UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

Escola de Engenharia de São Carlos

Departamento de Hidráulica e Saneamento

DANIEL PERONI ABRAHÃO

**Avaliação da produção secundária em córregos de Cerrado pela análise da
comunidade de macroinvertebrados aquáticos.**

VERSÃO CORRIGIDA

SÃO CARLOS - SP

2017

DANIEL PERONI ABRAHÃO

Avaliação da produção secundária em córregos de Cerrado pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Dissertação apresentada ao Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção de Título de mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Juliano José Corbi

SÃO CARLOS – SP

2017

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes e
Seção Técnica de Informática, EESC/USP com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Abrahão, Daniel Peroni
AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO SECUNDÁRIA EM CÓRREGOS DE
AAbraa CERRADO PELA ANÁLISE DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS / Daniel Peroni Abrahão;
orientador Juliano José Corbi. São Carlos, 2017.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2017.

1. Macroinvertebrados. 2. Produção Secundária. 3.
Cerrado. I. Título.

~~Bibliotecário responsável pela estrutura de catalogação da publicação:~~

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Bacharel **DANIEL PERONI ABRAHÃO**.

Título da dissertação: "Avaliação da produção secundária em córregos de cerrado pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos".

Data da defesa: 05/10/2017.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Dr. **Juliano José Corbi**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Frederico Yuri Hanai**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Prof. Dr. **Giuliano Buzá Jacobucci**
(Universidade Federal de Uberlândia/UFU)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendonço**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

DEDICATÓRIA

A minha família, que considero pessoas próximas a mim como: pai, mãe, irmãos, esposa, filho, sobrinhos e amigos. Pelo incentivo, apoio e confiança em mim depositada para minha formação pessoal e profissional.

AGRADECIMENTOS

A Deus em primeiro lugar, por sempre iluminar meu caminho e me dar forças para continuar sempre na realização de meus sonhos.

À Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos pela oportunidade e suporte, tanto estrutural como pessoal, para a realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Juliano José Corbi, por ter me aceito na minha orientação nesse processo de formação profissional e pessoal, pela confiança depositada e a paciência com a minha pessoa, estarei sempre agradecido e orgulhoso por Deus ter me dado a oportunidade de tê-lo como orientador e amigo.

Ao CNPq por ter me concedido a bolsa para poder realizar esta pesquisa.

Aos pesquisadores estrangeiros Matt Whiles e Walter Dodds por também terem dado suporte, ensinamentos e experiência de vida.

Aos pesquisadores Davi Gasparini, coordenador do projeto que fiz parte, e Vinicius Neri Lima pela ajuda, compreensão e ensinamento.

A toda a equipe do laboratório, estagiários, mestrandos, doutorandos e pós doutorandos, pela paciência, amizade, ensino e dúvidas tiradas.

Ao meu parceiro de pesquisa e amigo irmão José Leonardo da Silva Mello, mesmo com seu temperamento único me ajudou em muitas ocasiões, me fez ficar nervoso mas também me fez rir, agradeço imensamente a amizade e o apoio.

RESUMO

ABRAHÃO, D. P. Avaliação da produção secundária em córregos de Cerrado pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, 2017. 98p. Dissertação (Mestrado) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Os recursos hídricos vêm sendo cada vez mais comprometidos devido aos impactos antrópicos que modificam o ambiente aquático e interferem na estrutura das comunidades aquáticas. O desmatamento das matas ciliares é um fator muito importante na alteração do ambiente aquático, pois influencia direta e indiretamente na fauna, especialmente a dos macroinvertebrados aquáticos. Nos dias atuais, um vasto número de estudos vem sendo desenvolvidos em ambientes aquáticos, em virtude da sua importância para a população humana e também para o estabelecimento de organismos que dependem destes ecossistemas e fazem parte das teias tróficas. Ferramentas biológicas têm tido destaque para o monitoramento e avaliação dos ambientes aquáticos, devido à relação direta dos organismos com o ambiente durante todo o seu ciclo de vida. A produção secundária em ambientes aquáticos é uma ferramenta muito importante, pois estuda o sucesso na sobrevivência do organismo consumidor, agrupando vários componentes populacionais como densidade, biomassa, crescimento, reprodução e sobrevivência, fornecendo uma inter-relação entre as populações e os ecossistemas. Estudos sobre estimativa de produção secundária em ambientes aquáticos são bastante utilizados em regiões temperadas, mas, ainda escassos em regiões tropicais. O presente estudo tem por escopo avaliar a produtividade secundária em córregos de Cerrado, pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos com o objetivo de obter um entendimento sobre a estimativa de produção secundária em córregos localizados em áreas de Cerrado. Os resultados demonstram que os valores de produtividade secundária obtidos neste estudo são maiores que os obtidos em estudos de riachos em regiões temperadas, tal influência pode ser atribuída a maiores temperaturas em córregos tropicais, pois estas são responsáveis por interferir no ciclo de vida dos indivíduos em questão.

Palavras-chaves: Macroinvertebrados, produção secundária e Cerrado.

ABSTRACT

ABRAHÃO, D. P. Evaluation of Brazilian savannah streams by aquatic macroinvertebrate community analysis, 2017. 98p. Dissertação (Mestrado) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

Water resources are being increasingly compromised due to the anthropic impacts that modify the aquatic environment and alter the aquatic communities structure. The deforestation of riparian vegetation is a very important factor that impact the aquatic environment, as it has a direct influence on the aquatic biota, especially on aquatic macroinvertebrates community structure. Nowadays, many studies have been carried out in aquatic environments, due to their importance to the human population, and to the establishment of organisms that depend on these ecosystems and are part of the trophic webs. Biological tools have been highlighted for the monitoring and evaluation of aquatic environments, due to the direct relationship of organisms with the environment throughout their life cycle. Secondary production in aquatic environments is a very important tool because can studies the success in the survival of the consumer organisms, bringing together several population components such as density, biomass, growth, reproduction and survival, providing an interrelationship between populations and ecosystems. Studies on the estimation of secondary production in aquatic environments are widely used in temperate regions, but still scarce in tropical regions. The present study aims to evaluate secondary productivity in Cerrado streams by analyzing the aquatic macroinvertebrates community with the objective to obtain an understanding of the estimate of secondary production in Cerrado areas. The results show that the values of secondary productivity obtained in this study are higher than those obtained in studies of streams in temperate regions, such influence can be attributed to the high temperatures in tropical streams, since these are responsible for interfering in the life cycle of the individuals in question.

Keywords: Macroinvertebrados, secondary production and Cerrado

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fisionomia geral dos córregos estudados, Espraiado (A), Canchim (B), Broa (C).	35
Figura 2 - Esquema da configuração para medida de vazão do riacho.....	38
Figura 3 - Câmaras de crescimento <i>in situ</i>	41
Figura 4 - Triagem em campo.....	41
Figura 5 - Organismos sendo medidos.....	42
Figura 6 - Gráfico de precipitação media ao longo do período estudado.	44
Figura 7 - <i>Box Plot</i> comparativo entre o índice de táxon aplicado aos córregos estudados.	48
Figura 8 - <i>Box Plot</i> comparativo entre número de indivíduos aplicados aos córregos estudados.....	49
Figura 9 - <i>Box Plot</i> comparativo entre índice de Dominancia_D aplicado aos córregos estudados.....	50
Figura 10 - <i>Box Plot</i> comparativo entre o índice de Equitabilidade_J aplicado aos córregos estudados.....	50
Figura 11 - <i>Box Plot</i> comparativo entre o índice de Maragalef aplicado aos córregos estudados.....	51
Figura 12 - <i>Box Plot</i> comparativo entre índice de Sannon_H aplicado aos córregos estudados.....	52
Figura 13 - <i>Box Plot</i> comparativo entre o índice de Simpson_1-D aplicado aos córregos estudados.....	53
Figura 14 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de 1 ano – Espraiado. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	60
Figura 15 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de estudo – Broa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	62
Figura 16 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de estudo – Embrapa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	64
Figura 17 - Proporção da fauna de Chironomidae e Ephemeroptera no Espraiado.....	66
Figura 18 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego do Espraiado para Chironomidae.....	67
Figura 19 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Espraiado para Ephemeroptera.	68
Figura 20 - Proporção da fauna de Chironomidae e Ephemeroptera no riacho do Broa.	69
Figura 21 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Broa para Chironomidae.....	71
Figura 22 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Broa para Ephemeroptera.	72
Figura 23 - Porcentagem anual da fauna de Chironomidae (não Tanypodinae - NT) e Ephemeroptera no riacho da Embrapa.	73
Figura 24 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Embrapa para Chironomidae.	74

Figura 25 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Espraiado para Ephemeroptera.....	76
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estações de coleta no Cerrado (SP) e suas respectivas coordenadas geográficas ...	34
Tabela 2 – Períodos de amostragens bimestrais, entre outubro de 2015 e agosto de 2016, no Cerrado (SP).....	36
Tabela 3 - Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados.....	37
Tabela 4 - Diversidade de 1 ano nos três riachos estudados. Legenda: ES (Espraiado), BR (Broa) e EM (Embrapa).	45
Tabela 5 - Índices comunitários aplicados aos riachos estudados. Legenda: ES: Espraiado; BR: Broa; EM: Embrapa.....	47
Tabela 6 - Índices comunitários para o riacho Espraiado.	54
Tabela 7 - Índices comunitários para o riacho Broa.	55
Tabela 8 - Índices comunitários para o riacho Embrapa.....	56
Tabela 9 - Grupos Funcionais de Alimentação, Espraiado. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	59
Tabela 10 - Grupos Funcionais de Alimentação, Broa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	61
Tabela 11 - Grupos Funcionais de Alimentação, Embrapa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.	63
Tabela 12 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae em ralação a fauna do riacho.....	65
Tabela 13 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no Espraiado.....	66
Tabela 14 - Produção secundária para Chironomidae (NT) no córrego Espraiado	66
Tabela 15 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no Espraiado	67
Tabela 16 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego Espraiado.....	68
Tabela 17 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae em ralação a fauna do riacho.....	69
Tabela 18 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no riacho do Broa.	70
Tabela 19 - Produção secundária para Chironomidae (NT) no córrego do Broa.	70
Tabela 20 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no riacho do Broa.....	71
Tabela 21 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego do Broa.	72
Tabela 22 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae (não Tanypodinae) em ralação a fauna do riacho da Embrapa.	73
Tabela 23 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no riacho da Embrapa.....	73
Tabela 24 - Produção secundária para Chironomidae no córrego da Embrapa.	74
Tabela 25 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no riacho da Embrapa... ..	75
Tabela 26 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego da Embrapa.	75
Tabela 27 - Média das características físicas e químicas anual dos riachos estudados.	79

