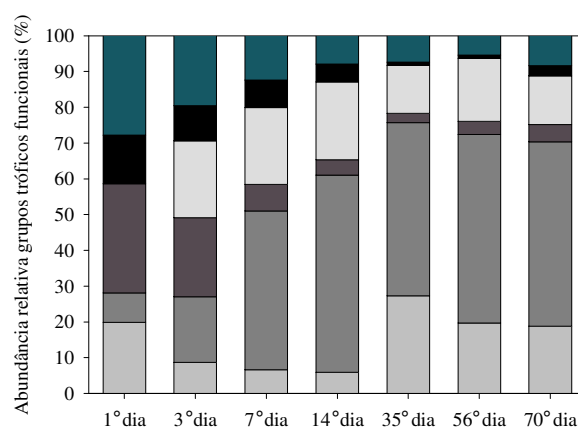


Figura 16 – Variação dos valores médios (N=4) da abundância relativa (%) dos grupos tróficos funcionais da comunidade de Chironomidae associada aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

5.3. Análise Estatística

A análise de componentes principais (PCA), realizada com as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos obtidos nos dias de amostragem na lagoa do Barbosa entre abril e julho de 2013, apresentou 83,6% de explicação para a variância dos dados, considerando os dois primeiros eixos (63,9% para o primeiro - PC1 e 19,7% para o segundo - PC2).

O gráfico de ordenação gerado pela análise de componentes principais em função das variáveis analisadas (Figura 17) aponta diferenças entre os tempos amostrais, visto que houve uma clara distinção considerando os dias de coleta. Os valores de correlação das variáveis ambientais com os eixos 1 e 2 da PCA, bem como suas respectivas abreviações, estão na Tabela 3.

Os tempos de amostragem finais (35°, 56° e 70° dia) distribuíram-se no lado positivo do eixo 1, em virtude dos maiores valores obtidos para a maioria das variáveis ambientais analisadas, ocorrendo o inverso para os tempos de amostragem iniciais (inicial, 1°, 3°, 7° e 14° dia).

Com base na maior porcentagem de explicação da variância dos dados encontrada no primeiro eixo (PC1) e da elevada correlação positiva da temperatura da água com o mesmo, verifica-se que esta variável é a principal responsável pela disposição dos períodos na análise.

Tabela 3 – Correlação das variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos da Análise de Componentes Principais, considerando os dois primeiros eixos (PC1 e PC2) dos tempos amostrais sucessivos na lagoa do Barbosa entre abril e julho de 2013.

Variáveis ambientais	PC1	PC2
Potencial Hidrogeniônico (pH)	- 0,332	0,191
Condutividade elétrica na água (K)	- 0,240	0,171
Oxigênio dissolvido (O2)	0,212	0,406
Temperatura da água (Temp)	0,334	- 0,107
Material em suspensão total (MT)	- 0,368	0
Material em suspensão orgânico (MO)	- 0,358	0,124
Material em suspensão inorgânico (MI)	- 0,244	- 0,495
Nitrogênio total (Ntotal)	- 0,373	0,001
Fósforo total (Ptotal)	- 0,302	- 0,205
Pigmentos totais (Pigm)	- 0,349	0,215
Transparência (Transp)	- 0,015	0,64

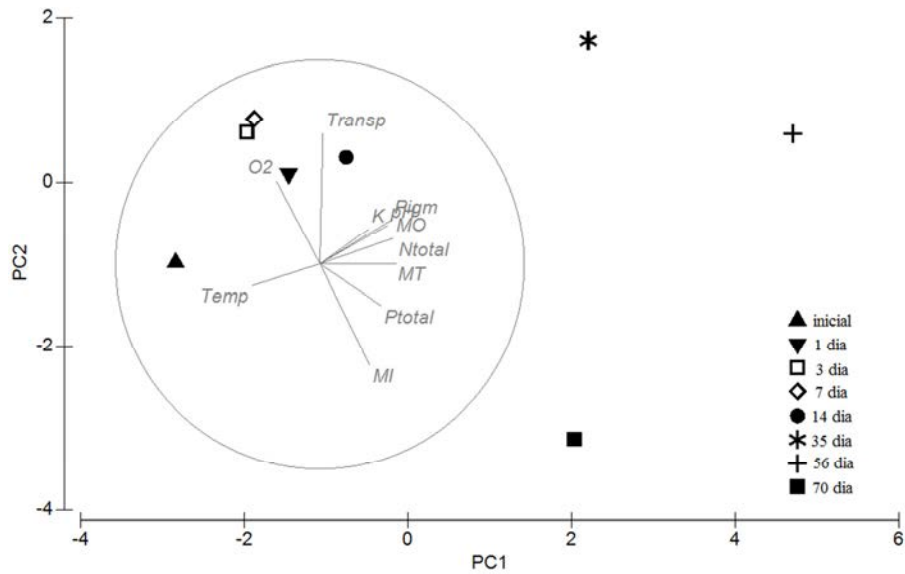


Figura 17 – Ordenação da disposição dos tempos amostrais sucessivos (entre abril e julho de 2013) delineada através da Análise de Componentes Principais (PCA – eixos 1 e 2) para as variáveis ambientais e pigmentos totais fotossintéticos analisados na lagoa do Barbosa.

A seguir, são mostrados os resultados das análises estatísticas de variância ANOVA “one way” (com dados paramétricos) e Kruskal-Wallis (com dados não paramétricos), assim como, as comparações múltiplas do teste a *posteriori* (Teste de Tukey), sendo apresentadas apenas diferenças significativas para todas as variáveis abióticas a bióticas analisadas neste estudo. Nas tabelas, os tempos amostrais sucessivos (1°, 3°, 7°, 14°, 35°, 56° e 70°) referem-se aos dias após o inicial, representado pelo número 0.

Entre os tempos de amostragem, diferenças significativas estatisticamente foram comprovadas para os pigmentos totais, assim como para maioria das variáveis ambientais analisadas (Tabela 4). A concentração de nitrogênio total na água apresentou diferença significativa ($p = 0,010$) na escala temporal, porém o programa utilizado para a execução do Teste de Tukey não permitiu detectar em qual intervalo entre os tempos amostrais sucessivos ocorreu uma diferença.

Tabela 4 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para as variáveis ambientais e pigmentos totais obtidos no interior dos bancos de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito;

**** = sem diferenças significativas na escala temporal; ----- = diferenças não identificadas pelo programa estatístico; D.T.A. = demais tempos amostrais).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
pH	0,004	(0 ≠ 35°-56°)
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	0,003	(35° ≠ 0-1°-3°-7°)
Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	0,351	**** (0 ≠ D.T.A.); (1° ≠ 7°-14°-35°-56°-70°); (3° ≠ 14°-35°-56°-70°); (7° ≠ 1°-14°-35°-56°-70°); (14° ≠ 7°-35°-56°); (70° ≠ 1°-7°-35°-56°)
Temperatura da água (°C)	<0,001	
Teor de material em suspensão total (mg.L^{-1})	0,032	(0 ≠ 56°)
Teor de material em suspensão orgânico (mg.L^{-1})	0,014	(0 ≠ 56°)
Teor de material em suspensão inorgânico (mg.L^{-1})	0,246	****
Concentração de nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,010	-----
Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,249	****
Transparência da água (m)	<0,001	(70° ≠ 3°-35°-56°)
Pigmentos totais ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0,015	(0 ≠ 35°-56°)

Com relação aos atributos ecológicos da comunidade de invertebrados e variáveis bióticas determinadas nos detritos foliares de *E. azurea*, somente a concentração de nitrogênio total nos detritos e a dominância da comunidade invertebrados não mostraram diferenças estatisticamente significativas na escala temporal (Tabela 5). A concentração de fósforo total ($p = 0,045$) e ergosterol ($p = 0,001$) nos detritos foliares apresentou diferença significativa na escala temporal, porém o programa utilizado para a execução do Teste de Tukey não permitiu detectar em qual intervalo entre os tempos amostrais sucessivos ocorreu uma diferença.

Tabela 5 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para as variáveis bióticas determinadas nos detritos foliares de *E. azurea* e para os atributos ecológicos da comunidade de invertebrados (macroinvertebrados e microcrustáceos) obtidos na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Diferenças significativas ($p < 0,05$) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal; ----- = diferenças não identificadas pelo programa estatístico; D.T.A. = demais tempos amostrais).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
N total dos detritos foliares (mg.g ⁻¹)	0,089	****
P total dos detritos foliares (mg.g ⁻¹)	0,045	----
Biomassa remanescente dos detritos (g)	<0,001	(1° ≠ 56°, 70°); (70° ≠ 1°-3°)
Taxa de decomposição (%)	<0,001	(1° ≠ 14°-35°); (35° ≠ D.T.A.)
Teor de cinzas (%)	<0,001	(14° ≠ 1°-3°-35°); (35° ≠ D.T.A.)
Teor de carbono (%)	<0,001	(1° ≠ 14°-35°); (35° ≠ D.T.A.)
Concentração de ATP (nmoles.gMSLC ⁻¹)	0,020	(1° ≠ 56°-70°)
Concentração de ergosterol (µg.gMSLC ⁻¹)	0,001	----
Densidade total (ind.100gMS ⁻¹)	<0,001	(1° ≠ 7°-14°-35°-56°-70°); (35° ≠ 1°-3°-70°); (56° ≠ 1°-3°-7°); (70° ≠ 1°-3°-7°-14°-35°)
Riqueza taxonômica total	0,020	(3° ≠ 70°)
Dominância	0,288	****

Entre os dias de coleta, foram apontadas diferenças significativas de densidades para todos os grandes grupos de invertebrados, com exceção de Nematoda (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para as densidades (expressas em ind.100gMS⁻¹) dos grandes grupos da comunidade de invertebrados (macroinvertebrados e microcrustáceos) associados aos detritos foliares de *E. azurea* obtidas na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Diferenças significativas (p<0,05) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
Insecta	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°); (35° ≠ 1°-3°-7°); (14° ≠ 1°-3°-70°); (7° ≠ 1°-3°-35°-70°)
Annelida	0,001	(70° ≠ 1°-3°-14°); (56° ≠ 1°-14°)
Nematoda	0,285	****
Acari	0,013	(70° ≠ 35°); (56° ≠ 35°)
Mollusca	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°-14°)
Crustacea	0,005	(70° ≠ 1°-3°-35°-56°)

Apenas Diptera e Ephemeroptera apresentaram diferenças estatisticamente significativas nas suas densidades entre os dias de amostragem (Tabela 7). Entretanto, o programa usado para a execução do teste de Tukey não permitiu detectar em qual

(quais) tempo (s) de amostragem, as densidades de Ephemeroptera se diferenciaram das demais na escala temporal.