SUMÁRIO

RESUMO	1109
ABSTRACT	120
LISTA DE FIGURAS	113
LISTA DE TABELAS	153
1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	20
2.1 Objetivo Geral.....	20
2.2 Objetivos Específicos.....	20
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1 Ambientes Aquáticos Continentais	22
3.2 Cerrado.....	24
3.3 Mata Ciliar	26
3.4 Macroinvertebrados Aquáticos	27
3.5 Produção secundária e crescimento instantâneo	30
4 MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1 Área de Estudo	34
4.2 Caracterização e Monitoramento dos Riachos.....	35
4.3 Variáveis climatológicas	36
4.4 Variáveis da água	36
4.5 Caracterização geral da mata ciliar	37
4.6 Variáveis hidrológicas.....	37
4.7 Variáveis do sedimento.....	39
4.8 Caracterizações Ambientais e Produção Secundária por Macroinvertebrados Aquáticos	39
4.9 Produção Secundária.....	40
4.10 Análise Estatística dos Dados	43
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1 Precipitação	44
5.2 Macroinvertebrados aquáticos	44
5.2.1 Caracterização e Diagnostico Ambiental – Índices comunitários	44
5.2.2 Grupos Funcionais	59
5.2.3 Produção Secundária.....	65

5.3 Variáveis abióticas.....	78
6 CONCLUSÃO.....	82
REFERÊNCIAS	84

1 INTRODUÇÃO

Córregos são ambientes caracterizados por uma diversidade de processos que contribuem para o equilíbrio ambiental e para os serviços ecossistêmicos, consequentemente, para a manutenção da qualidade de vida humana. Entretanto, os cursos d'água são especialmente vulneráveis aos impactos ocasionados pelas atividades antrópicas, particularmente aqueles relacionados às alterações no uso e ocupação do solo e à intensificação das atividades agrícolas (Giller et al., 2004; Vörosmary et al., 2010). Estes ambientes estão conectados diretamente à vegetação ciliar presente no seu entorno. Esta vegetação pode ser considerada uma interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Naiman et al., 2005), desempenhando importantes funções para a integridade ambiental dos cursos de água. A cobertura vegetal é responsável, por exemplo, pela filtração de nutrientes e poluentes provenientes de atividades agrícolas e mitigação de processos erosivos (Sweeney et al., 2004; Verhoeven et al., 2006), estabilização das margens, aumento da heterogeneidade do leito fluvial, e consequente aumento da variedade de habitats para as comunidades biológicas (Naiman et al., 2005). A cobertura vegetal, por meio do sombreamento, também vem a proteger os cursos de água contra significativas flutuações de temperaturas (Lima; Zakia, 2001).

As alterações no uso do solo no entorno dos riachos podem representar uma quebra na ligação entre os sistemas aquático e terrestre (Snyder et al., 2003) e podem acarretar diversas consequências, não só para a biodiversidade aquática, como para importantes processos ecológicos, como a produção primária e secundária de energia, a respiração do ecossistema e a ciclagem de nutrientes (Sweeney et al., 2004; Lepori et al., 2005). A proteção das áreas de vegetação ripária é considerada de extrema importância para a preservação da integridade funcional e biológica dos cursos de água (Gregory et al., 1991).

A produção secundária pelos macroinvertebrados aquáticos está intimamente relacionada ao balanço entre a produção primária e a contribuição de matéria orgânica alóctone nos ambientes aquáticos. A produção secundária pode ser definida como o desenvolvimento de biomassa de organismos heterotróficos ao longo do tempo (Benke, 1984). A medição da produção secundária possui papel essencial no entendimento da dinâmica dos ecossistemas aquáticos, uma vez que a produção é uma das principais vias do fluxo de energia nesses ambientes (Waters, 1977; Downing, 1984). Em riachos, a produção secundária de macroinvertebrados pode ser controlada pelas diferentes fontes de carbono (Stagliano; Whiles, 2002) e pode sofrer influência de fatores como a heterogeneidade

espacial, temperatura e características químicas da água (Brand; Miserendino, 2012). Em regiões que apresentam regimes térmicos mais estáveis, as taxas de produção e biomassa tendem a ser mais elevadas, independentemente da estação do ano (Bottová et al., 2013).

Este projeto foi realizado em São Carlos – SP, área de Cerrado Paulista, pois faz parte de um projeto maior onde houve a comparação entre a produção primária e secundária em diferentes biomas no Brasil e no Mundo.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a produção secundária em córregos de Cerrado, pela análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em 3 córregos de Cerrado na região central do Estado de São Paulo.

2.2 Objetivos Específicos

- Descrever a macrofauna dos três córregos analisados até o menor nível de resolução taxonômica possível;
- Reproduzir um diagnóstico ambiental de acordo com a comunidade dos macroinvertebrados;
- Estimar a produção secundária de acordo com a comunidade de macroinvertebrados dos córregos estudados;
- Quantificar, por meio de câmaras de crescimento *in situ*, as taxas da produção secundária de macroinvertebrados aquáticos e identificar os possíveis fatores que motivam os padrões do ciclo de vida e dimensão das populações de Ephemeroptera e Chironomidae;
- Comparar os três córregos estudados para observar possíveis diferenças entre a produção secundária sobre as comunidades e sobre o crescimento instantâneo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Ambientes Aquáticos Continentais

Cerca de 12% da disponibilidade mundial de Recursos Hídricos está localizada no Brasil (MMA e ANA, 2007). Porém, esta disponibilidade vem sendo comprometida devido aos diversos impactos antrópicos aos quais os ambientes aquáticos estão sendo submetidos (Couceiro e Hamada 2011). Atividades antrópicas vêm modificando o ambiente aquático e influenciando as comunidades aquáticas de forma rápida e, muitas vezes, severa. As alterações da estrutura do habitat e das características físicas e químicas da água resultam em efeitos negativos sobre a biota em resposta a um determinado tipo de impacto (Hamada et al., 2014). Em várias regiões do mundo o crescimento urbano e populacional acelerado e desenfreado tem alterado e impactado radicalmente os ambientes terrestres e aquáticos como consequência das atividades humanas (Payne, 1986). No Brasil, a situação é semelhante, o uso e ocupação do solo de forma inadequada, industrialização e poluição nos centros urbanos são exemplos de ações que tem diminuído a qualidade de vida da população além de causar drástica redução da biodiversidade tanto terrestre como aquática (Silva et al., 1998).

Os ambientes aquáticos têm sido alterados em diferentes proporções como consequência negativa de atividades antrópicas (por exemplo: mineração, construção de represas, eutrofização artificial, canalização e retificação). Os córregos absorvem tudo o que acontece nas áreas ao redor, considerando-se o uso e ocupação do solo. Assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências das ações do homem (Callisto et al, 2001). Alterações em cabeceiras de rios alteram trechos a jusante devido ao transporte de massas d'água e sedimentos de origem alóctone ou erodida das margens. Os desequilíbrios antrópicos em bacias de drenagem afetam diretamente as comunidades de organismos aquáticos devido aos processos de lavagem e carreamento do sedimento aquático (Dudgeon, 1996).

As características físicas e químicas dos ambientes aquáticos, como por exemplo, o pH a condutividade elétrica, a turbidez da água e sua qualidade ambiental, como por exemplo, a presença vegetação ciliar são os elementos mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes aquáticos (Merrit e Cummins, 1996). A fauna e a flora presentes neste sistema também são influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água (geomorfologia, velocidade da corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção). A situação de um corpo d'água está estreitamente relacionada às atividades humanas realizadas em seu entorno.

A saúde de ecossistemas é uma abordagem um tanto quanto nova (Shrader-Frechette, 1994) que visa à integração de conhecimentos básicos em ecologia (Fairweather, 1999). Esta pode ser avaliada com base em três atributos físicos e químicos de um ambiente aquático (sua fonte de energia, qualidade de água e descarga de fluxo), mais a sua biota e habitats, produzindo as condições naturais em todas as escalas de tempo e espaço (Karr, 1991). A saúde de um ecossistema aquático pode ser concluída com base na caracterização da sua estrutura (elementos biológicos e sua interação com parâmetros físicos e químicos) e funcionamento (processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, como produção primária e secundária, consumo e decomposição de matéria orgânica) (Barbosa et al., 2001). O uso e cobertura do solo, em especial a cobertura da mata ciliar adjacente aos cursos d'água, está fortemente correlacionada com a integridade dos ecossistemas aquáticos (Sheldon et al. 2012). Diversos estudos mostram forte relação da composição e estrutura das matas ciliares na qualidade da água de riachos (Merritt et al., 2010; Souza et al., 2013; Fernandes et al., 2014), sendo que, um dos principais referenciais é a largura das mesmas para políticas de preservação de corpos d'água em todo o mundo (Tanaka et al., 2015). Por isso a preocupação com a perda da biodiversidade e os possíveis efeitos sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas tem aumentado, dado a rapidez com a qual estas vêm ocorrendo (Chapin et al 2000). Muito da nossa compreensão atual das relações entre a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema é baseado em manipulações ou comunidades inventariadas em pequena escala (Petchey et al., 2004).

A verificação da diversidade de habitats é uma ferramenta importante na abordagem de saúde de ecossistemas aquáticos, devido à relação forte entre a biodiversidade aquática e a disponibilidade de habitats (Galdean et al., 2000). O termo biodiversidade denota a diversidade biológica, sendo definida como a variação entre os organismos vivos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte (Groombridge e Jenkins, 1996).

Logo o estudo de ambientes prístinos, ou com o mínimo de impacto, proverão o conhecimento da interação entre as populações das espécies do bioma, ou local estudado, nos fornecendo dados para que possamos nos dedicar a conservação destes locais. Tais informações nos revelam dados do quanto cada espécie é importante para aquele ambiente e as interações entre elas, o conhecimento de aspectos das comunidades aquáticas e a distribuição de táxons podem ter reflexos diretos no entendimento de padrões eco regionais e no aprimoramento de técnicas de avaliação de impactos.