Tabela 7 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para as densidades (expressas em ind.100gMS⁻¹) dos insetos aquáticos (em nível de ordem) associados aos detritos foliares de *E. azurea* obtidas na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Diferenças significativas (p<0,05) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal; ----- = diferenças não identificadas pelo programa estatístico).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
Diptera	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°-14°); (35° ≠ 1°-3°)
Collembola	0,423	****
Coleoptera	0,423	****
Ephemeroptera	0,009	-----
Hemiptera	0,115	****
Lepidoptera	0,423	****
Odonata	0,412	****
Trichoptera	0,498	****

Todos os atributos ecológicos da comunidade de Chironomidae e densidades das respectivas subfamílias associadas aos detritos foliares de *E. azurea*, apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tempos amostrais (Tabela 8).

Tabela 8 – Valores de p obtidos nas análises estatísticas (ANOVA “one way”/Kruskal-Wallis) e conclusões do Teste de Tukey para os atributos ecológicos da comunidade de Chironomidae e densidades (expressas em ind.100gMS⁻¹) das respectivas subfamílias, associadas aos detritos foliares de *E. azurea* obtidas na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. (Diferenças significativas (p<0,05) em negrito; **** = sem diferenças significativas na escala temporal; D.T.A. = demais tempos amostrais).

<i>Variáveis analisadas</i>	p	Teste de Tukey
Densidade total (ind.100gMS ⁻¹)	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°-14°); (35° ≠ 1°-3°-7°); (14° ≠ 1°-3°-70°); (7° ≠ 1°-3°-35°-70°)

Riqueza taxonômica total	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°); (56° ≠ 1°-3°); (35° ≠ 1°-3°); (14° ≠ 1°); (7° ≠ 1°-70°)
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	<0,001	(1° ≠ 70°-56°-35°-14°-3°)
Equitabilidade de Pielou (J')	0,021	(56° ≠ 3°)
Dominância	<0,001	(1° ≠ D.T.A.)
Chironominae	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°); (35° ≠ 1°-3°-7°); (14° ≠ 1°-3°-70°); (7° ≠ 1°-3°-35°-56°-70°)
Tanypodinae	<0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°); (56° ≠ 1°-3°-7°-14°); (35° ≠ 1°-3°); (14° ≠ 1°-56°-70°)
Orthocladiinae	0,001	(70° ≠ 1°-3°-7°-14°-35°)

As análises de NMDS (escalonamento multidimensional não-métrico) e ANOSIM (similaridade) mostraram que as densidades dos grandes grupos da comunidade de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* diferiram significativamente na escala temporal (Figura 18) (ANOSIM: $p = 0,001$; R global = 0,7).

Não houve diferenças significativas para a composição taxonômica (presença e ausência) dos grandes grupos de invertebrados. Optou-se por não apresentar estes dados devido à inconsistência da análise em função da baixa resolução taxonômica no nível de identificação dos invertebrados.

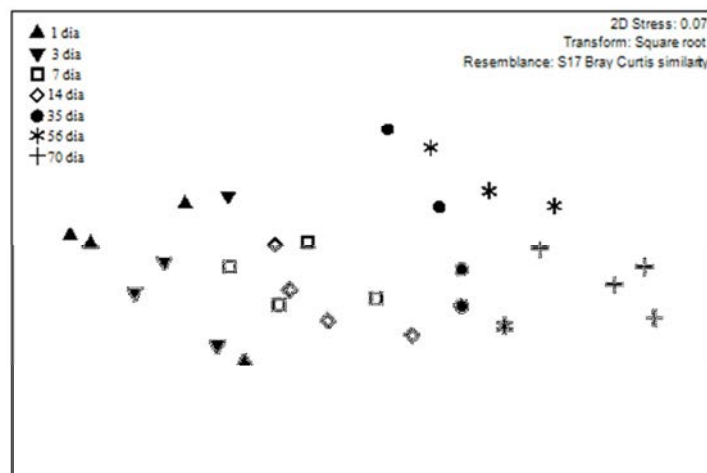


Figura 18 – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) das densidades (expressas em $\text{ind.}100\text{gMS}^{-1}$) dos invertebrados (em níveis de grandes grupos) associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos dias de amostragem entre abril e julho de 2013.

Insecta e Crustacea foram os principais responsáveis pela similaridade dentro dos grupos formados em cada um dos tempos amostrais (Tabela 9). No início,

Crustacea contribuiu de forma mais significativa do que Insecta; no entanto, a partir do 7º dia, Insecta apresentou a maior contribuição para a formação dos agrupamentos mostrados na NMDS (Figura 18).

Tabela 9 – Percentual de contribuição dos grandes grupos de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013, para a similaridade dentro dos agrupamentos formados pela NMDS da Figura 18, segundo análise de SIMPER. (Foram listados todos os grupos que apresentaram contribuição).

Tempos amostrais	Grandes grupos	Densidade média (ind.100gMS ⁻¹)	Contribuição (%)
1º dia	Crustacea	299	45,85
	Insecta	131	30,75
	Acari	20	11,52
	Nematoda	12	9,46
3º dia	Crustacea	334	49,36
	Insecta	181	32,75
	Acari	22	10,04
7º dia	Insecta	560	42,83
	Crustacea	576	38,84
	Acari	21	6,89
	Nematoda	16	5,8
14º dia	Insecta	732	45,98
	Crustacea	631	39,33
	Acari	33	8,95
35º dia	Insecta	1.704	53,85
	Crustacea	513	24,32
	Annelida	61	9,72
	Mollusca	91	8,55
56º dia	Insecta	1.951	44,52
	Crustacea	540	19,93
	Mollusca	271	12,62
	Annelida	278	11,98
	Acari	102	8,8
70º dia	Insecta	3.418	37,6
	Crustacea	2.578	26,7
	Mollusca	665	16,43
	Annelida	305	9,04
	Acari	85	5,77

Com relação à comunidade de Chironomidae associada aos detritos foliares de *E. azurea*, as análises de NMDS e ANOSIM apontaram uma diferença significativa dos quironomídeos coletados nos sete tempos amostrais, tanto para as densidades (Figura 19A) (ANOSIM: $p = 0,001$; R global = 0,6) como para os dados de composição dos *taxa* (Figura 19B) (ANOSIM: $p = 0,001$; R global = 0,5). Este resultado sugere que houve uma alteração na estrutura e composição da comunidade de Chironomidae na escala temporal, considerando o período em que foi realizado o experimento. Entretanto, nota-se que a partir do 35º dia, os dados dos tempos amostrais mostraram grande proximidade, denotando uma tendência de estabilização na comunidade (Figura 19A e B).

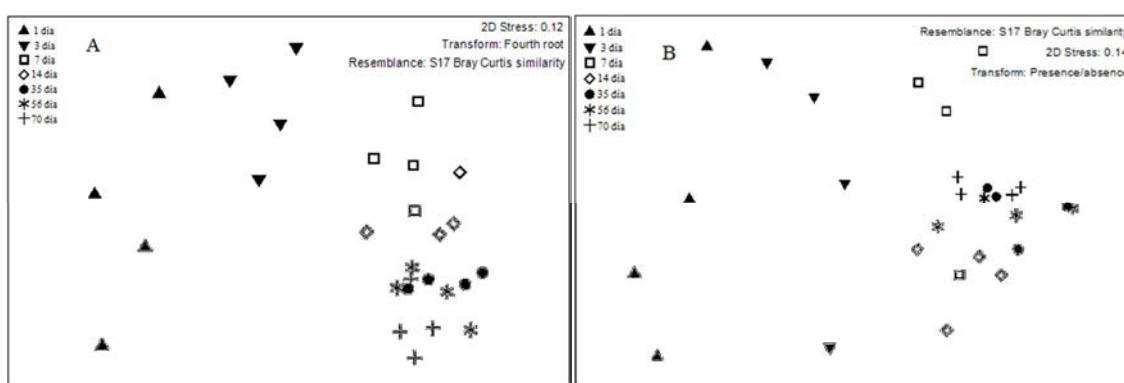


Figura 19 – Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica (NMDS) da densidade (expressa em ind.100gMS⁻¹) (A) e composição dos *taxa* (presença e ausência) (B) da comunidade de Chironomidae associada aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013.

No início do experimento, *Labrundinia* sp., *Tanytarsus* sp. e *Dicrotendipes* sp. foram os principais responsáveis pela similaridade obtida dentro dos grupos formados em cada um dos tempos amostrais (Tabela 10). A partir do 7º dia, *Endotribelos* sp. passou a ser o *taxa* com maior contribuição para o resultado obtido pela NMDS. Nos tempos amostrais finais (35º, 56º e 70º dia), juntamente com *Endotribelos* sp., destacou-se *Chironomus* sp. e *Ablabesmyia* sp.

Tabela 10 – Percentual de contribuição dos gêneros de quironomídeos associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013, para a similaridade dentro dos agrupamentos formados pela

NMDS da Figura 19A, segundo análise de SIMPER. (Foram listados todos os taxa que apresentaram contribuição).

Tempos amostrais	Gêneros de Chironomidae	Densidade média (ind.100gMS⁻¹)	Contribuição (%)
1° dia	<i>Labrundinia</i> sp.	13	46,76
	<i>Tanytarsus</i> sp.	7	21,28
	<i>Dicrotendipes</i> sp.	7	19,1
	<i>Polypedilum</i> sp.	10	6,93
3° dia	<i>Labrundinia</i> sp.	16	26,34
	<i>Dicrotendipes</i> sp.	17	22,84
	<i>Endotribelos</i> sp.	19	13,76
	<i>Parachironomus</i> sp.	12	12,4
	<i>Polypedilum</i> sp.	11	10,91
	<i>Asheum</i> sp.	7	10,19
7° dia	<i>Endotribelos</i> sp.	115	27,69
	<i>Parachironomus</i> sp.	46	22,94
	<i>Polypedilum</i> sp.	23	18,97
	<i>Asheum</i> sp.	9	8,58
	<i>Labrundinia</i> sp.	23	7,52
	<i>Chironomus</i> sp.	34	4,12
	<i>Tanytarsus</i> sp.	18	3,68
14° dia	<i>Endotribelos</i> sp.	165	20,38
	<i>Chironomus</i> sp.	134	18,33
	<i>Parachironomus</i> sp.	82	16,36
	<i>Ablabesmyia</i> sp.	31	11,57
	<i>Labrundinia</i> sp.	28	11,4
	<i>Tanytarsus</i> sp.	15	6,07
	<i>Zavreliella</i> sp.	28	5,52
	<i>Polypedilum</i> sp.	34	5,26
35° dia	<i>Endotribelos</i> sp.	341	14,91
	<i>Chironomus</i> sp.	223	13,08
	<i>Ablabesmyia</i> sp.	93	10,74
	<i>Asheum</i> sp.	183	10,52
	<i>Zavreliella</i> sp.	196	10,35
	<i>Parachironomus</i> sp.	80	10,02
	<i>Stenochironomus</i> sp.	107	8,89
	<i>Tanytarsus</i> sp.	35	7,73
	<i>Labrundinia</i> sp.	78	4,96
	56° dia	<i>Endotribelos</i> sp.	557
<i>Chironomus</i> sp.		310	13,29

	<i>Ablabesmyia</i> sp.	250	12,98
	<i>Parachironomus</i> sp.	76	9,32
	<i>Tanytarsus</i> sp.	65	9,08
	<i>Zavreliella</i> sp.	62	8,90
	<i>Asheum</i> sp.	150	7,67
	<i>Djalmabatista</i> sp.	48	7,52
	<i>Beardius</i> sp.	155	5,03
	<i>Endotribelos</i> sp.	1.189	14,76
	<i>Ablabesmyia</i> sp.	373	11,79
	<i>Chironomus</i> sp.	311	11,04
	<i>Asheum</i> sp.	306	10,49
70° dia	<i>Beardius</i> sp.	168	8,60
	<i>Tanytarsus</i> sp.	159	8,22
	<i>Labrundinia</i> sp.	181	7,44
	<i>Polypedilum</i> sp.	82	7,37
	<i>Djalmabatista</i> sp.	99	7,05
	<i>Corynoneura</i> sp.	79	3,59

De acordo com a Tabela 11, as variáveis que registraram o maior número de correlações significativas (positivas) com os diferentes *taxa* de invertebrados foi a concentração de ergosterol e a biomassa remanescente dos detritos de *E. azurea* (correlações negativas). Por outro lado, a concentração de oxigênio dissolvido apresentou apenas duas correlações significativas (negativas com os *taxa* Orthocladiinae e Hemiptera) e a concentração de fósforo total na água, não se correlacionou com nenhum dos *taxa* e atributos da comunidade de invertebrados.