3.2 Cerrado

Biomass são denominados pela análise de características de determinados locais, como clima, solo, topografia e as influências dos ambientes aquáticos, e são determinantes na mudança da vida animal e vegetal, assim como o funcionamento dos ecossistemas na superfície terrestre. Sabemos que não há lugares que hospedem exatamente o mesmo conjunto de espécies, agrupamos as comunidades biológicas e os ecossistemas em categorias, baseado no clima e na forma da vegetação local e em seu caráter geral. Mesmo que estejam em diferentes partes do mundo, os ecossistemas pertencentes ao mesmo tipo de bioma desenvolvem uma estrutura de vegetação e funcionamento semelhantes, incluindo ciclagem de nutrientes e produtividade, sob condições ambientais parecidas. Assim, estes proporcionam pontos de referência convenientes para comparar os processos ecológicos em uma escala global (Ricklefs, 2012).

Segundo Coultinho, 2006, bioma está situado um local do espaço geográfico, com áreas de até mais de um milhão de quilômetros quadrados, caracterizando-se por ter a uniformidade de um macroclima definido e um aspecto de vegetação, fauna e organismos vivos associados, e de outras condições ambientais. Estas características lhe conferem uma estrutura e uma funcionalidade peculiares, uma ecologia própria. No bioma de floresta estacional semidecidual, ocorre tipicamente uma estação seca correspondente ao inverno, tais florestas tem a maioria de árvores decíduas que perdem suas folhas durante a estação de falta de água, tal estação não é longa e nem severa, neste bioma a vegetação não é alta e tem presença de espinhos, que se desenvolvem para proteger as folhas da pastagem (Ricklefs, 2012).

O Cerrado, um importante bioma brasileiro, é considerado um dos ‘hotspots’ para a conservação da biodiversidade mundial (Klink e Macahdo 2005), é o nome comumente utilizado para caracterizar o conjunto de ecossistemas (savanas, matas, campos e matas de galeria) que ocorrem no Brasil Central (Eiten, 1977). O cerrado ocupa parte significativa do território nacional. Sua área contínua abrange diversos estados das regiões Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste, apresentando também áreas disjuntas no Norte e Sul do país, sua vegetação se apresenta em duas principais formações: as arbóreas e as herbáceas (Coutinho 1978), que são determinadas pela ação do fogo, principalmente, pelas características dos solos (Coutinho 1982), e também por diversos outros fatores como clima, nutrientes, disponibilidade de água, pecuária e atividades antropológicas (Ribeiro e Walter 1998).

Devido às dimensões geográficas e a disponibilidade de recursos naturais, o Cerrado brasileiro, e os ecossistemas a ele associados, tem sido um dos principais alvos das referidas alterações ambientais. A desordenada ocupação humana, nas suas mais variadas formas, tem transformado esse bioma em uma paisagem cada vez mais fragmentada, representada por ilhas inseridas em uma matriz de agroecossistemas (Padovesi-Fonseca, 2006).

Nos últimos anos, mais da metade do seu território original foi cultivado com pastagens plantadas e culturas anuais, especialmente por cana-de-açúcar (Corbi et al., 2017). O desmatamento no Cerrado tem sido superior aos observados para a Floresta Amazônica e o esforço de conservação desse bioma é muito inferior, com um número muito baixo em vista de sua importância e magnitude, mudanças na cobertura vegetal também alteram a hidrologia e afetam a dinâmica e os estoques de carbono neste ecossistema (Klink e Machado 2005). Estes fatores, principalmente a presença de matas ciliares, têm sido reconhecidos como a principal causa de alteração do ambiente aquático, influenciando direta e indiretamente a fauna aquática em geral, especialmente a dos invertebrados (Vannote et al, 1980; Yoshimura 2012). O desmatamento das margens dos sistemas aquáticos, por exemplo, desestabiliza o solo e favorece o processo de erosão, aumentando a entrada de sedimentos nos leitos dos córregos, causando soterramento dos substratos utilizados pelos invertebrados aquáticos (Couceiro et al., 2011). A fauna de invertebrados aquáticos que resiste a este tipo de impacto é muito pobre, pois o sistema se torna homogêneo e perde muitos tipos de substratos, alimentos e locais de oviposição capazes de manter uma fauna íntegra (Allan e Castillo 2007; Corbi e Trivinho, 2008).

3.3 Mata Ciliar

A intervenção humana em área de mata ciliar tem causado uma série de danos ambientais, além de ser proibida pela legislação federal brasileira (Código Florestal). Matas ciliares atuam como barreira física, estabelecendo os processos de troca entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e gerando condições propícias à infiltração (Lima, 1989). Sua presença diminui significativamente a chance de contaminação dos cursos d'água por sedimentos, resíduos de adubos e defensivos agrícolas, transportados pelo escoamento superficial da água no terreno (Ferreira e Dias 2004). Cursos d'água próximos a nascentes tem baixa produtividade primária autóctone devido ao sombreamento provocado pela mata ciliar, e a contribuição do material alóctone deve ser de extrema importância (Kaushik e Hynes, 1971). Segundo Rodrigues e Barbosa (2006) em ecossistemas lóticos há um gradiente negativo de importância da colaboração do material alóctone à medida que o curso d'água se torna mais distante da nascente. Isso ocorre em consequência da redução dos processos autotróficos, em resposta ao sombreamento da vegetação ripária nas nascentes, e aumento da coluna da água nos trechos mais à jusante (Nin et al, 2009).

O material alóctone que adentra nos córregos é a base da energia primária disponível pelos consumidores nestes sistemas (Anderson e Sedell, 1979). Segundo Nelson e Scott (1962) os consumidores primários absorvem 66% de sua energia da matéria orgânica alóctone em pequenos cursos d'água. Podemos dizer também que, todo este material alóctone favorece diversos habitats, sendo as alterações que o curso d'água sofre ao longo de seu trajeto importante na determinação da organização funcional das comunidades (Cummins, 1989). Portanto, há uma interação direta com o ecossistema aquático e as matas ciliares, abastecendo continuamente o rio com material orgânico. Este material, para cumprir sua função como fonte nutricional para a biota aquática, deve ser retido. A rugosidade das margens e a queda de galhos e troncos (resíduos grosseiros) favorecem o processo de retenção, obstruindo o fluxo de água, criando zonas de turbulência e de velocidade diminuída, favorecendo o processo de deposição de partículas e sedimentos. O material alóctone advindo das matas ciliares, folhas, galhos, sementes, flores, funciona como micro-habitat, serve de substrato e recurso alimentar para inúmeros macroinvertebrados aquáticos que atuam nos processos de consumo e decomposição foliar, portanto, de extrema importância para o fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos (Nin et al, 2009). Outro aspecto desta interação é a atenuação da radiação solar proporcionada pela mata ciliar, o equilíbrio térmico da água é favorecido (Beschta, 1991).

Sendo assim, consequências relativas à entrada de material alóctone e aos processos ecológicos envolvidos (consumo e decomposição), eventos e perturbações ocorridas antrópica e/ou naturalmente, relacionados à produção primária, podem desempenhar alguma influência na biota aquática e prejudicar o funcionamento natural do sistema lótico (Nin et al, 2009).

O uso e cobertura do solo, em especial a cobertura da mata ciliar adjacente aos cursos de água, está fortemente correlacionada com a integridade dos ecossistemas aquáticos (Sheldon et al. 2012). Diversos estudos mostram forte relação da composição e estrutura das matas ciliares na qualidade da água de riachos (Merritt et al., 2010; Souza et al., 2013; Fernandes et al., 2014).

3.4 Macroinvertebrados Aquáticos

A fauna de macroinvertebrados aquáticos constituem organismos maiores que 0,25mm, visíveis por observação direta (olho “nu”), constituem um grupo diversificado, representados especialmente pelos insetos, anelídeos, moluscos e crustáceos, que vivem em rios, córregos e lagos. Os macroinvertebrados aquáticos são importantes na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, onde sua distribuição é influenciada pelas características do sedimento, natureza química do substrato, disponibilidade de recursos alimentares, profundidade da coluna d’água, morfologia das margens, vegetação ripária, competição e predação entre as diferentes espécies (Queiroz et al. 2000). Os resíduos de matéria orgânica (detritos de folhas, galhos, troncos e outros materiais vegetais) acumulados no leito dos ecossistemas lóticos (nas partes de remansos principalmente) proporcionam uma maior disponibilidade de recursos alimentares para esses organismos, além de servir como proteção a predação e abrigo contra a correnteza da água (Dobson e Hildrew 1992). Tais organismos podem ser classificados em diferentes grupos tróficos funcionais, como: coletores-filtradores, coletores-catadores, predadores, raspadores e fragmentadores (Merritt e Cummins 1996).

Ao estudar a comunidade de macroinvertebrados aquáticos sabe-se que o hábitat ocupado por esses organismos tem aspecto fundamental na sobrevivência das espécies. A distribuição espacial dessa fauna é influenciada pela interação entre as características físicas, químicas e biológicas do ambiente, sendo que a composição, a riqueza de espécies e a densidade dos insetos aquáticos variam de acordo com os habitats (Thorp e Covich 2001). Alguns estudos sobre decomposição foliar em ambientes aquáticos relataram a importância da comunidade de macroinvertebrados, especialmente a diversidade e a abundância do grupo de

fragmentadores (Graça 2001; Landeiro et al. 2010). De acordo com classificações de Merritt e Cummins (1996).

Nos dias atuais, a avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos tem sido de fundamental importância, uma vez que esses ambientes são basais para a sobrevivência humana, como por exemplo, para a produção de alimentos e para a recreação. Esses ecossistemas, também apresentam grande importância para os organismos aquáticos, como por exemplo, os macroinvertebrados, que dependem de tais ecossistemas para sua sobrevivência. Dessa forma, muitas ferramentas têm sido empregadas para a avaliação e monitoramento dos ambientes aquáticos (Buss et al. 2008), como por exemplo, as ferramentas de monitoramento biológico utilizando-se macroinvertebrados aquáticos, devido à relação direta dos organismos aquáticos com o ambiente durante todo o seu ciclo de vida (Callisto et al. 2005).