Com relação aos gêneros e atributos ecológicos da comunidade de Chironominae, observa-se um padrão similar ao observado na Tabela 11. Novamente a concentração de ergosterol e a biomassa remanescente foram as que mais se correlacionaram de maneira significativa com as variáveis analisadas (densidade dos *taxa* e atributos ecológicos), sendo a maioria, correlações positivas com ergosterol e negativas com a biomassa remanescente dos detritos (Tabela 12). Como mencionado anteriormente para os diferentes *taxa* de invertebrados, as concentrações de oxigênio dissolvido e fósforo total também apresentaram menor número de correlações significativas com os gêneros de Chironomidae.

Tabela 11 – Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais: pH, K (condutividade), O.D. (oxigênio dissolvido), T°C (temperatura da água), M.S.T. (material em suspensão total), M.S.O. (material em suspensão orgânico), M.S.I. (material em suspensão inorgânico), N.T. (nitrogênio total na água), P.T. (fósforo total na água), T. (transparência) e variáveis bióticas: Pig.T. (pigmentos totais), N.D. (nitrogênio do detrito), P.D. (fósforo do detrito), BIO. (biomassa remanescente dos detritos – g), % DE. (taxa de decomposição em porcentagem), % CI. (porcentagem de cinzas), % CA. (porcentagem de carbono), ATP (concentração de ATP em nmoles.gMSLC⁻¹), ERG. (concentração de ergosterol em µg.gMSLC⁻¹) com a densidade dos *taxa* da comunidade de invertebrados associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. São apresentadas somente as correlações significativas (p<0,05) negativas (-) e positivas (+).

	pH	K	O.D.	T°C	M.S.T.	M.S.O.	M.S.I.	N. T.	P.T.	T.	Pig.T.	N.D.	P.D.	BIO.	% DE.	% CI.	% CA.	ATP	ERG.
Densidade total	+	+		-				+				+	-	-	-	+	-	-	+
Riqueza total				-										-					+
Dominância						+				+	+								
Acariformes																			
Hydracarina								+					-	-				-	+
Annelida																			
Hirudinea				-										-				-	+
Oligochaeta				-	+	+	+	+					-	-					+
Crustacea																			
Cladocera	-				-	-				-	-	+							
Copepoda							+			-		+		-					+
Conchostraca										-				-					+
Ostracoda		+		-										-					+

Continuação da Tabela 11

	pH	K	O.D.	T°C	M.S.T.	M.S.O.	M.S.I.	N.T.	P.T.	T.	Pig.T.	N.D.	P.D.	BIO.	% DE.	% CL.	% CA.	ATP	ERG.
Collembola																			
Coleoptera																			+
Diptera																			
Diptera (pupa)							+			-		+	-	-	-				+
Ceratopogonidae																			+
Culicidae										-				-					+
Chironominae	+	+		-	+	+	+	+					-	-		+	-	-	+
Orthoclaadiinae			-											-					+
Tanypodinae	+			-				+				+	-	-		+		-	+
Ephemeroptera		+		-								+		-	-	+	-		+
Hemiptera	-		-		-	-		-			-	-			+	-	+		
Lepidoptera																			
Odonata							-												
Trichoptera																			+
Bivalvia														-	-				+
Gastropoda	+	+		-	+		+	+						-	-				+
Nematoda																			+

Tabela 12 – Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais: pH, K (condutividade), O.D. (oxigênio dissolvido), T°C (temperatura da água), M.S.T. (material em suspensão total), M.S.O. (material em suspensão orgânico), M.S.I. (material em suspensão inorgânico), N.T. (nitrogênio total na água), P.T. (fósforo total na água), T. (transparência) e variáveis bióticas Pig.T. (pigmentos totais), N.D. (nitrogênio do detrito), P.D. (fósforo do detrito), BIO. (biomassa remanescente dos detritos), % DE. (taxa de decomposição em porcentagem), % CI. (porcentagem de cinzas), % CA. (porcentagem de carbono), ATP (concentração de ATP em nmoles.gMSLC⁻¹), ERG. (concentração de ergosterol em µg.gMSLC⁻¹) com a densidade dos *taxa* da comunidade de Chironomidae associados aos detritos foliares de *E. azurea* na lagoa do Barbosa nos tempos amostrais sucessivos entre abril e julho de 2013. São apresentadas somente as correlações significativas (p<0,05) negativas (-) e positivas (+).

	pH	K	O.D.	T°C	M.S.T.	M.S.O.	M.S.I.	N. T.	P.T.	T.	Pig.T.	N.D.	P.D.	BIO.	% DE.	% CI.	% CA.	ATP	ERG.
Densidade total	+	+		-	+		+	+					-	-	-	+	-	-	+
Riqueza total	+	+	-	-				+				+		-	-	+	-	-	+
Diversidade (H')		+		-								+		-	-	+	-	-	+
Equitabilidade (J')	-			+	-	-	-	-			-			+		-			-
Dominância		-		+								-			+	-	+		
Chironominae																			
<i>Asheum</i> sp.			-	-				+						-	-			-	+
<i>Beardius</i> sp.	+			-				+						-	-				+
<i>Chironomus</i> sp.	+	+		-	+	+	+	+	+	+	+			-	-	-	+	-	+
<i>Dicrotendipes</i> sp.	-													+					
<i>Endotribelos</i> sp.	+	+		-	+		+	+						-	-	-	+	-	+
<i>Goeldichironomus</i> sp.																			+

Continuação da Tabela 12

	pH	K	O.D.	T°C	M.S.T.	M.S.O.	M.S.I.	N.T.	P.T.	T.	Pig.T.	N.D.	P.D.	BIO.	% DE.	% CL.	% CA.	ATP	ERG.
<i>Parachironomus</i> sp.	+	+		-		+		+				+			-	+	-		
<i>Polypedilum</i> sp.												-							+
<i>Stenochironomus</i> sp.	+	+		-				+						-					+
<i>Tanytarsus</i> sp.				-				+						-				-	+
<i>Zavreliella</i> sp.	+	+		-	+	+		+			+			-	-	+	-		+
Tanypodinae																			
<i>Ablabesmyia</i> sp.	+	+		+			+	+						-	-		+	-	+
<i>Djalmabatista</i> sp.	+	+		+				+				+		-	-				+
<i>Labrundinia</i> sp.				+										-					+
<i>Larsia</i> sp.																			
Orthoclaadiinae																			
<i>Cricotopus</i> sp.																			+
<i>Corynoneura</i> sp.																			+

6. DISCUSSÃO

Os hábitos alimentares dos quironomídeos, analisados no presente estudo (Tabela 2) foram assumidos a partir de dados na literatura, o que nos permite apenas fazer inferências sobre a estrutura trófica da comunidade de Chironomidae. Diferenças nas descrições das categorias tróficas poderiam ser constatadas, caso o trato digestivo das larvas de quironomídeos associadas aos detritos tivesse sido analisado, pois as “preferências” alimentares destes indivíduos podem variar dependendo da disponibilidade, do valor nutritivo, do tamanho e tipo do recurso (Berg, 1995). O comportamento alimentar das larvas de Chironomidae também é influenciado por outros fatores que refletem na qualidade da fonte de alimento disponível, tais como: características ambientais locais, modificações no substrato e entrada de matéria orgânica de origem alóctone (Silva *et al.*, 2008). O tamanho da larva e a fase de seu desenvolvimento, também podem determinar variações nos seus hábitos alimentares (Berg, 1995).

No presente estudo, a comunidade de Chironomidae não apresentou variações na riqueza funcional ao longo da escala temporal, visto que as cinco categorias tróficas aqui obtidas foram observadas em todos os tempos amostrais (Tabela 2). Em contrapartida aos dados aqui registrados, estudos na literatura mostram que durante o processo de decomposição de macrófitas, observa-se um gradual aumento na complexidade funcional dos hábitos alimentares de Chironomidae (Gonçalves Jr. *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2010).

Avaliar o fluxo de energia, o padrão de composição dos *taxa* e o seu papel no processo de degradação da matéria orgânica, são questões importantes para auxiliar na compreensão do metabolismo dos ecossistemas aquáticos continentais (Gonçalves Jr. *et al.*, 2003). No presente estudo, a categoria funcional dos coletores foi a mais representativa. Entretanto, conforme mostra a Tabela 2, é possível que um mesmo táxon de Chironomidae apresente mais de um hábito alimentar, como por exemplo, *Polypedilum* sp., que pode ser um coletor, fragmentador ou predador, sendo difícil enquadrar os organismos em uma categorização trófica funcional específica. Portanto, deve-se tomar cuidado com generalizações sobre hábitos alimentares de *taxa* próximos, pois esta abordagem pode resultar em informações limitadas e pouco compreensíveis

sobre a ecologia trófica de Chironomidae, subestimando a sua importância e o seu papel no fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (Berg, 1995).

A maioria dos *taxa* de Chironomidae são onívoros (Berg, 1995; Galizzi *et al.*, 2012). Uma análise da estrutura trófica dos indivíduos de Chironomidae através do uso da ferramenta de isótopos estáveis, mostrou que há uma ampla variedade de comportamentos de alimentação entre os *taxa*, indicando que na teia alimentar aquática os quironomídeos não constituem grupos específicos (Reuss *et al.*, 2013). Os trabalhos de Henriques-Oliveira *et al.* (2003), Silveira *et al.* (2013) e Saito & Fonseca-Gessner (2014) reforçam esta afirmação. Através da análise do trato digestivo de Chironomidae, esses autores verificaram que o conteúdo estomacal de larvas de Tanypodinae (*e.g.* *Djalmabatista* sp., *Labrundinia* sp. e *Larsia* sp.), comumente classificadas como predadoras, foi composto por detritos, macroalgas e invertebrados. Estas informações mostram que os hábitos alimentares de Chironomidae ainda são mal compreendidos e que estudos de investigação do comportamento alimentar das larvas, com análises mais complexas (*e.g.* observação do conteúdo estomacal ou uso de isótopos estáveis) são necessários para auxiliar no esclarecimento da complexa ecologia trófica destes indivíduos.

Embora os hábitos alimentares dos quironomídeos obtidos neste estudo não tenham sido identificados através das ferramentas acima mencionadas e, a classificação trófica funcional empregada apresente limitações, pode-se inferir que o grupo funcional coletor e fragmentador foi o mais abundante, sendo constituído pelos *taxa* *Chironomus* sp., *Endotribelos* sp., *Stenochironomus* sp. e *Cricotopus* sp. Nota-se que a partir do 7º dia de amostragem, a densidade mais elevada até o final do experimento foi de *Endotribelos* sp. (Figura 14). De acordo com Coffman & Ferrington Jr. (1996), além de coletor, este gênero é classificado como fragmentador herbívoro facultativo. O fato da comunidade de Chironomidae adaptar sua estratégia alimentar de acordo com o seu habitat (Reuss *et al.*, 2014), permite deduzir que no presente estudo, *Endotribelos* sp. poderia estar alimentando-se tanto de matéria orgânica particulada fina, como de matéria orgânica particulada grossa, proveniente da fragmentação dos detritos foliares de *E. azurea*. Segundo Galizzi & Marchese (2007), *Endotribelos* sp. também cumpre a função de fragmentador/triturador acelerando o processo de decomposição, visto que são observados em grande abundância formando galerias no mesófilo foliar dos detritos. A existência de herbivoria entre macroinvertebrados aquáticos e macrófitas já é conhecida, resultando em significativos efeitos em sua biomassa (Lodge, 1991;

Nachtrieb *et al.*, 2011). Isto ocorre principalmente com macrófitas aquáticas em decomposição, tendo em vista que durante a degradação da matéria orgânica vegetal, ocorre uma redução na quantidade de polifenóis e simultânea colonização por bactérias e fungos, elevando assim o valor nutricional do detrito (Newman, 1991; Stripari & Henry, 2002).

Insetos aquáticos que consomem detritos, inevitavelmente se alimentam da comunidade microbiana (Lancaster & Downes, 2013). A biomassa dos fungos, estimada através da dosagem da concentração de ergosterol, foi a variável com maior número de correlações positivas com os grandes grupos de invertebrados e gêneros de Chironomidae (Tabelas 11 e 12). Entretanto, a biomassa total da comunidade microbiana presente nos detritos foliares de *E. azurea*, determinada a partir das concentrações de ATP (biomassa de microrganismos associados, incluindo fungos, bactérias e protozoários), apresentou apenas correlações negativas com os invertebrados analisados. Este resultado é inesperado, tendo em vista que os microrganismos (fungos e bactérias) aliados ao processo de decomposição da matéria orgânica vegetal costumam ser benéficos para a comunidade de invertebrados associada aos detritos, pois aumentam a palatabilidade e o valor nutricional do recurso alimentar disponível (Newman, 1991; Stripari & Henry, 2002), conforme mencionado anteriormente. No presente estudo, o ergosterol foi detectado apenas a partir do 35º dia de incubação dos *litter bags* de *E. azurea*, atingindo maior concentração média no 70º dia de amostragem ($58,85 \mu\text{g.gMSLC}^{-1} \pm 19,4$) (Figura 9A). Por outro lado, a presença de ATP foi verificada desde o primeiro dia de incubação, sendo este também o tempo amostral com a concentração média mais elevada de $145,54 \text{ nmoles.gMSLC}^{-1} \pm 105,7$, seguida de um decréscimo dos valores no período experimental restante (Figura 9C). A densidade dos invertebrados coletados neste estudo mostrou um padrão de variação inverso, com um aumento crescente no número de indivíduos ao longo da escala temporal (Figuras 9F e 13A). Portanto, é provável que a correlação negativa do ATP com a densidade dos diferentes *taxa* obtidos neste estudo (Tabelas 11 e 12) foi espúria, provavelmente devido ao “pico” de ATP observado no 1º dia.

A colonização da comunidade microbiana durante a decomposição de detritos foliares, provenientes da zona ripária de um riacho tropical, mostrou que os fungos foram dominantes nos estágios iniciais da decomposição e as bactérias tiveram elevada abundância quando as folhas já estavam fragmentadas e amolecidas (Abelho *et al.*, 2005). Abelho (2001, 2009), também menciona que as bactérias assumem maior

importância na degradação da matéria orgânica vegetal à medida que as partículas do detrito se tornam menores. Entretanto, outros estudos mostraram que nos estágios iniciais do processo de decomposição, a densidade de bactérias é maior que a dos fungos, que passam a ter maior abundância nos estágios intermediários e finais (Gonçalves Jr. *et al.*, 2006; Gonçalves *et al.*, 2007). Com relação à dinâmica da colonização microbiana em detritos de macrófitas aquáticas, trabalhos também apontam uma maior densidade de bactérias no início do processo de decomposição (Gaur *et al.*, 1992; Mille-Lindblom & Tranvik, 2003; Quintão *et al.*, 2013). Assim como no presente estudo, Gaur *et al.* (1992), verificaram que a colonização dos fungos nos detritos de *Eichhornia crassipes* foi notada somente no 35º dia de decomposição e, a contribuição das bactérias na degradação da matéria orgânica vegetal foi bem menor após 67 dias. Um estudo realizado por Mille-Lindblom & Tranvik (2003), sobre a interação de fungos e bactérias na decomposição de uma macrófita, revelou que existe um forte antagonismo entre estes organismos. A biomassa fúngica foi aproximadamente 12 vezes maior na ausência de bactérias e a biomassa bacteriana por sua vez, aumentou cerca do dobro na ausência dos fungos. Este antagonismo é um importante fator controlador para a colonização e crescimento da comunidade microbiana em detritos de plantas aquáticas (Mille-Lindblom & Tranvik, 2003). Os mesmos autores relatam que o crescimento dos fungos pode ser inibido tanto pela presença de algum composto extracelular bacteriano, quanto pela competição por colonização de substrato e nutrientes.

A composição e atividade das comunidades microbianas são influenciadas pela disponibilidade de nitrogênio e de fósforo no ambiente ou nos detritos vegetais, assim como pela sua razão (N/P) (Güsewell & Gessner, 2009). Em um estudo sobre a taxa de decomposição e colonização de microrganismos, através de experimentos em microcosmos, esses mesmos autores verificaram que as bactérias foram mais abundantes quando a razão N/P foi baixa, acontecendo o oposto com os fungos. No presente estudo, similar resultado foi constatado apenas no 1º dia de amostragem, em que foi obtido o menor valor para a razão N/P e o maior para a concentração de ATP. Entretanto, mesmo com elevados valores da razão N/P nos demais tempos amostrais, tanto nos detritos foliares quanto na água do interior dos bancos de *E. azurea*, o ergosterol só foi detectado a partir do 35º dia de amostragem.

A colonização dos fungos nos detritos vegetais, também pode ser influenciada pelas defesas químicas contra herbívoros e patógenos, visto que muitas delas podem manter-se ativas depois da senescência das plantas (Graça & Canhoto, 2006).

Comparando-se a composição química da biomassa fresca de diferentes espécies de macrófitas, Henry-Silva & Camargo (2000) e Henry-Silva *et al.* (2001), verificaram que os maiores teores de polifenóis foram registrados em *E. azurea*, com valores entre 4,00 e 5,00 UDO.gMS⁻¹. Entretanto, estes valores são muito baixos quando comparados aos valores obtidos por Stripari & Henry (2002), durante o processo de decomposição desta macrófita. No início, o teor de polifenol era de $\cong 33,00$ UDO.gMS⁻¹, diminuiu para $\cong 16,00$ UDO.gMS⁻¹ na metade do experimento e apenas nos dois últimos tempos amostrais apresentou valores de $\cong 0,5$ UDO.gMS⁻¹ (Stripari & Henry, 2002). Mormul *et al.* (2006), sugerem que *E. azurea* apresenta algum composto químico nas folhas que limita sua “exploração” nos períodos iniciais de decomposição. Diante destes relatos, pode ser que no presente estudo, a composição química inicial do detrito e a presença de aleloquímicos, em especial o teor de polifenol, influenciaram a colonização dos microrganismos durante o processo de decomposição.

A composição química inicial do detrito, também está relacionada à taxa de lixiviação, tendo em vista que durante a decomposição de macrófitas aquáticas, elevado teor de substâncias hidrossolúveis é liberado (Bianchini, Jr. *et al.*, 2010). Em detritos vegetais com baixa lixiviação (como no presente estudo), a colonização por fungos pode ser retardada (Bärlocher, 1997). Portanto, os baixos valores de perda de massa observados neste experimento (Figura 7), também podem ter contribuído para a ausência de ergosterol na maioria dos tempos amostrais.

Os hifomicetos aquáticos são os mais importantes e bem estudados fungos decompositores presentes em riachos (Gulis & Suberkropp, 2007). No entanto, a maior parte dos fungos que ocorre em ambientes lóticos difere daqueles que são encontrados em ambientes lênticos (Wong *et al.*, 1998). Os estudos sobre a colonização de fungos em detritos vegetais em lagos e reservatórios ainda são escassos, quando comparados aos que foram realizados em riachos. Além disso, a grande maioria dos trabalhos existentes na literatura refere-se à colonização de fungos em *litter bags* com folhas da mata ciliar dos corpos d'água. Nestes estudos, sabe-se que os fungos (principalmente os hifomicetos), são influenciados por uma série de fatores que determinam variações na sua abundância, desenvolvimento e atividade, como por exemplo, a composição química e textura das folhas provenientes de diferentes espécies de plantas arbóreas (Abelho, 2001; Sales *et al.*, 2015). Sendo assim, ainda se conhece muito pouco sobre a biologia e ecologia destes organismos durante o processo de decomposição de

macrófitas aquáticas em ecossistemas lênticos, reforçando a necessidade de mais estudos sobre este assunto.

Enquanto a biomassa dos fungos obtida no presente estudo destacou-se por ter apresentado elevado número de correlações positivas com a densidade dos diferentes *taxa* de invertebrados, a biomassa remanescente dos detritos foliares de *E. azurea* registrou o maior número de correlações negativas com a densidade e atributos ecológicos de Chironomidae e dos demais *taxa* observados neste estudo. No entanto, no 56° e 70° dia de amostragem, houve um incremento de massa nos detritos e os valores de densidade de invertebrados continuaram seguindo a curva ascendente que foi observada durante todo o experimento.