Os macroinvertebrados aquáticos são uma importante biota, em vista de sua comunidade, do sedimento de rios e lagos, sendo fundamentais para a dinâmica de nutrientes, para transformação de matéria e o fluxo de energia (Callisto e Esteves, 1995). O biorrevolvimento da superfície do sedimento e a fragmentação da matéria orgânica proveniente da vegetação ripária são alguns dos processos sob a responsabilidade da comunidade do macroinvertebrados aquáticos, que resultam na liberação de nutrientes para a água e na aeração dos sedimentos (Cummins et al., 1989; Devái, 1990).

A característica, qualidade, do habitat é um dos elementos mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes aquáticos. A fauna e a flora presentes neste sistema também são influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água (geomorfologia, velocidade da corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção). A situação de um corpo d'água está estreitamente relacionada às atividades humanas realizadas em seu entorno, um dos passos para a compreendermos como as comunidades de macroinvertebrados aquáticos estão reagindo à alteração da qualidade de água é identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas estão afetando os organismos (Tate e Heiny, 1995).

Os macroinvertebrados aquáticos têm sido utilizados comumente como indicadores biológicos de saúde de ecossistemas (Resh e Jackson, 1993; Kay et al., 1999), mesmo sabendo que existem muitos outros indicadores de saúde de ecossistemas aquáticos (Harris e Silveira, 1999). Resh e Jackson (1993) ressaltam a sensibilidade dos macroinvertebrados não só à poluição, mas também às mudanças no habitat, sugerindo seu uso como indicadores de qualidade de água. O uso dos macroinvertebrados aquáticos como indicadores da saúde de um

ecossistema aquático, bioindicadores de poluição e alteração do meio ambiente, deve-se a inúmeros fatores, como: ciclos de vida suficientemente longos (o que favorece a detecção de alterações no ambiente em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande e de fácil amostragem; técnicas padronizadas e de custo relativamente baixo; alta diversidade de espécies oferece enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação (Alba-Tercedor, 1996). Estes diferem entre si, em relação à poluição orgânica, devido à tolerância, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas (por ex: Plecoptera e Trichoptera - Insecta), passando por organismos que passam a tolerar mais (p. ex. alguns Heteroptera e Odonata - Insecta e Amphipoda - Crustacea) até organismos considerados resistentes, como por exemplo, alguns Chironomidae – Diptera, Insecta e Oligochaeta – Annelida. Locais onde existe uma baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos são considerados poluídos, restritos a grupos mais tolerantes (por exemplo: os gêneros *Chironomus* e *Polypedilum* – Chironomidae e a família Tubificidae – Oligochaeta). A comunidade de macroinvertebrados aquáticos necessita de certo tempo para estabelecer suas populações, visto que necessitam de condições ambientais próprias para a sua permanência no meio. A partir disto, pode-se dizer que atuam como monitores contínuos das condições ecológicas dos rios, indicando tanto variações recentes quanto as ocorridas no passado, decorrentes do lançamento de efluentes industriais e que tenham afetado a qualidade das águas e a diversidade de habitats (Callisto et al., 2001). Os efeitos sobre a biota são o ponto final na degradação da natureza (exemplo, poluição dos córregos) e então representam um importante indicador da saúde de ecossistemas (Norris e Thoms, 1999).

Para entendermos os padrões de organização dos ecossistemas aquáticos torna-se viável o desenvolvimento de protocolos de avaliação rápida da biodiversidade e que possam ser utilizados como ferramenta adequada no manejo e conservação de ecossistemas. Tais protocolos são extremamente importantes para avaliar a qualidade das águas nos seus aspectos físicos, químicos e biológicos. Observa-se que águas de boa qualidade apresentam uma alta diversidade de organismos, quando comparamos a ambientes impactados por atividades antrópicas (Callisto et al, 2001). Trabalhos com diversidade de habitats têm sido utilizados para avaliar a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos e utilizá-los como uma ferramenta para a avaliação da qualidade/saúde de ecossistemas (Callisto et al., 2001).

O parecer da qualidade ambiental é um método básico na gestão de corpos d'água doce e bacias hidrográficas (Ritter e Shirmohammadi, 2010). Análises físicas e químicas da

água são bastante utilizadas, porém refletem características de impactos pontuais de corpos d'água, já os usos de técnicas biológicas proporcionam uma detecção de impactos não pontuais, crônicos, com respostas cumulativas das populações e comunidades biológicas a alterações ambientais (Friberg et al., 2011).

3.5 Produção secundária e crescimento instantâneo

Segundo Odum (1988) a produção primária é a taxa de energia solar convertida, pela atividade fotossintética e quimiossintética em organismos produtores, base dos níveis tróficos, em substâncias orgânicas, e está se encontra dividida em quatro partes, que são:

- Produção Primária Bruta – taxa global de fotossíntese, inclui a matéria orgânica usada na respiração durante o período de medição, também conhecida como “fotossíntese total”;
- Produção Primária Líquida – taxa de armazenamento de matéria orgânica nos tecidos vegetais, conhecida como “fotossíntese aparente”;
- Produção Primária Líquida da Comunidade – taxa de armazenamento de matéria orgânica não utilizada pelos heterótrofos;
- Produção secundária – taxa de armazenamento energético em níveis de consumidores.

Já a produção secundária, ainda segundo Odum (1988) é a assimilação do carbono, que foi transformado anteriormente em inorgânico para orgânico por organismos produtores (produção primária) através da fotossíntese.

Podemos dizer também que, produção secundária são todos os processos envolvidos no consumo, a partir do segundo nível trófico, transformação e utilização da matéria orgânica por todos os consumidores, ou seja, toda a matéria orgânica armazenada pelos consumidores é quantificada pelo aumento da biomassa que se dá pela transformação do alimento em matéria assimilável por unidade de tempo (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008). É o mecanismo pelo qual a população existe, ou mantém sua existência, ou seja, é a ligação para o fluxo de massa e energia através dos níveis tróficos (Santos-Wisniewski, 1998).

A produção secundária é uma medida da importância e sucesso do consumidor, incorporando vários componentes do desempenho ecológico, incluindo densidade, biomassa, crescimento, reprodução e sobrevivência (Benke e Huryn 2006). As estimativas de produção secundária fornecem uma ligação entre as populações e ecossistemas, permitindo também uma melhor caracterização da estrutura comunitária. Estas estimativas são importantes para a

compreensão da dinâmica do fluxo de energia em riachos (Benke, 1993). Este tipo de estudos, produção secundária através de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos, é bastante difundido em regiões temperadas (Benke 1993; Huryn e Wallace, 2000). No entanto, há um déficit do mesmo em ecossistemas aquáticos em regiões tropicais (Ramirez e Pringle 1998; Dudgeon 1999). Pelo estudo da produção secundária é possível conhecer o funcionamento dos ecossistemas como o fluxo de energia através dos diferentes níveis tróficos e a dinâmica das populações, e estes aspectos podem ser utilizados para estudos de manejo e preservação dos ecossistemas aquáticos (Colon-Gaud et al. 2009).

Dessa forma, estudos de estimativa de produção secundária poderão fornecer informações importantes sobre a estrutura e função dos sistemas de transmissão neotropicais. Além disso, as estimativas de produção representam um poderoso meio, ferramenta biológica, para examinar comunidade e em nível de ecossistema (Colón-Gaud et al. 2009). Estudos como este enfatizam a necessidade de novas pesquisas sobre a dinâmica das populações (incluindo padrões de ciclo de vida, taxas de crescimento, produção estimativas e relação produção/biomassa P/B) de espécies com histórias de vida flexíveis, com referência detalhada às condições ambientais. Essas informações são importantes para os ecólogos, particularmente para estudos de produção secundária (Cayrou e Ceréghino, 2003).

Estudos com macroinvertebrados de água doce têm progredido ao longo das últimas décadas a partir de descrições de histórias de vida, distribuição e diversidade de estudos com maior ênfase em processos ecológicos, ou função ecológica, incluindo o fluxo de energia, dinâmica da matéria orgânica, primária e produção secundária, e de decomposição (Benke et al. 1983). A grande maioria dos estudos tem produção secundária focada em invertebrados, onde uma estimativa exata e precisa da produção é uma exigência crucial para a análise do fluxo de energia. Produção através de macroinvertebrados aquáticos, ou a sua formação de biomassa ao longo do tempo, foi agora estimado para uma vasta gama de habitats de água doce, especialmente córregos e rios (Huryn e Wallace 2000; Benke, 2010).

Produção secundária tem sido usada como uma variável essencial na facilitação de respostas para uma ampla variedade de questões ecológicas estando relacionada principalmente a base trófica da produção, o fluxo de energia, sobreposição de nicho, concorrência, diferenças na produção, biomassa (P/ B), a história de vida, quantificação ligando ambiente terrestre e aquático, as comparações interpopulacionais, micro distribuição específicas do habitat, relações predador-presa e efeitos da poluição e barragens. Novas aplicações têm sido relacionadas a distribuições macro específicas do habitat, teias

alimentares quantitativos, estudos experimentais e com base em traçadores de recursos tróficos, fluxos químicos, relações estequiométricas, relações diversidade, função, influência de espécies não nativas e mudanças no uso da terra, implicações da teoria metabólica e a importância da meiofauna em relação à macrofauna (Benke, 2010).

Em córregos de águas quentes, como os encontrados em regiões áridas e semi-áridas, as taxas de crescimento instantâneo e falta de sincronia no desenvolvimento são características comuns de populações de insetos, especialmente entre o Diptera e alguns dos Ephemeroptera (Gray, 1981; Fisher e Gray, 1983; Jackson e Fisher, 1986; Benke e Parson, 1990). Diptera e Ephemeroptera muitas vezes são esquecidos ou ignorados nos estudos de produção devido a dificuldades em reconhecer específico coortes ou estimar o intervalo de produção de coorte (Benke, 1984).

Espécies de Chironomidae, em sua maioria, completam o seu desenvolvimento em temperaturas que variam de 0°C a 32°C. Com o aumento da temperatura tem-se uma aceleração não só nas reações químicas, mas também nos processos fisiológicos em geral, visivelmente no crescimento e desenvolvimento. Estudos com espécies de regiões tropicais têm mostrado que as mesmas, que encontram condições térmicas favoráveis, completam seu ciclo em torno de 15 dias o que faz prever um elevado número de gerações por ano (Strixino e Trivinho-Strixino, 1985).

Ephemeroptera constituem uma parte importante da biomassa e da produção de macroinvertebrados em habitats de água doce (Brittain, 1982). As variações sazonais na densidade e biomassa e produção anual são fortemente influenciadas por parâmetros de ciclo de vida, indicando a importância ciclo de vida de informações corretas em estudos de produção. Muitos estudos sobre produção secundária em ambientes lóticos através destes insetos possuem dados derivados de laboratório utilizados para fazer generalizações relativas a histórias de vida ou taxas de crescimento, mas, muito específico da espécie, poucos estudos têm sido realizados em campo usando dados de história de vida para examinar produção secundária (Christman e Voshell, 1992).

Insetos aquáticos, tais como Ephemeroptera, desempenham um papel ecológico importante dentro de ambientes lóticos, onde constituem uma parte importante de biomassa e produção macroinvertebrados (Brittain, 1982). Em pequenos corpos d'água, temperatura é o principal fator ecológico que afeta a sazonalidade, crescimento e desenvolvimento padrões de insetos aquáticos, quando as espécies possuem condições ideais de habitats (Learner e Potter, 1974; Oertli, 1995).

Sabe-se que o principal fator ecológico que afeta a sazonalidade e desenvolvimento de Ephemeroptera é a temperatura (Vannote e Sweeney, 1980; Ward e Stanford, 1982; Sweeney et al., 1986; Newbold et al., 1994), também são relatadas que o crescimento da maioria dos Ephemeroptera é dependente da temperatura (Brittain, 1990) e as influências de densidades através do crescimento (Cereghino e Lavandier, 1998), tamanho de adulto e fecundidade (Pritchard e Zloty, 1994).

Infelizmente, os estudos de dinâmica populacional de Ephemeroptera são muito escassos e / ou limitada à descrição da fenologia ciclo de vida (estudo das relações entre processos ou ciclos biológicos e o clima) (González et al., 2001).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

Foram estudados três trechos de riachos com diferentes fisionomias presentes em áreas de Cerrado, situadas no município de São Carlos – São Paulo. A seleção de trechos de cursos de água com diferentes características na cobertura de vegetação ripária e no uso e ocupação do solo em seus entornos teve como objetivo delimitar um gradiente ambiental no bioma estudado. Além disso, os riachos escolhidos para esse estudo encontram-se em áreas relativamente preservadas, com baixos níveis de perturbação ou alteração em suas condições naturais. Dessa maneira, procurou-se evitar a interferência de fatores estressores sobre os processos estudados, como a poluição por nutrientes, sedimentos ou compostos tóxicos. Os córregos estudados foram, o do Espraiado, o córrego do Broa e o da fazenda Canchim (Embrapa), cuja as coordenadas seguem abaixo (Tabela 1):

Tabela 1 - Estações de coleta no Cerrado (SP) e suas respectivas coordenadas geográficas

Estação de coleta	Coordenadas geográficas
Córrego do Espraiado	21°58'46.75"S - 47°52'23.11"O
Córrego do BROA	22°11'40.93"S - 47°53'55.78"O
Córrego Canchim (EMBRAPA)	21°58'00.73"S - 47°50'33.73"O

Figura 1 - Fisionomia geral dos córregos estudados, Espraiado (A), Canchim (Embrapa) (B), Broa (C).

4.2 Caracterização e Monitoramento dos Riachos

Para a caracterização ambiental dos córregos, foram analisadas algumas características dos cursos de água, como a porcentagem de cobertura da vegetação ciliar e a radiação fotossinteticamente ativa nos locais de amostragem, sendo estimadas com auxílio de

Radiômetro *Quanta-Meter Lycor* (Faixa de 400 a 700 nm). Dados meteorológicos (precipitação e temperatura do ar) de estações climatológicas próximas aos trechos estudados também foram compilados. Essa caracterização apresentou como objetivo avaliar mudanças e alterações nas condições naturais dos riachos de acordo com as variações sazonais.

Também foi realizado o monitoramento físico e químico dos compartimentos água e sedimento. Os parâmetros pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura da água, foram monitorados com auxílio de sonda Multiparamétrica YSI 556 (*Yellow Springer*). As análises laboratoriais das amostras de água e sedimento foram conduzidas, sob a supervisão do Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, nas dependências do Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes (BIOTACE/SHS/EESC/USP).

4.3 Variáveis climatológicas

Foram compilados dados climatológicos de temperatura do ar (média mensal, máximos e mínimos) e precipitação pluviométrica (total mensal) oriundos de um posto meteorológico do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), situado no município de São Carlos (SP).

4.4 Variáveis da água

As amostragens de água no Cerrado (SP) foram realizadas bimestralmente durante um ano, a fim de contemplar as oscilações naturais das condições climáticas na região. As coletas foram realizadas entre outubro de 2015 e agosto de 2016 (Tabela 2).

Tabela 2 – Períodos de amostragens bimestrais, entre outubro de 2015 e agosto de 2016, no Cerrado (SP).

Coleta	Período
Coleta 1	14 a 29 de outubro de 2015
Coleta 2	01 a 16 de dezembro de 2015
Coleta 3	23/fev. a 09/mar. de 2016
Coleta 4	03 a 12 de maio de 2016
Coleta 5	28/jun. a 7/jul. de 2016
Coleta 6	09 a 19 de ago. de 2016

Foram efetuadas medições *in situ* com a sonda multiparâmetros e coletadas amostras para análises (Tabela 3) realizadas com duas réplicas no Laboratório BIOTACE

(Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes), da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos (EESC-USP).

As amostras para determinação de nutrientes totais foram acondicionadas em frascos plásticos e congeladas. As amostras para nutrientes dissolvidos foram filtradas (membranas de fibra de vidro GF/C - 1,2 μm - *Whatman*), acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas.

Tabela 3 - Variáveis abióticas determinadas na pesquisa, com seus respectivos métodos, referências e equipamentos utilizados.

Variável	Unidade	Método	Equipamento/Referência
Temperatura	°C	Potenciometria	Sonda multiparâmetros Hanna – 9828
Oxigênio Dissolvido	% e mg.L^{-1}	Potenciometria	
Ph	-	Potenciometria	
Condutividade elétrica	$\mu\text{S/cm}$	Potenciometria	

4.5 Caracterização geral da mata ciliar

A densidade de cobertura vegetal das matas ciliares dos trechos avaliados foi estimada por um densiômetro esférico côncavo (LEMMON, 1956, 1957). As leituras da cobertura do dossel foram realizadas bimestralmente, a norte, sul, leste e oeste, a 1 m do solo, em cinco pontos ao longo do trecho estudado, variando de 50 a 500 metros, de cada sistema aquático.

O densiômetro é constituído por um espelho côncavo, com o seu centro dividido em 24 quadrantes. A leitura foi realizada pela divisão de cada quadrante em quatro partes, totalizando 96 pontos. Esses pontos foram sistematicamente contados de acordo com a abertura de clareiras da mata refletidas sobre a superfície do espelho (LEMMON, 1956, 1957). O total dos quadrantes foi somado e multiplicado por 1,04, resultando na estimativa da porcentagem de sombreamento gerado pela vegetação no trecho em estudo de cada riacho.

4.6 Variáveis hidrológicas

A vazão (L.s^{-1}) e a velocidade média (m.s^{-1}) da água foram determinadas, bimestralmente, por meio da liberação pulsada de soluto conservativo (WEBSTER; VALETT, 1996). O método consistiu na liberação de uma solução de NaCl com concentração conhecida, cujo deslocamento foi detectado por meio de um condutivímetro de campo instalado a jusante do ponto de lançamento (Figura 2).

Em laboratório, foi preparada a solução, com uma concentração de 238g de NaCl por litro de água deionizada. Foram utilizados cerca de 0,5 a 1L dessa solução para cada 10L/s de vazão do riacho.

Em campo, foi instalado o sensor que registrou a condutividade elétrica da água, a cada trinta segundos após o pulso, até o retorno às condições naturais anteriores ao lançamento. Foi realizada a medida da distância entre local do lançamento do pulso e o ponto de controle com o condutivímetro.

A condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$) foi convertida para g/L de NaCl por meio de uma curva de correção construída com soluções com concentrações conhecidas de NaCl.

Figura 2 - Esquema da configuração para medida de vazão do riacho

Fonte: Adaptado de Webster e Valett (1996).

A vazão foi calculada pela integração da área abaixo da curva de concentração de NaCl (Equação 1)

$$[Vazão] = \frac{[massa\ utilizada\ de\ NaCl\ (g)]}{\left[\int_0^t Concentração\ de\ NaCl\ \left(\frac{g}{L}\right) * Tempo\ (s) \right]}$$

(1)

[Vazão]: vazão do riacho ($\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$);

[Massa de NaCl]: massa de NaCl utilizada no soluto (g);

[Concentração de NaCl]: concentração obtida de NaCl ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$);

[Tempo]: tempo acumulado (s).

A velocidade foi calculada pela razão da distância e a soma do tempo acumulado até o pico da concentração de NaCl (Equação 2).

$$[Velocidade] = \frac{Distância}{T}$$

(2)

[Velocidade]: velocidade do riacho ($m.s^{-1}$);

[Distância]: distância entre o ponto de lançamento e o condutivímetro (m);

[T]: tempo acumulado (s) até a concentração máxima de NaCl.

4.7 Variáveis do sedimento

Foi realizado um mapeamento dos córregos a fim de caracterizar o substrato presente em cada um. Essa caracterização foi realizada em diferentes transectos, com registro da largura (m) e do tipo de substrato presente (areia; rocha; raiz; folhas; madeira; sedimento fino).

4.8 Caracterizações Ambientais e Produção Secundária por Macroinvertebrados Aquáticos

Para a análise ambiental e produção secundária através de macroinvertebrados aquáticos, foram coletadas, mensalmente, cinco amostras por córrego, no decorrer do período de um ano, em áreas de corredeiras e remansos em cada um dos três córregos (15 amostras mensais, 180 amostras ao longo do período do projeto). A amostragem foi realizada com o auxílio de amostrador tipo *Core (Stovepipe)*.

Para a triagem e identificação dos macroinvertebrados aquáticos, foram utilizadas bandejas translúcidas de polietileno inseridas sobre fontes luminosas. Foram determinadas as características da fauna de macroinvertebrados de cada riacho, por meio da quantificação dos indivíduos de cada grupo taxonômico presente nas amostras. Cálculos dos índices de Riqueza de Margalef (Img) e Diversidade de Shannon (H') foram feitos, para facilitar a comparação das mudanças nas estruturas comunitárias faunísticas dos riachos ao longo do gradiente ambiental e das variações sazonais.