O aumento da biomassa de *E. azurea* nos tempos amostrais finais pode ser explicado por aderência de matéria orgânica ao material vegetal remanescente. Na lagoa do Barbosa as algas filamentosas do gênero *Desmidium* sp. eram muito abundantes, conforme mostrado na Figura 1. Segundo Cunha-Santino (comunicação pessoal), na presença de elevada densidade de algas filamentosas, os detritos devem ser friccionados com pressão durante o processo de lavagem com água, para aumentar a eficiência de remoção da matéria orgânica aderida, evitando assim, interferências nos valores da taxa de decomposição. Entretanto, como um dos objetivos deste trabalho também era o de analisar a comunidade microbiana associada aos detritos foliares, o material vegetal remanescente teve que ser submetido a uma lavagem delicada, para que além dos invertebrados aquáticos, os microrganismos também não fossem removidos. Portanto, acredita-se que este tenha sido o motivo pelo qual houve um aumento nos valores de biomassa ao final do estudo.

Analisando-se a porcentagem da perda de massa de *E. azurea* obtida neste estudo, é possível verificar que a taxa de decomposição foi muito lenta quando comparada aos demais trabalhos na literatura (Pagioro & Thomaz, 1998; Pagioro & Thomaz, 1999; Stripari & Henry, 2002; Pagioro & Thomaz, 2006; Cunha-Santino *et al.*, 2010; Martins *et al.*, 2011; Silveira *et al.*, 2013; Bianchini Jr. *et al.*, 2014). Por outro lado, o tempo de meia vida ($T_{1/2} = 468$ dias) calculado até o 35° dia de incubação, foi similar ao valor obtido por Cunha-Santino *et al.* (2010) para as frações refratárias de *E. azurea* ($T_{1/2} = 385$ a 462 dias), com experimento em laboratório. Entretanto, comparações com dados da literatura podem dificultar a interpretação do processo de decomposição, devido à variação nas condições de clima e nas variáveis físicas e químicas entre os diferentes ambientes onde são realizados os trabalhos. Além disso,

também deve-se considerar as diferenças oriundas da natureza intrínseca de cada planta, dos tempos amostrais utilizados para a realização dos experimentos e dos diferentes métodos adotados por vários pesquisadores (Pagioro & Thomaz, 1998).

A baixa perda de massa durante a decomposição de *E. azurea* observada neste estudo, pode estar relacionada ao tipo de tratamento que o material vegetal foi submetido antes da incubação das amostras na lagoa do Barbosa. Conforme mencionado anteriormente, as amostras de folhas de *E. azurea* foram deixadas ao ar livre para perder umidade (Figura 2B) e não em estufa, como é relatado em trabalhos com decomposição de macrófitas (Pagioro & Thomaz, 1998; Henry & Stripari, 2005; Cunha-Santino *et al.*, 2010; Bianchini Jr., 2014).

Durante o processo de decomposição vegetal, a lixiviação é caracterizada pela rápida perda de compostos solúveis (*i.e.* compostos fenólicos, carboidratos e aminoácidos), sendo muito comum em plantas secas (Bärlocher, 1997). Entretanto, quando a biomassa vegetal “fresca” é introduzida no ambiente, a lixiviação é em grande parte ausente, porque as plantas nesta condição podem reter os compostos solúveis e inibitórios (Taylor & Bärlocher, 1996; Bärlocher, 1997; Taylor, 1998). Por outro lado, Taylor (1998) verificou que a perda de massa foi mais rápida em folhas frescas quando comparadas aquelas que foram secas ao ar, necessitando pelos menos mais um ano para decompor 50% deste material vegetal. Taylor & Bärlocher (1996), analisando a lixiviação em folhas secas ao ar e frescas, provenientes de diferentes espécies de árvores, verificou que a secagem ao ar apresentou diferentes efeitos, tais como: aumento nas perdas de massa pela lixiviação para a maioria das espécies, redução da lixiviação em outras ou sem efeito mensurável para nenhuma delas. A secagem das folhas ao ar altera significativamente a perda de massa, porém a magnitude e direção dessa mudança são altamente variáveis e não previsíveis (Taylor & Bärlocher, 1996).

No presente estudo, é provável que um dos fatores para os baixos valores de perda de massa no início do experimento, tenha sido o tipo de tratamento utilizado, que pode ter retardado a lixiviação. Uma pequena taxa de decomposição inicial de *E. azurea* também foi observada por Pagioro & Thomaz (1998), (1999) e (2006). Assim como neste estudo, os autores atribuem o resultado obtido ao tipo de metodologia adotada, em que utilizaram folhas de macrófitas senescentes naturalmente secas. Como a decomposição de plantas aquáticas geralmente começa a partir deste estágio de senescência, pode ser que parte de seus compostos lábeis tenham sido perdidos, antes mesmo da incubação na água (Padial & Thomaz, 2006).

As variáveis abióticas dos ecossistemas aquáticos atuam no processo de decomposição e entre elas, a temperatura da água desempenha um importante papel. Em períodos mais quentes, espera-se que a decomposição de macrófitas seja maior, em função do aumento da atividade microbiana (Carvalho *et al.*, 2005). Estes mesmos autores verificaram uma rápida taxa de decomposição de *Egeria najas* em temperaturas de 17° C e 27° C. Durante o presente estudo, a temperatura da água variou de 28° C a 19° C, com valores mais elevados no início do experimento (Figura 5A), período caracterizado pela baixa perda de biomassa vegetal. Portanto, a temperatura da água parece não ter exercido forte influência sobre o resultado obtido. O oxigênio dissolvido também representa um importante fator controlador do processo de decomposição de macrófitas (Bianchini Jr., 2003; Bianchini Jr. *et al.*, 2010 e 2014). A oxidação e decomposição das frações lábeis de *Pistia stratiotes*, foram maiores com elevada disponibilidade de oxigênio na água (Bianchini Jr. *et al.*, 2010), assim como aconteceu para as frações refratárias de *E. azurea* (Cunha-Santino *et al.*, 2010; Bianchini Jr. *et al.*, 2014). Condições anóxicas ou de baixa oxigenação não foram observadas neste estudo, tendo em vista que os valores das concentrações de oxigênio variaram de 9,5 mg.L⁻¹ (7° dia) a 6,8 mg.L⁻¹ (56° dia) (Figura 5B). A elevada densidade de algas perifíticas presente nos bancos de *E. azurea* pode ter contribuído para este resultado. No entanto, mesmo em condições aeróbias favoráveis, a taxa de decomposição continuou sendo baixa.

A decomposição vegetal e ciclagem de nutrientes nos ambientes aquáticos e terrestres, também são fortemente influenciadas pela biodiversidade, que exerce um papel fundamental no processo (Handa *et al.*, 2014). A taxa de decomposição de detritos foliares, por exemplo, pode ser acelerada pela presença de elevada diversidade de microrganismos decompositores associados, pois estes indivíduos são eficientes na degradação da matéria orgânica vegetal (Gessner *et al.*, 2010). Em termos de biomassa, os fungos desempenham um papel mais relevante neste processo, quando comparados as bactérias, que apresentam maior contribuição para as taxas de respiração microbiana (Kuehn *et al.*, 2000; Abelho, *et al.*, 2005). Um estudo sobre os padrões de enzimas atuantes na degradação da matéria orgânica, produzidas pela comunidade de microrganismos associados aos detritos de uma espécie de macrófita emersa, mostrou que os fungos (crescendo sem a presença de bactérias), apresentam elevada capacidade para a decomposição de polímeros, como a lignina, celulose e hemicelulose (Romaní *et al.*, 2006). Estes mesmos autores verificaram que apenas na presença de bactérias, as

enzimas-chave responsáveis pela degradação da lignina e celulose não foram identificadas. De acordo com estes relatos, pode-se inferir que neste estudo, a “ausência” de fungos nos tempos iniciais do experimento, associada ao pico de ATP no mesmo período, contribuíram para os baixos valores de taxa de decomposição.

Embora a variação na taxa de decomposição tenha sido pequena entre os tempos amostrais, diferenças significativas na escala temporal foram verificadas tanto na densidade dos grandes grupos de invertebrados (Figura 18), quanto na densidade (Figura 19A) e composição (Figura 19B) da comunidade de Chironomidae. A densidade total da comunidade e a densidade de Chironomidae seguiram uma curva ascendente de aumento da densidade desde o início do experimento. Alguns estudos dentro desta linha de pesquisa apresentam resultados similares (Stripari & Henry 2002; Gonçalves Jr. *et al.*, 2003; Henry & Stripari, 2005; Silva *et al.*, 2010; Quintão *et al.*, 2013; Silveira *et al.*, 2013), enquanto outros mostram um decréscimo da densidade ao final do experimento (Gonçalves Jr. *et al.*, 2000; Gonçalves Jr. *et al.*, 2004; Silva *et al.*, 2011).

A curva ascendente da densidade de invertebrados observada neste estudo pode estar relacionada aos baixos valores da taxa de decomposição, pois quando o processo é lento, o substrato se torna mais estável e conseqüentemente, aumenta a complexidade das relações biológicas e a probabilidade de um maior número de indivíduos colonizar o detrito (Gonçalves Jr. *et al.*, 2004). Por outro lado, a redução nos valores de densidade ao final do processo de decomposição pode estar relacionada à diminuição na qualidade do substrato como recurso alimentar (Silva *et al.*, 2011), aumento da predação ou da competição por habitat e alimento.

A presença de todos os grupos funcionais de Chironomidae em todos os estágios do processo de decomposição pode estar relacionada à sua estratégia generalista de obtenção de alimento, visto que a maioria dos *taxa* do grupo são onívoros (Berg, 1995; Galizzi *et al.*, 2012) e também consomem elevada quantidade de detritos (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Silveira *et al.*, 2013; Saito & Fonseca-Gessner, 2014). Em experimentos com decomposição de macrófitas, obviamente os detritos são os recursos alimentares mais abundantes. Isso também explica a elevada densidade de Chironomidae observada nos trabalhos com decomposição.

Comparando-se a riqueza taxonômica deste grupo durante o período do experimento, é observado um padrão de aumento ao longo da escala temporal (exceto para o 70º dia). A partir do meio do experimento (14º dia), a riqueza foi o dobro do 1º

dia, sendo esta a maior variação observada, visto que os valores não se modificaram nos demais tempos amostrais, exceto o 56º dia. Por outro lado, a composição dos *taxa* diferiu significativamente na escala temporal (Figura 19B), com menor variação nos tempos amostrais finais. Portanto, é provável que os indivíduos tenham se ajustado a um equilíbrio, mantendo a comunidade estável com relação ao número de *taxa* na maior parte do experimento, mesmo com mudanças na composição taxonômica.

As variadas formas de utilização dos detritos pelos quironomídeos (*e.g.* como uma fonte de alimento ou local de alimentação), bem como sua plasticidade alimentar, podem ter contribuído para o resultado obtido neste estudo.

7. CONCLUSÃO

De acordo com o que foi mencionado, nota-se que a velocidade das taxas de decomposição dos vegetais nos ambientes aquáticos é controlada por múltiplos processos físicos, químicos e biológicos (Sangiorgio *et al.*, 2010). Estes processos podem ser intrínsecos ou extrínsecos, tais como: tipo de decomposição (*e.g.* aeróbia ou anaeróbia), capacidade enzimática da comunidade microbiana na degradação da matéria orgânica, variáveis ambientais (*e.g.* temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido, pH, potencial de óxido-redução) e a qualidade do detrito (Bianchini Jr., *et al.*, 2014).