4.9 Produção Secundária

A produção secundária foi medida através do método de crescimento instantâneo (IGR) descrito por Huryn e Wallace (1986). Este método é utilizado para macroinvertebrados aquáticos de ciclo de vida curto, não passando de um mês em sua maioria (Huryn e Wallace, 1986). Para este estudo foi adaptada a metodologia de Cólton-Gaud (2009) e foram considerados os grupos Chironomidae (não *Tanypodinae*), pois os *Tanypodinae* são considerados predadores e caso fossem colocados nas câmaras provavelmente iriam se alimentar dos outros organismos ali presentes, e Ephemeroptera (Huryn, 1996, 2002).

Este método consiste primeiramente em fornecer a taxa de crescimento instantâneo por meio da fórmula abaixo (Equação 3), de acordo com Huryn, (2002).

$$(3) \text{ IGR} = \ln(M_f/M_i)/T$$

Onde IGR = taxa, M_f =massa final, M_i =massa inicial, T=tempo.

Para conseguirmos os pesos iniciais e finais dos organismos precisamos das medidas onde essas são convertidas para peso através da equação (4) (Benke, 1999)

$$(4) M = a.L^b$$

Onde M=massa, a=coeficiente descrito, L=comprimento, b=coeficiente descrito. Tais coeficientes são específicos para cada táxon.

Então como precisamos dos comprimentos iniciais e finais dos organismos houve a necessidade de incubá-los *in situ*, e para isso foi desenvolvido câmaras especiais (figura. 3) para o monitoramento do crescimento dos insetos em campo. Esta câmara é feita com tubo de PVC, onde o mesmo não causa danos aos organismos, com medidas de 10 centímetros de diâmetro e 25 centímetros de comprimento, existem espaços preenchidos com malha de 0,01 micrometros, tais espaços servem para a passagem de água e a malha para que os organismos ali colocados não saíssem. A coleta dos organismos foi feita com uma rede em “D”, e a amostra foi triada no campo, a triagem foi feita em bandejas translúcidas com ajuda de uma caixa de iluminação (figura 4) improvisada com lâmpadas que funcionavam com baterias (lâmpadas de emergência).

Figura 3 - Câmaras de crescimento *in situ*

Fonte: Próprio autor.

Figura 4 - Triagem em campo.

Fonte: Próprio autor.

Foram necessárias 3 câmaras para cada táxon analisado, no total 6 câmaras para cada correio, onde dentro de cada câmara 6 organismos de cada táxon, no total 18 (dezoito) Chironomidae (não Tanypodinae) e 18 (dezoito) Ephemeroptera.

Todos os organismos, depois de triados e identificados, foram medidos com auxílio de papel milimetrado, este papel foi colocado entre a tampa e a base de uma placa de petri (Figura 5) e silicone foi usada para o vedamento. Suas medidas foram anotadas e os

macroinvertebrados foram colocados dentro das câmaras, com um pouco de substrato para o suporte de alimento.

Figura 5 - Organismos sendo medidos.

Fonte: Próprio autor.

As câmaras permaneciam *in situ* durante um período de 14 dias durante a primavera e o verão e 20 dias durante outono e inverno, devido às temperaturas mais amenas o metabolismo dos organismos diminuem e consequentemente o ciclo de vida aumenta (Huryn, 1996). As câmaras foram feitas de 2 em 2 meses, somando 6 vezes durante 1 ano.

Durante esse tempo de incubação era realizada mais 2 medidas nos insetos, uma na metade do período de incubação, 7 ou 10 dias, e outra quando as câmaras eram retiradas.

Logo obtivemos 3 medidas de cada organismo para cada câmara, uma no início da incubação, uma na metade e outra no final da incubação.

Depois de obtidas as medidas, transformamos o comprimento em massa através da equação (4), então obtivemos a massa dos macroinvertebrados monitorados. Logo após fizemos a média para cada período de medição obtendo assim a massa média no início da incubação, a massa média no período do meio e a massa média no período final de incubação.

Obtidas as médias das massas conseguimos calcular o IGR, pois tivemos a média da massa inicial, a final e o período de tempo de incubação no período.

Para o cálculo da produção secundária precisamos da biomassa em cada mês para cada táxon e depois, assim como as câmaras, foram feitas médias para cada dois meses, tendo

assim a biomassa média por um período de 2 em 2 meses, durante um ano, num total de 6 biomassas médias durante o período de 12 meses. Após o cálculo da biomassa média, multiplicamos esse valor pela taxa de crescimento instantâneo (IGR) e pelo período de dias de cada período que foi feita a média da biomassa. O cálculo da produção secundária por período segue a equação (5) (Walther et al., 2006).

$$(5) P_p = B * IGR * \text{Período}$$

Onde P_p é produção por período, B é a biomassa média por período, IGR é a taxa de crescimento instantâneo e o Período é o número total de dias que foi utilizado para fazer a média da biomassa.

Calculado a produção por bimestre ou por período, soma-se a produção de cada período calculado obtendo a produção de um período de 1 ano ou 12 meses.

Para o cálculo da biomassa todos os organismos, dos dois táxons em questão, foram medidos, depois foram obtidos a biomassa de cada indivíduo através da equação (4), uma média de cada sub amostra foi feita e somada às 5 (cinco) sub amostras obteve-se a biomassa média do período.

Todos os procedimentos e análises relativos à estimativa da produção secundária, triagem e identificação de macroinvertebrados aquáticos e aplicação de índices biológicos, foram realizados nas dependências do Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos (LEAA/SHS/EESC/USP), sob a supervisão do Prof. Dr. Juliano José Corbi.

4.10 Análise Estatística dos Dados

Os dados obtidos e anotações redigidas durante a execução das atividades de monitoramento, coleta, experimentos *in situ* e laboratoriais foram digitalizados e armazenados eletronicamente em pelo menos dois locais, minimizando assim a possibilidade de perda de informações. Com o intuito de identificar diferenças estatísticas entre os riachos estudados e os efeitos da sazonalidade foi aplicado um teste de Análise de Variância (ANOVA). Nesse teste foram considerados os parâmetros físicos, químicos e biológicos aferidos no monitoramento da água e do sedimento, a porcentagem de cobertura da vegetação ripária e a radiação fotossinteticamente ativa.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Precipitação

Como podemos analisar no gráfico de precipitação mensal (Figura 6), não podemos dizer que houve de fato uma estação seca e uma chuvosa, ficando impraticável, a comparação entre as duas. Foi um período atípico em comparação ao que estamos habituados a presenciar em nossa região. Desta forma, não realizamos comparação entre as duas estações para este trabalho.

Figura 6 - Gráfico de precipitação media ao longo do período estudado.

5.2 Macroinvertebrados aquáticos

5.2.1 Caracterização e Diagnostico Ambiental – Índices comunitários

Ao longo de um ano foram coletados um total de 4703 organismos, sendo 1324 no córrego Espraiado, 1003 no Broa e 2376 no córrego da Embrapa. A resolução taxonômica foi explorada até o menor nível possível, onde obtivemos nos córregos um total de 35 famílias e 55 gêneros. No córrego Espraiado foram identificados 25 famílias e 37 gêneros, no Broa foram identificados 24 famílias e 30 gêneros e no córrego da Embrapa foram identificadas 29

famílias 42 gêneros. Maiores informações sobre a fauna coletada podem ser observadas na tabela 4.

Tabela 4 - Diversidade de 1 ano nos três riachos estudados. Legendas: ES (Espraiado), BR (Broa) e EM (Embrapa).

ORDEM	FAMÍLIA	GÊNERO	ES	BR	EM
Coleoptera	Dytiscidae	Genero não identif.	3	2	3
	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	1	0	0
		<i>Noelmis</i>	0	0	7
Diptera	Chironomidae	Genero não identif.	520	216	972
		<i>Stenochironomus</i>	16	11	2
		Tanypodinae (Sub-família)	69	95	179
	Ceratopogonidae	Gênero não identif.	56	3	108
	Simuliidae	Gênero não identif.	0	0	66
	Stratiomyidae	Gênero não identif.	0	0	1
	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	8	13	99
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	4	0	0
		<i>Cloeodes</i>	35	15	6
		<i>Paracloeodes</i>	29	0	33
	Caenidae	<i>Caenis</i>	0	0	40
	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	32	0	5
		<i>Farrodes</i>	1	0	0
		<i>Hagenulopsis</i>	102	193	12
Hemiptera	Gerridae	<i>Brachymetra</i>	1	3	1
		<i>Trepobates</i>	0	2	0
	Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	11	9	0
	Pleidae	Genero não identif.	78	41	6
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	0	2	8
	Lepidoptera	Pyrilidae			
Genero não identif.		3	0	0	
Megaloptera	Corydalidae				
		<i>Corydalus</i>	2	1	3
Odonata					

	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	1	4	4
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	1	5	2
	Corduliidae	<i>Neocordulia</i>	1	0	17
	Gomphidae	<i>Cacoides</i>	13	1	6
		<i>Epigomphus</i>	1	2	0
		<i>Perigomphus</i>	0	0	2
		<i>Progomphus</i>	2	0	5
	Libellulidae	<i>Cannaphila</i>	0	1	0
		<i>Elga</i>	1	0	0
		<i>Erythrodiplax</i>	0	0	1
		<i>Orthemis</i>	0	0	1
		<i>Perithemis</i>	0	2	0
	Megapodagrionidae	<i>Dimeragrion</i>	0	0	1
		<i>Heteragrion</i>	2	4	15
Oligochaeta	Família não indentif.	Genero não identif.	53	27	52
Plecoptera	Gripopterygidae	<i>Tupiperla</i>	7	0	0
	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	2	1	5
		<i>Kempnyia</i>	4	0	24
		<i>Macrogynoplax</i>	3	0	11
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	14	67	73
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	2	0	0
	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	0	0	2
	Helicopsychidae	<i>Helychopsyche</i>	0	0	20
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	101	2	75
	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	0	2	0
	Leptoceridae	<i>Notalina</i>	0	0	195
		<i>Oecetis</i>	0	0	7
		<i>Triplectides</i>	122	230	299
	Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	18	42	3
		<i>Marilia</i>	5	1	4
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	0	6	1
TOTAL			1324	1003	2376

Foi aplicada uma análise de variância a análise (ANOVA) para comparar os dados nos índices de diversidade (tabela 5). De acordo com a análise (ANOVA) pudemos afirmar que entre os riachos os índices são iguais, ou seja, estatisticamente os riachos não apresentam diferenças significativas ($p=0,9656$ sendo maior que 0,05).

Tabela 5 - Índices comunitários aplicados aos riachos estudados. Legendas: ES: Espraiado; BR: Broa; EM: Embrapa.

Índices	ES	BR	EM
Número de indivíduos	1324	1003	2376
Número de táxons	37	30	42
Dominância	0,1866	0,1543	0,2035
Simpson_1-D	0,8134	0,8457	0,7965
Diversidade de Shannon	2,327	2,218	2,26
Riqueza de Margalef	5,008	4,196	5,275
Equitabilidade	0,6445	0,6523	0,6048

Tendo esta análise respondido a uma igualdade entre os riachos para os índices aplicados podemos descrever de uma só vez os 3 (três) ambientes.

Podemos observar que nos riachos estudados os índices de dominância foram relativamente baixo, variando entre 0,1866 e 0,2035, mostrando que não existem gêneros dominantes, enquanto que sua equitabilidade foi relativamente alta, variando de 0,6048 a 0,6523, mostrando que os diferentes gêneros estão em abundância.

Quando calculamos o índice de Simpson_1-D estamos dizendo que há uma probabilidade de 2 indivíduos sorteados de uma comunidade pertencerem ao mesmo gênero, logo para este estudo esta probabilidade ficaria entre 0,7965 e 0,8457. Valores considerados altos.

Já para a diversidade de Shannon_H, que foi usado pois a comunidade inteira não pode ser inventariada, para este trabalho representa o número de gêneros que seria esperado encontrar na comunidade, se todos os gêneros tivessem a mesma abundância (equitabilidade máxima). No caso este número seria 10 (dez), para chegar neste número usamos a expressão

$SH'=eH'$, onde os valores obtidos em cada cálculo do índice substituído nesta fórmula teríamos valores muito próximos a este.

De acordo com o índice de Riqueza de Margalef, que variou entre 4,196 e 5,275, podemos dizer que existe uma grande biodiversidade entre as comunidades dos riachos estudados.

Mediante a esses dados obtidos através da fauna dos macroinvertebrados podemos dizer que estes riachos se encontram preservados logo sem muita interferência antrópica.

Quando comparamos os riachos mês a mês, através dos índices de diversidade, obtivemos os seguintes resultados:

Número de táxons

Com relação ao número de táxons, ao analisar o *Box Plot* (figura 7), podemos notar que houve diferença entre os números de taxa (táxons) entre os córregos, quando comparados mês a mês. Foi aplicada uma análise estatística, ANOVA, que confirmou diferenças significativas entre os córregos ($p=0,0009251$ sendo menor que 0,05).

Assim podemos dizer que o riacho com maiores números de táxons, ou maior riqueza de diversidade, é o córrego da Embrapa, com uma média de 16 taxas, seguido pelo riacho Espreado, com média de 14 taxas, e por último o riacho do Broa, com média de 11 taxas ao longos do período de amostragem.

Figura 7 - *Box Plot* comparativo entre o índice de táxon aplicado aos córregos estudados.

Número de indivíduos

Por meio deste índice, podemos dizer, observando o *Box Plot* (Figura 8), que há sobreposição de valores, logo não podemos dizer que os dados são diferentes. Quando aplicamos a análise de variância (ANOVA) obtivemos o valor de $p=0,0001259$, menor que 0,05, demonstrando que os dados são estatisticamente diferentes. Assim, podemos afirmar que o córrego da Embrapa apresenta o número de indivíduos diferente, estatisticamente, dos outros riachos estudados.

Figura 8 - *Box Plot* comparativo entre número de indivíduos aplicados aos córregos estudados.

Dominância_D

Quando comparamos a dominância entre os riachos e observamos o *Box Plot* (Figura 9), notamos que há sobreposição de dados. Ao aplicar uma análise de variância (ANOVA), notamos que não há diferença estatística entre dominância de espécies nos riachos ($p=0,7122$, maior que 0,05). Assim, os três córregos são semelhantes, para esta variável, durante os 12 meses de estudo.

Figura 7 - *Box Plot* comparativo entre índice de Dominancia_D aplicado aos córregos estudados

Equitabilidade_J

Da mesma forma que o índice de Dominância_D, notou-se sobreposição dos dados no *Box Plot* (Figura 10). Novamente, ao plicar a análise (ANOVA), observamos que os dados são estatisticamente iguais ($p=0,1975$) maior que 0,05, assim afirmamos que os córregos estudados mantiveram o mesmo padrão durante o período estudado.

Figura 8 - *Box Plot* comparativo entre o índice de Equitabilidade_J aplicado aos córregos estudados

Riqueza de Margalef

Por meio deste índice notamos que os três córregos não apresentam um padrão semelhantes quando comparados mês a mês, mesmo existindo sobreposição dos dados quando analisamos o *Box Plot* (figura 11). Ao aplicarmos a análise de variância (ANOVA) sobre esses dados, concluímos que são estatisticamente diferentes. Assim, os córregos não se comportam da mesma maneira ao longo de 12 meses. O teste de Tukey nos mostrou que o riacho da Embrapa, de novo, se comporta diferente dos outros em relação à biodiversidade da comunidade.

Figura 9 - *Box Plot* comparativo entre o índice de Maragalef aplicado aos córregos estudados

Ao compararmos os índices de Shannon_H entre os riachos podemos dizer que os riachos têm o mesmo padrão, estatisticamente falando, no período de estudo. Isso pode ser notado quando analisamos o *Box plot* (Figura 12) e a análise estatística ANOVA onde $p=0,6358$, maior que 0,05.

Figura 10 - *Box Plot* comparativo entre índice de Sannon_H aplicado aos córregos estudados.

Simpson_1-D

Não diferente para este índice, podemos afirmar que os riachos mantem um mesmo padrão, estatisticamente falando, ao longo dos meses estudados. Para esta afirmação temos o *Box Plot* (Figura 13) onde há sobreposição dos dados nos leva a aplicar o teste estatístico ANOVA que obtivemos um valor de $p=0,7122$, maior que 0,05, nos dando suporte para a afirmação..

Figura 11 - *Box Plot* comparativo entre o índice de Simpson_1-D aplicado aos córregos estudados

Agora analisando os dados dos riachos individualmente, através dos índices de biodiversidade durante o período de experimento, obtivemos os seguintes resultados:

Espraiado

Para este riacho, como podemos observar na Tabela 6, obtivemos os seguintes valores para os índices estudados:

Durante o período de estudo, para o índice de Taxas_S, notamos que houve uma variação de 10 em dezembro de 2015, menor valor, e 18 em junho de 2016, com uma média anual de aproximadamente 14 táxons. Já para o número de indivíduos houve um ponto mínimo em novembro de 2015 com apenas 53 indivíduos amostrados e um valor máximo de 151 indivíduos em junho de 2016. O índice de dominância variou entre 0,1491 em fevereiro de 2016 e 0,5111 em maio de 2016, porém se manteve baixo na maioria dos meses estudados não existindo gêneros dominantes em geral neste período.

Para o índice de Shannon os valores se mantiveram entre 1,293 em maio de 2016 e 2,226 em fevereiro de 2016. Logo em setembro teríamos, caso tivéssemos a equitabilidade máxima, um número de aproximadamente 4 (quatro) gêneros encontrados em maio e em fevereiro teríamos um número de aproximadamente 9 (nove) gêneros encontrados. Para o índice de Margalef os valores encontrados são considerados baixos se considerarmos mês a

mês, diferente do que ocorre quando utilizamos os dados agrupados durante o período. Neste caso os dados variaram entre 2,133 em dezembro de 2015 e 3,388 em junho de 2016, tais valores podem ser explicados devido ao menor e maior número de táxons encontrados, respectivamente, no mesmo período e nos mesmos meses. Ao analisarmos o índice de equitabilidade podemos notar que a fauna de macroinvertebrados esteve bem distribuída no período do estudo, apresentando picos em maio de 2016 com 0,49 e 0,8219 em fevereiro de 2016. Verificando o índice de Simpson notamos que os valores ficaram entre 0,4889 em maio de 2016 e 0,8369 em outubro de 2015. Notamos que houveram valores relativamente altos durante a maioria dos meses estudados.

Tabela 6 - Índices comunitários para o riacho Espraiado.

Meses	Índices Espraiado											
	out/1 5	nov/1 5	dez/1 5	jan/1 6	fev/1 6	mar/1 6	abr/1 6	mai/1 6	jun/1 6	jul/1 6	ago/1 6	set/1 6
N° Táxons	13	13	10	12	15	13	13	14	18	17	15	13
N° de Indivíduos	108	53	68	77	80	92	216	96	151	147	132	104
Dominância_D	0,163	0,214	0,434	0,208	0,149	0,170	0,305	0,511	0,199	0,212	0,245	0,322
Diversidade de Shannon_H	2,042	2,004	1,294	1,933	2,226	2,08	1,478	1,293	2,1	2,005	1,833	1,61
Riqueza de Margalef	2,563	3,022	2,133	2,532	3,195	2,654	2,232	2,848	3,388	3,206	2,867	2,584
Equitabilidade_J	0,796	0,781	0,562	0,778	0,822	0,811	0,576	0,490	0,726	0,708	0,677	0,628
Simpson_1-D	0,837	0,786	0,566	0,792	0,851	0,830	0,695	0,489	0,801	0,788	0,755	0,678

Broa

Para este riacho, como vemos na Tabela 7, obtivemos os seguintes valores para os índices estudados:

Durante o período de estudo, para o índice de Taxas_S, notamos que houve uma variação de 8 em março e setembro de 2016, menores valores, e 19 em outubro de 2015, com uma média anual de aproximadamente 11 táxons. Já para o número de indivíduos houve um ponto mínimo em setembro de 2016 com apenas 34 indivíduos amostrados e um valor máximo de 160 indivíduos em novembro de 2015. O índice de dominância variou entre 0,1104 em outubro de 2015 e 0,4748 em maio de 2016, porém se manteve baixo na maioria dos meses estudados não existindo gêneros dominantes em geral neste período. Para o índice de Shannon os valores se mantiveram entre 1,242 em maio de 2016 e 2,461 em outubro de 2015. Logo em setembro teríamos, caso tivéssemos a equitabilidade máxima, um número de

aproximadamente 3 gêneros encontrados em maio e em fevereiro teríamos um número de aproximadamente 11 gêneros encontrados. Para o índice de Margalef os valores encontrados são considerados baixos se considerarmos mês a mês, diferente do que ocorre quando utilizamos os dados agrupados durante o período. Neste caso os dados variaram entre 1,89 em maio de 2016 e 3,622 em outubro de 2015.