Os procedimentos adotados neste experimento foram utilizados na tentativa de reproduzir da maneira mais próxima possível, a ocorrência do processo de decomposição de macrófitas aquáticas em condições naturais. Porém, sabe-se que nenhuma metodologia é 100% eficaz, pois a decomposição vegetal e colonização de invertebrados nos detritos, através da manipulação em experimentos são diferentes daquela que ocorre na natureza. Contudo, para que a matéria orgânica analisada nestes estudos apresente uma condição inicial semelhante necessária para o controle, é preciso recorrer ao protocolo experimental.

O tipo de metodologia adotada neste estudo pode ter sido um dos fatores que interferiu na dinâmica do processo de decomposição de *E. azurea*, que foi muito lento quando comparado aos trabalhos da literatura. Por outro lado, a colonização de invertebrados na biomassa vegetal remanescente, apresentou uma curva ascendente de significativo aumento da densidade total à medida que a decomposição avançou na escala temporal. A riqueza taxonômica e funcional de Chironomidae não respondeu da

mesma maneira, entretanto para a composição de *taxa*, nota-se que houve uma modificação ao longo do experimento, que pode ser caracterizada como um processo de sucessão ecológica, com tendência de estabilidade nos tempos amostrais finais (35°, 56° e 70° dia). Este resultado pode ter sido afetado pelo tamanho da abertura de malha utilizada nos *litter bags*. A escolha da dimensão dos poros levou em conta as possíveis perdas de material vegetal remanescente através da malha, mas ao mesmo tempo foi seletiva para a comunidade de invertebrados associados. Este problema poderia ter sido solucionado com a utilização do *litter bag* proposto por Bedford (2004), indicado para uso em ambientes lênticos. Trata-se de em um “saco” composto por dois tipos de malhas com diferentes tamanhos (1mm e 5mm). A malha de tamanho reduzido constitui a parte traseira e o fundo do *litter bag*, enquanto a malha maior forma um painel frontal ($\cong 1/4$), onde os invertebrados têm maior acesso. Após ser comparado a outros tipos de *litter bags* utilizados por Bedford (2004), este método se mostrou o mais eficiente, por abrigar uma maior riqueza e abundância de invertebrados associados aos detritos de macrófita.

Conforme mencionado anteriormente, nem todos os trabalhos utilizam a mesma metodologia. Isso dificulta a interpretação dos dados, gerando dúvidas se as possíveis variações nos resultados obtidos são em função das características intrínsecas do detrito, das comunidades e da área de estudo, ou referem-se à metodologia adotada. Portanto, através do uso de protocolos experimentais padronizados, os estudos sobre decomposição de macrófitas e colonização por invertebrados podem avançar ainda mais no campo do conhecimento científico, possibilitando um melhor entendimento sobre a combinação de fatores que influencia a dinâmica destes processos nos ambientes aquáticos continentais, que continuam merecendo mais investigações.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHO, M., 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*, 1: 656-680.
- ABELHO, M., 2005. Extraction and Quantification of ATP as a Measure of Microbial Biomass. In: GRAÇA, M.A.S.; BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M.O. (Org.).

- Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. Dordrecht: Springer, p. 223-229.
- ABELHO, M.; CRESSA, C. & GRAÇA, M., 2005. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. *Biotropica*, 37(3): 397-402.
- ABELHO, M., 2009. ATP and ergosterol as indicators of fungal biomass during leaf decomposition in streams: a comparative study. *International Review of Hydrobiology*, 94(1): 3-15.
- ÁGOSTON-SZABÓ, E.; DINKA, M.; NÉMEDI, L. & HORVÁTH, G., 2006. Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake. *Aquatic Botany*, 85: 309-316.
- BÄRLOCHER, F., 1992. *The ecology of aquatic hyphomycetes. Ecological studies*. Vol. 94. Berlin: Springer-Verlag.
- BÄRLOCHER, F., 1997. Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. *Limnetica*, 13(2): 1-11.
- BEDFORD, A.P., 2004. A modified litter bag design for use in lentic habitats. *Hydrobiologia*, 529: 187-193.
- BERG, B. & McCLAUGHERTY, C., 2007. *Plant litter decomposition, humus formation, carbon sequestration*. 2^a ed. Heidelberg: Springer, 338 p.
- BERG, H. B. 1995. Larval food and feeding behaviour. In: ARMITAGE, P.D., CRANSTON, P.S. & PINDER, L.C.V. (Orgs.). *The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall, p.136-168.
- BIANCHINI, I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M. & BINI, L.M. (Orgs.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Maringá: Eduem, p. 85–126.
- BIANCHINI Jr., I; SILVA, R.H.; CUNHA-SANTINO, M.B. & PANHOTA, R.S., 2010. Aerobic and anaerobic decomposition of *Pistia stratiotes* leachates from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 559-568.
- BIANCHINI Jr., I; CUNHA-SANTINO, M.B.; RIBEIRO, J.U. & PENTEADO, D.G.B., 2014. Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. on the carbon cycling in a subtropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 74(1): 100-110.

- BOYD, C.E. & GOODYEAR, C.P., 1971. Nutritive quality of food in ecological systems. *Archiv für Hydrobiologie*, 69(2): 256-270.
- CAMPBELL, A.K., 1988. *Chemiluminescence: principles and applications in biology and medicine*. 1^a ed. (Ellis Horwood Series in Biomedicine): Chechester and Wheinhein.
- CARVALHO, P.; THOMAZ, S.M. & BINI, L.M., 2005. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae). *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 51-60.
- CHIMNEY, M.J. & PIETRO, K.C., 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27: 301-321.
- CLARKE, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18:117-143.
- CLARKE, K.R. & GORLEY, R.N., 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E.
- CLARKE, K. & WARWICK, R. M., 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2^a ed. Plymouth: PRIMER-E.
- COFFMAN, W.P. & FERRINGTON Jr., L.C., 1996. Chironomidae. In: MERRIT, R.W. & CUMMINS, K.W. (Org.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3^a ed. Dubuque: Kendall Hunt, p. 635-754.
- CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI Jr., I. & OKAWA, M.H., 2010. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2): 109-121.
- DAVID, F. & BOONSOONG, B., 2014. Colonisation of leaf litter by lotic macroinvertebrates in a headwater stream of the Phachi River (western Thailand). *Fundamental and Applied Limnology*, 184(2): 109-124.
- DeLUCA, M., 1976. Firefly luciferase. *Advances in Enzyme Regulation*, 44: 37-68.
- GALIZZI, M.C. & MARCHESE, M., 2007. Descomposición de hojas de *Tessaria integrifolia* (Asteraceae) y colonización por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná Medio. *Interciencia*, 32(8): 535-540.
- GALIZZI, M.C.; ZILLI, F. & MARCHESE, M., 2012. Diet and functional feeding groups of Chironomidae (Diptera) in the Middle Paraná River floodplain (Argentina). *Iheringia*, 102(2): 117-121.

- GAUR, S.; SINGHAL, P.K. & HASIJA, S.K., 1992. Relative contributions of bacteria and fungi to water hyacinth decomposition. *Aquatic Botany*, 43: 1-15.
- GESSNER, M.O. & NEWELL, S.Y., 1997. Bulk quantitative methods for the examination of eukaryotic organoosmotrophs in plant litter. In: HURST, C.J.; KNUDSEN, G.; MCINERNEY, M.; STEZENBACH, L.D. & WALTER, M. (Org.). *Manual of Environmental Microbiology*. Washington (USA): American Society for Microbiology, p. 295-308.
- GESSNER, M.O., 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged Phragmites shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 66: 9-20.
- GESSNER, M.O., 2005. Ergosterol as a measure of fungal biomass. In: GRAÇA, M.A.S., BÄRLOCHER, F. & GESSNER, M.O. (Org.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Dordrecht: Springer, p. 189–195.
- GESSNER, M.O. & SCHMITT, A.L., 1996. Use of solid-phase-extraction to determine ergosterol concentrations in plant tissue colonized by fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 62: 415-419.
- GESSNER, M.O.; SWAN, C.M.; DANG, C.K.; MCKIE, B.G.; BARDGETT, R.D.; WALL, D.H. & HÄTTENSCHWILER, S., 2010. Diversity meets decomposition. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6): 372-380.
- GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B. & BIANCHINI JR., I., 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14(4):1075-1112.
- GONÇALVES Jr., J.F., ESTEVES, F.A. & CALLISTO, M., 2000. Succession and diversity of Chironomidae in detritus of *Thypha domingensis* in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, state of Rio de Janeiro, Brazil). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27: 2374-2377.
- GONÇALVES Jr., J.F.; ESTEVES, F.A. & CALLISTO, M., 2003. Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(2): 21-27.
- GONÇALVES Jr., J.F.; FRANÇA, J.L.; MEDEIROS, A.O.; ROSA, C.A. & CALLISTO, M., 2006. Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2): 164-177.
- GONÇALVES Jr., J.F.; GRAÇA, M.A.S. & CALLISTO, M., 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low

- dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52: 1440-1451.
- GONÇALVES Jr., J.F.; SANTOS, A.M. & ESTEVES, F.A., 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527: 125–137
- GRAÇA, M.A.S. & CANHOTO, C., 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2): 1-10.
- GULIS, V. & SUBERKROPP, K.F., 2007. Fungi: biomass, production, and sporulation of aquatic hyphomycetes. In: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. (Org.). *Methods in Stream Ecology*. San Diego, Califórnia: Academic Press, p. 311-325.
- GÜSEWELL, S. & GESSNER, M.O., 2009. N:P ratios influence litter decomposition and colonization by fungi and bacteria in microcosms. *Functional Ecology*, 23: 211-219.
- HANDA, T.; AERTS, R.; BERENDSE, F.; BERG, M.P.; BRUDER, A.; BUTENSCHOEN, O.; CHAUVET, E.; GESSNER, M.O.; JABIOL, J.; MAKKONEN, M.; McKIE, B.G.; MALMQVIST, B.; PEETERS, E.T.H.M.; SCHEU, S.; SCHMID, B.; RUIJVEN, J.v.; VOS, V.C.A. & HÄTTENSCHWILER, S., 2014. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. *Nature*, 509: 218-234.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L.; NESSIMIAN, J.L. & DORVILLÉ, L.F.M., 2003. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 63(2):269-281.
- HENRY, R., 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: Henry, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Fundibio, Rima, p. 1-28.
- HENRY, R., 2005. The connectivity of the Paranapanema river with two lateral lakes in its mouth zone into the Jurumirim reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 57-69.
- HENRY-SILVA, G.G. & CAMARGO, A.F.M., 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. *Naturalia*, 25: 111-125.

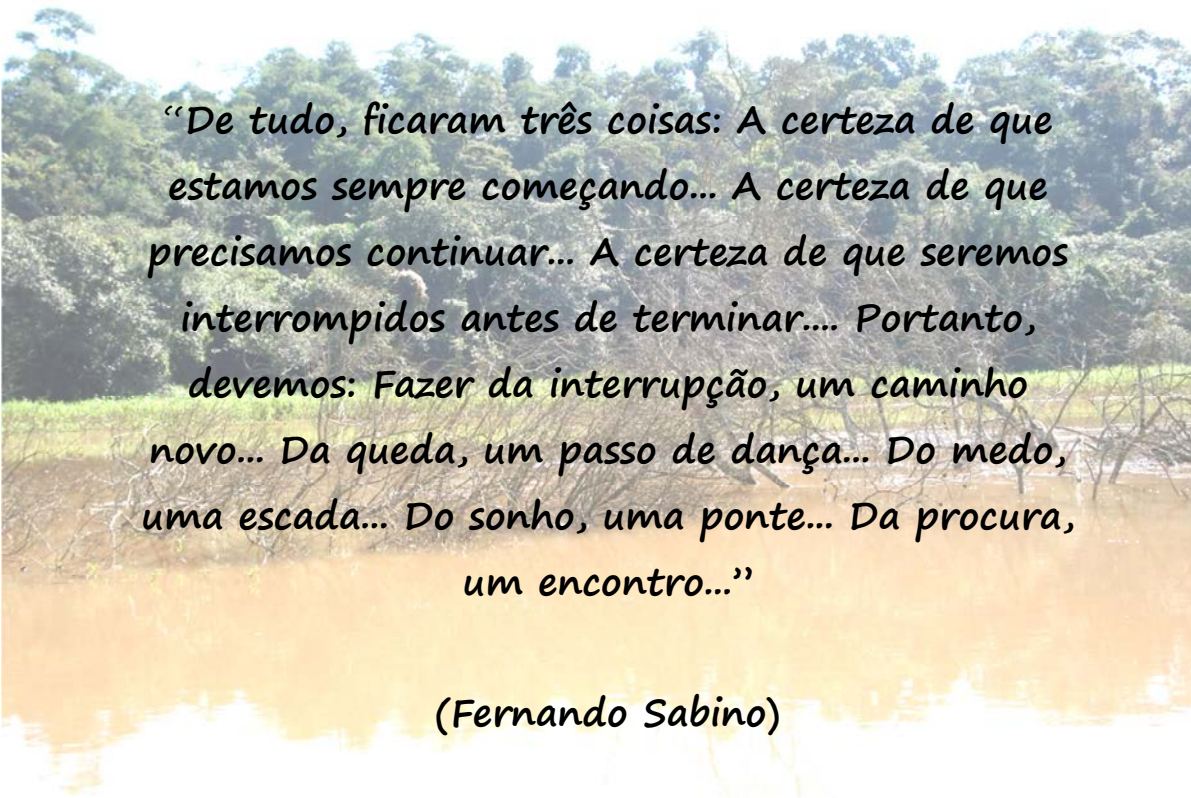
- HENRY-SILVA, G.G.; PEZZATO, M.M.; BENASSI, R.F. & CAMARGO, A.F.M., 2001. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(2): 11-17.
- HENRY, R. & STRIPARI, N.L., 2005. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia crassipes* Solms in the mouth zone of Guareí River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *The Ekologia*, 3(2): 1-12.
- HIEBER, M. & GESSNER, M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology*, 83(4): 1026-1038.
- JANKE, H. & TRIVINHO-STRIXINO, S., 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1): 109-115.
- KÖNIG, R.; HEPP, L.U. & SANTOS, S., 2014. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. *Limnologica*, 45: 61-68.
- KUEHN, K.A.; LEMKE, M.J.; SUBERKROPP, K. & WETZEL, R.G., 2000. Microbial biomass and production associated with decaying leaf litter of the emergent macrophyte *Juncus effusus*. *Limnology and Oceanography*, 45(4): 862-870.
- LANCASTER, J. & DOWNES, B.J., 2013. *Aquatic entomology*. 1^a ed. United Kingdom: Oxford, 285 p.
- LEVENSPIEL, O., 1974. *Engenharia das reações químicas*. 1^a ed. São Paulo: Edgard Blücher, 211 p.
- LIGEIRO, R.; MORETTI, M.S.; GONÇALVES Jr., J.F. & CALLISTO, M., 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654: 125-136.
- LODGE, D.M., 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, 41: 195-224.
- MARTINS, R.T.; SILVEIRA, L.S. & ALVES, R.G., 2011. Colonization by oligochaetes (Annelida: Clitellata) in decomposing leaves of *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth (Pontederiaceae) in a neotropical lentic system. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 47: 339-346.
- McCARTHY, B.J., 1991. The use of ATP measurements in biodeterioration studies. In: WILFRED, H.N. (Org.). *Physical Methods for microorganisms detection*. Florida, USA: p. 129-138.

- MILLE-LINDBLOM, C. & TRANVIK, L.J., 2003. Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. *Microbial Ecology*, 45: 173-182.
- MILLE-LINDBLOM, C.; FISCHER, H. & TRANVIK, L.J., 2006. Antagonism between bacteria and fungi: substrate competition and a possible tradeoff between fungal growth and tolerance towards bacteria. *Oikos*, 113: 233-242.
- MORMUL, R.P.; VIEIRA, L.A.; PRESSINATTE Jr., S.; MONKOLSKI, A. & SANTOS, A.M., 2006. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). *Acta Scientiarum*, 28(2): 109-115.
- NACHTRIEB, J.G.; GRODOWITZ, M.J. & SMART, R.M., 2011. Impact of invertebrates on three aquatic macrophytes: American pondweed, Illinois pondweed, and Mexican water lily. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49: 32-36.
- NEWELL, S.Y., 1992. Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. In: CARROL, G.C. & WICKLOW, D.T. (Org.). *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem*. New York, USA: p. 521-561.
- NEWMAN, R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10(2): 89-114.
- PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M., 1998. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 603-608.
- PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M., 1999. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 411: 45-51.
- PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M., 2006. Effects of flooding regime upon the decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth measured on a tropical, flow-regulated floodplain (Paraná river, Brazil). *River Research and Applications*, 22:791-801.
- POI de NEIFF, A.; NEIFF, J.J. & CASCO, S.L., 2006. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná river floodplain. *Wetlands*, 26(2): 558-566.
- QUINTÃO, J.M.B.; REZENDE, R.S. & GONÇALVES Jr., J.F., 2013. Microbial effects in leaf breakdown in tropical reservoirs of different trophic status. *Freshwater Science*, 32(3): 933-950.

- REUSS, N.S.; HAMERLÍK, L.; LADISLAV; VELLE, G.; MICHELSEN, A.; PEDERSEN, O. & BRODERSEN, K.P., 2013. Stable isotopes reveal that chironomids occupy several trophic levels within West Greenland lakes: Implications for food web studies. *Limnology and Oceanography*, 58(3): 1023-1034.
- REUSS, N.S.; HAMERLÍK, L.; LADISLAV; VELLE, G.; MICHELSEN, A.; PEDERSEN, O. & BRODERSEN, K.P., 2014. Microhabitat influence on chironomid community structure and stable isotope signatures in West Greenland lakes. *Hydrobiologia*, 730: 59-77.
- ROMANÍ, A.M.; FISCHER, H.; MILLE-LINDBLOM, C. & TRANVIK, L.J., 2006. Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. *Ecology*, 87(10): 2559-2569.
- SAITO, V.S. & FONSECA-GESSNER, A.A., 2014. Taxonomic composition and feeding habitats of Chironomidae in Cerrado streams (Southeast Brazil): impacts of land use changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26(1): p. 35-46.
- SALES, M.A.; GONÇALVES Jr., J.F.; DAHORA, J.S. & MEDEIROS, A.O., 2015. Influence of leaf quality in microbial decomposition in a headwater stream in the Brazilian Cerrado: a 1-year study. *Microbial Ecology*, 69: 84-94.
- SANGIORGIO, F.; GLAZIER, D.S.; MANCINELLI, G. & BASSET, A., 2010. How can habitat size influence leaf litter decomposition in five mid-Appalachian springs (USA)? The importance of the structure of the detritivorous guild. *Hydrobiologia*, 654: 227-236.
- SILVA, C.V. & HENRY R., 2013. Aquatic macroinvertebrates associated with *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 149-162.
- SILVA, F.L.; OLIVEIRA, H.R.N.; ESCARPINATI, S.C.; FONSECA-GESSNER, A.A. & PAULA, M.C., 2011. Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis* Aublet and *Salvinia auriculata* Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir. *Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 6(1): 30-39.
- SILVA, F.L.; PAULETO, G.M.; TALAMONI, J.L.B. & RUIZ, S.S., 2009. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum*, 31(1): 73-78.

- SILVA, F.L.; RUIZ, S.S.; BOCHINI, G.L. & MOREIRA, D.C., 2008. Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(2): 135-141.
- SILVA, J.S.; SILVEIRA, W.T.; ALBERTONI, E.F. & PALMA-SILVA, C., 2010. Diversity of Chironomidae (Diptera) in decomposing *Nymphoides indica* (L.) Kuntze in two subtropical lakes with different trophic conditions. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(4): 557-571.
- SILVEIRA, L.S.; MARTINS, R.T.; SILVEIRA, G.A.; GRAZUL, R.M.; LOBO, D.P. & ALVES, R.G., 2013. Colonization by Chironomidae larvae in decomposition leaves of *Eichhornia azurea* in a lentic system in southeastern Brazil. *Journal of Insect Science*, 13(20): 1-13.
- STRIPARI, N. de L. & HENRY, R., 2002. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal Biology*, 62(2): 293-310.
- SUBERKROPP, K., 1991. Relationships between growth and sporulation of aquatic hyphomycetes on decomposing leaf litter. *Mycological Research*, 95(7): 843-850.
- SUBERKROPP, K. 1992. Aquatic hyphomycetes communities. In: CARROL, G.C. & WICKLOW, D.T. (Org.). *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem*. New York, USA: p. 729-747.
- SUBERKROPP, K.; ARSUFFI, T.L. & ANDERSON, J.P, 1983. Comparison of degradative ability, enzymatic activity, and palatability of aquatic hyphomycetes grown on leaf litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(1): 237-244.
- TAYLOR, B.R., 1998. Air-drying depresses rates of leaf litter decomposition. *Soil Biology & Biochemistry*, 30(3): 403-412.
- TAYLOR, B.R. & BÄRLOCHER, F., 1996. Variable effects of air-drying on leaching losses from tree leaf litter. *Hydrobiologia*, 325: 173-182.
- TRIVINHO-STRIXINO, S., 2011. *Larvas de Chironomidae: guia de identificação*. São Carlos: Departamento de Hidrobiologia/Laboratório de Entomologia Aquática/UFSCar, 371 p.
- WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-594.
- WETZEL, R.G., 1975. *Limnology*. Philadelphia: Saunders, 743 p.

- WONG, M.K.M; GOH, T-K.; HODGKISS, I.J.; HYDE, K.D.; RANGHOO, V.M.; TSUI, C.K.M.; HO, W-H.; WONG, W.S.W. & YUEN, T.K., 1998. Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1187-1206.
- ZILLI, F.L.; MONTALTO, L. & MARCHESE, M.R., 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná river floodplain (Argentina). *Limnologica*, 38: 159-171.

A scenic landscape featuring a wide, calm river with a golden-brown hue. The background is filled with a dense line of green trees under a bright sky. The foreground shows a grassy bank with some bare, thin branches extending over the water.

“De tudo, ficaram três coisas: A certeza de que estamos sempre começando... A certeza de que precisamos continuar... A certeza de que seremos interrompidos antes de terminar.... Portanto, devemos: Fazer da interrupção, um caminho novo... Da queda, um passo de dança... Do medo, uma escada... Do sonho, uma ponte... Da procura, um encontro...”

(Fernando Sabino)



*CONSIDERAÇÕES
FINAIS*



CONCLUSÃO GERAL E PERSPECTIVAS FUTURAS

Baseado no estudo “A riqueza e densidade de macroinvertebrados associados a duas macrófitas flutuantes estão relacionadas com a disponibilidade de hábitat?”, descrito no Capítulo I, pode-se concluir que não, pois a macrófita com valores mais elevados de biomassa e volume do sistema radicular (*E. crassipes*) apresentou a menor densidade de macroinvertebrados. Com relação à riqueza, no período de setembro/2011, o número de *taxa* foi mais elevado em *E. crassipes* quando comparado a *S. auriculata*, porém em duas das cinco estações de amostragem, valores muito similares foram registrados. Em janeiro/2012, a riqueza taxonômica foi maior em *S. auriculata* na maioria das estações de amostragem. Portanto, não houve um padrão marcadamente definido de mais *taxa* associados à macrófita com maior disponibilidade de hábitat.

Relatos na literatura apontam uma correlação positiva da biomassa e volume do sistema radicular de macrófitas com a densidade de macroinvertebrados, porém este resultado não foi observado no presente estudo e a hipótese inicial foi rejeitada. É difícil isolar um único fator, neste caso, disponibilidade de hábitat, para explicar os padrões de distribuição dos macroinvertebrados nos ambientes aquáticos. Por isso, acredita-se que as associações de macroinvertebrados e macrófitas aqui relatadas, foram influenciadas por um complexo arranjo de interações com diferentes combinações de fatores bióticos e abióticos, tais como: a disposição e o tamanho dos bancos das macrófitas no ambiente (de forma contínua e de maior extensão em *S. auriculata* – fragmentado e menor em *E. crassipes*); a variação da concentração de oxigênio dissolvido no eixo vertical no interior dos bancos de *E. crassipes*; a biomassa periférica aderida às raízes das macrófitas; a densidade das macrófitas; a composição química e a complexidade do sistema radicular. Entretanto, essas variáveis não foram medidas (exceto os teores de nitrogênio e fósforo das raízes das plantas) e tratam-se apenas de inferências para explicar o resultado obtido. Ainda é possível obter informações adicionais sobre a composição química do sistema radicular das duas macrófitas flutuantes, e como perspectiva futura pretende-se, realizar a determinação das concentrações de outros componentes químicos das raízes das macrófitas estudadas, para melhor verificar sua influência nos resultados obtidos. Além disso, está planejado reexaminar as amostras da fauna associada, com um refinamento da análise taxonômica, a fim de obter uma visão mais abrangente da estrutura da comunidade de macroinvertebrados.

Macrófitas aquáticas são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos e independentemente da sua morfologia, contribuem de alguma forma para a heterogeneidade espacial do hábitat. Isso foi comprovado neste estudo, pois assim como *S. auriculata* e *E. crassipes* abrigaram uma abundante fauna de macroinvertebrados associada as suas densas raízes, macrófitas com sistema radicular extremamente reduzido, como *R. natans* e *S. intermedia*, também foram capazes de constituir um substrato para elevada abundância de macroinvertebrados. No entanto, ao comparar a elevada abundância de macroinvertebrados à fauna obtida em substrato artificial semelhante às raízes de *R. natans* e *S. intermedia*, verifica-se que um número significativamente menor de indivíduos “buscou” abrigo e refúgio no substrato artificial.

O experimento de colonização nos referidos substratos artificiais foi conduzido em um período de elevada precipitação. As chuvas provocaram inundações na área selecionada para o estudo e, este pode ter sido um fator determinante que afetou a colonização dos macroinvertebrados nos substratos artificiais, resultando em um padrão de oscilação nos valores de densidade total nos tempos amostrais sucessivos. Esse período foi caracterizado por uma dinâmica de “descolonização” e “recolonização” de macroinvertebrados. Outra possível explicação para o menor número de indivíduos nos substratos artificiais refere-se à qualidade da oferta de alimento em ambos os substratos. Viver associado às macrófitas pode ser mais vantajoso para os macroinvertebrados, pois muitos *taxa* podem também se alimentar do próprio tecido vegetal destas plantas. Por outro lado, no substrato artificial inorgânico utilizado para este estudo, a única fonte de alimento foi a matéria orgânica particulada aderida, pois o *design* utilizado para a confecção dos substratos impediu a colonização do perifíton.

A hipótese inicial do estudo “*Ao final do experimento de colonização, a composição e a densidade da comunidade de macroinvertebrados associados ao substrato artificial serão semelhantes à obtida no substrato natural?*”, descrita no Capítulo II, foi parcialmente comprovada, tendo em vista que houve diferença na composição de *taxa* no substrato artificial e nas macrófitas, mas não foi verificada uma tendência de similaridade nos valores de densidade em ambos os substratos ao final do experimento. Conforme mencionado anteriormente, o distúrbio hidrológico provocado pelas chuvas afetou o processo de colonização e conseqüentemente na densidade de indivíduos. Com relação à colonização dos *taxa*, Oligochaeta, Amphipoda e Chironomidae foram observados nos substratos artificiais desde o início do

experimento, sendo, portanto importantes organismos pioneiros no processo de sucessão ecológica. Entre os gêneros de Chironomidae no substrato artificial, *Goeldichironomus* sp. foi o táxon predominante durante todo o período de estudo. A fim de comparar os atributos ecológicos dos quironomídeos nos substratos artificiais e nas macrófitas, buscando encontrar eventuais diferenças na composição taxonômica, planeja-se identificar também em nível de gênero, a fauna de Chironomidae associada às macrófitas.

A colonização de macroinvertebrados em detritos foliares de *E. azurea* também teve como um dos seus principais participantes os quironomídeos. Esse estudo, intitulado “*Fatores determinantes na decomposição foliar de Eichhornia azurea (Sw.) Kunth e na colonização simultânea pelos microrganismos e macroinvertebrados associados*”, descrito no Capítulo III, mostrou que o tipo de metodologia adotada no processamento prévio das folhas de *E. azurea*, antes de iniciar o experimento, pode ter afetado os valores das suas taxas de decomposição, bem como na colonização dos indivíduos. Optou-se pela secagem das folhas ao ar livre e pelo uso de *litter bags* com abertura de malha de 2 mm. Tal escolha foi motivada em função dos relatos na literatura onde é mencionado que a secagem em estufa, como procedimento prévio, é um fator acelerador do processo de decomposição e, o uso de malha de 2 mm foi escolhido para evitar a perda de material vegetal através do poro da malha do *litter bag*.

Ambas as metodologias não são 100% eficazes, mas o intuito foi tentar reproduzir da maneira mais próxima possível, a ocorrência do processo de decomposição de macrófitas aquáticas em condições naturais. Os resultados aqui obtidos para a taxa de decomposição de *E. azurea*, são muito diferentes dos trabalhos na literatura. A perda de biomassa após 2,5 meses de incubação foi de apenas 4,4% do valor inicial. Este resultado sugere que talvez, o processo de decomposição nesse estudo nem tenha começado de fato e/ou que a decomposição na natureza seja muito mais lenta do que imaginamos.

Estudo experimental comparativo envolvendo diferentes procedimentos metodológicos, utilizados para medir o processo de decomposição de macrófitas aquáticas, poderia elucidar melhor as diferentes respostas relatadas na literatura e os nossos dados. Nesses protocolos metodológicos também deveriam ser testados os diferentes tamanhos da abertura da malha dos *litter bags*, visto que podem ser seletivos, determinando possível redução no número de indivíduos fragmentadores do detrito e conseqüentemente afetando a *taxa* de decomposição. Além disso, poderiam ocasionar

perda do material, acarretando em resultados errôneos na análise do processo de decomposição. Como perspectiva futura, pretende-se testar *litter bags* que não sejam barreira ou filtro à entrada de macroinvertebrados de maior tamanho e que, ao mesmo tempo, evitem a perda dos detritos vegetais. A proposta de Bedford (2004) parece ser muito adequada para atender a esta condição.

A comunidade de invertebrados aquáticos associados aos detritos foliares de *E. azurea* mostrou crescente aumento em termos de densidade ao longo do experimento, porém a riqueza taxonômica total (em níveis de grandes grupos) não seguiu o mesmo padrão. Com relação à riqueza e densidade de Chironomidae, os valores seguiram uma curva ascendente no decorrer do experimento, porém esta tendência foi mais evidente para a densidade. Desta forma, a hipótese inicial “*Durante o processo de decomposição foliar de E. azurea a comunidade de Chironomidae (Diptera) associada aos detritos, apresenta uma variação na sua densidade e riqueza taxonômica e funcional?*”, não foi comprovada apenas para a riqueza funcional, uma vez que as cinco categorias tróficas obtidas no estudo foram observadas em todos os tempos amostrais, sendo a dos coletores a mais representativa. Entretanto, os hábitos alimentares de Chironomidae ainda são mal compreendidos e são necessários estudos de investigação do comportamento alimentar das larvas, com análises mais aprofundadas (*e.g.* observação do conteúdo estomacal ou uso de isótopos estáveis) para auxiliar no esclarecimento da complexa ecologia trófica destes indivíduos.

Ao consumir os detritos de macrófitas, os quironomídeos também estão se alimentando dos microrganismos associados ao processo de decomposição. A biomassa dos fungos, estimada através da dosagem da concentração de ergosterol, foi a variável com maior número de correlações positivas com os grandes grupos de invertebrados e gêneros de Chironomidae.

De um modo geral, os resultados obtidos nesse estudo, relatados nos três capítulos, constituem uma contribuição para o entendimento da relação entre heterogeneidade espacial, colonização, sucessão ecológica e decomposição de macrófitas com a comunidade de macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos continentais, embora muitas questões ainda permaneçam em aberto. Por isso, conforme mencionado anteriormente pretende-se reexaminar o material coletado, a fim de elucidar as questões aqui levantadas e gerar ainda mais conhecimento necessário para a manutenção e a preservação da fauna de macroinvertebrados, que exerce um papel relevante nos ecossistemas aquáticos continentais.