Ao analisarmos o índice de equitabilidade podemos notar que a fauna de macroinvertebrados esteve bem distribuída no período do estudo, apresentando picos em maio de 2016 com 0,5393 e 0,9007 em março de 2016. Verificando o índice de Simpson notamos que os valores ficaram entre 0,5252 em maio de 2016 e 0,8896 em outubro de 2015. Notamos que houveram valores relativamente altos durante a maioria dos meses estudados.

Tabela 7 - Índices comunitários para o riacho Broa.

Meses	Índices Broa											
	out/15	nov/15	dez/15	jan/16	fev/16	mar/16	abr/16	mai/16	jun/16	jul/16	ago/16	set/16
N° Táxons	19	18	10	11	12	8	9	10	9	11	9	8
N° de Indivíduos	144	160	41	128	86	40	47	117	61	79	66	34
Dominância_D	0,110	0,140	0,166	0,308	0,271	0,180	0,209	0,475	0,203	0,256	0,226	0,189
Diversidade de Shannon_H	2,461	2,240	1,996	1,5	1,682	1,873	1,798	1,242	1,780	1,641	1,727	1,826
Riqueza de Margalef	3,622	3,350	2,424	2,061	2,469	1,898	2,078	1,890	1,946	2,289	1,909	1,985
Equitabilidade_J	0,836	0,775	0,867	0,626	0,677	0,901	0,818	0,539	0,810	0,684	0,786	0,878
Simpson_1-D	0,890	0,860	0,834	0,691	0,729	0,820	0,791	0,525	0,797	0,744	0,774	0,811

Embrapa

Para este riacho, como vemos na Tabela 8, obtivemos os seguintes valores para os índices estudados:

Durante o período de estudo, para o índice de Taxas_S, notamos que houve uma variação de 11 (onze) em março de 2016, menores valores, e 23 (vinte e três) em agostos de 2016, com uma média anual de aproximadamente 16 (dezesesseis) táxons. Já para o número de indivíduos houve um ponto mínimo em setembro de 2016 com apenas 76 indivíduos amostrados e um valor máximo de 330 indivíduos em junho de 2016. O índice de dominância variou entre 0,1388 em dezembro de 2015 e 0,4083 em fevereiro de 2016, porém se manteve baixo na maioria dos meses estudados não existindo gêneros dominantes em geral neste período. Para o índice de Shannon os valores se mantiveram entre 1,454 em fevereiro de 2016 e 2,232 em abril de 2016. Logo em setembro teríamos, caso tivéssemos a equitabilidade máxima, um número de aproximadamente 4 (quatro) gêneros encontrados em maio e em

fevereiro teríamos um número de aproximadamente 9 (nove) gêneros encontrados. Para o índice de Margalef os valores encontrados são considerados baixos se considerarmos mês a mês, diferente do que ocorre quando utilizamos os dados agrupados durante o período. Neste caso os dados variaram entre 2,104 em março de 2016 e 4,107 em agosto de 2016.

Ao analisarmos o índice de equitabilidade podemos notar que a fauna de macroinvertebrados esteve bem distribuída no período do estudo, apresentando picos em fevereiro de 2016 com 0,5131 e 0,805 em abril de 2016. Verificando o índice de Simpson notamos que os valores ficaram entre 0,5917 em fevereiro de 2016 e 0,8612 em dezembro de 2015. Notamos que houveram valores relativamente altos durante a maioria dos meses estudados.

Tabela 8 - Índices comunitários para o riacho Embrapa.

Meses	Índices Embrapa											
	out/15	nov/15	dez/15	jan/16	fev/16	mar/16	abr/16	mai/16	jun/16	jul/16	ago/16	set/16
N° Táxons	15	14	17	15	17	11	16	17	18	15	23	16
N° de Indivíduos	307	209	238	162	291	116	91	174	330	170	212	76
Dominância_D	0,278	0,192	0,139	0,177	0,408	0,198	0,161	0,221	0,396	0,237	0,304	0,172
Diversidade de Shannon_H	1,707	1,941	2,244	2,111	1,454	1,908	2,232	1,93	1,59	1,838	1,94	2,146
Riqueza de Margalef	2,445	2,433	2,924	2,752	2,82	2,104	3,325	3,101	2,931	2,726	4,107	3,464
Equitabilidade_J	0,630	0,736	0,792	0,779	0,513	0,796	0,805	0,681	0,550	0,679	0,619	0,774
Simpson_1-D	0,722	0,808	0,861	0,823	0,592	0,802	0,839	0,779	0,604	0,763	0,696	0,828

Tal disparidade poderia ser explicada pelas estações, porém como dito anteriormente, não teremos como fazer tal comparação devido à precipitação durante o período ter sido atípica.

Podemos dizer de modo geral, que os riachos se encontram preservados de acordo com a fauna de macroinvertebrados, pelo resultado apresentado nos índices estudados.

Os índices comunitários nos ecossistemas aquáticos são resultantes da interação dos organismos entre as condições físicas dos habitats e parâmetros da água (Vannote et al., 1980). Cada táxon possui adaptações comportamentais, fisiológicas e morfológicas que promovem o sucesso e sua compatibilidade com o ambiente (Merritt; Cummins, 1996). Isso foi notado no presente estudo, podendo ser um dos fatores explicativos de táxons encontrados em alguns riachos e não em outros, mesmo que na maioria os táxons encontrados foram os mesmos para os três riachos, existem particularidades para cada um. Táxons que se notam diferenças fisiológicas e comportamentais. Plecoptera, por exemplo, habitam ambientes de

correnteza com oxigênio abundante, podendo viver sobre pedras ou detritos vegetais (Pennak, 1978) e também são adaptados à correnteza, pois possuem corpo achatado dorso-ventralmente e garras, possibilitando ao organismo suportar maior velocidade da água, mantendo-se preso ao substrato (Macan, 1962). Merrit e Cummins (1996) diz que alguns Ephemeroptera possuem pernas projetadas lateralmente ao corpo que é achatado e liso como adaptações a correnteza. Muitos invertebrados aquáticos têm certa dependência de correnteza, utilizando-a para alimentação ou por exigência respiratória (Kikuchi e Uieda, 1998).

Diversos autores abordam a distribuição de macroinvertebrados em ambientes aquáticos relacionando-os com fatores abióticos, cujos interferem na estrutura e composição das comunidades, Minshall e Minshall (1977) citam a composição do substrato, já Vannote e Sweeney (1980) relacionam temperatura, Wade et al. (1989) pH.

As características estruturais do substrato são importantes para a heterogeneidade local de macroinvertebrados, levando em conta que a maior complexidade proporciona maior possibilidade de abrigos e nichos para tais organismos (Taniguchi e Tokeshi, 2004). Um dos fatores que podem ser atribuído à diferença entre números de indivíduos e táxons obtidos nos três riachos pode ser à composição do substrato, onde são diferentes em proporção nos riachos em questão. Encontramos um maior número de indivíduos e consequentemente táxons no riacho onde há um predomínio de cascalho.

Fatores que alteram a abundância, segundo Extence (1981), estão relacionados a temperaturas, onde a elevação destas aumenta a taxa de crescimento e redução de profundidade, que favorece algumas espécies de larvas de insetos que se alimentam por filtração, explicando o aparecimento alguns táxons encontrados só no riacho da Embrapa, pois o mesmo possui a maior média de temperatura e a menor profundidade.

A contribuição de matéria orgânica possibilita maior quantidade e disponibilidade de alimento e abrigo para os macroinvertebrados (Allan, 1995). O material alóctone que adentra nos riachos é à base da energia primária disponível pelos consumidores nestes sistemas (Anderson e Sedell, 1979). Portanto há uma interação direta com o ecossistema aquático e as matas ciliares, abastecendo continuamente o rio com material orgânico (Beschta, 1991). Tal fator também pode ser levado em conta a explicar a diferença populacional entre os riachos, apesar de os três riachos estarem bem preservados, também em relação a mata que os protege. A mata do riacho da Embrapa é aparentemente diferente quando comparada com as matas do

riacho do Broa e do Espraiado, possuindo árvores de maior porte, mais espécies e nota-se uma maior presença de frutos e sementes em seu leito que, segundo Odum (1998), são as partes mais energéticas dos vegetais. Esse aporte de matéria orgânica de diferentes fontes e de maior quantidade de frutos e sementes pode estar contribuindo para a maior variedade e quantidade de indivíduos encontrados no córrego da Embrapa.

5.2.2 Grupos Funcionais

Espraiado

Como podemos observar dentre a macrofauna aquática inventariada, durante o período de estudo, para este riacho encontramos a seguinte divisão de acordo com o grupo funcional de alimentação. Notamos uma grande dominância dos GC (coletores catadores) em relação aos demais grupos ali encontrados (tabela 9).

Tabela 9 - Grupos Funcionais de Alimentação, Espraiado. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Grupos Funcionais - Espraiado (%)					
Mês	GC	FC	SH	SC	PR
out-15	61	3	24	0	12
nov-15	68	0	13	0	19
dez-15	66	1	7	0	25
jan-16	65	4	21	0	10
fev-16	66	4	10	0	20
mar-16	21	0	29	0	50
abr-16	47	42	1	0	10
mai-16	83	1	6	0	9
jun-16	58	0	17	0	26
jul-16	78	0	7	0	15
ago-16	51	1	26	1	22
set-16	62	0	12	0	27

Analisando a figura 14, podemos notar que na distribuição dos grupos funcionais ao longo de um ano, houve apenas um mês (março de 2016), que os GC (coletores catadores) não foram predominantes.

Figura 12 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de 1 ano – Espraiado. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Broa

Para o córrego do Broa, podemos observar que não houve predominância de apenas um grupo funcional, mas sim dois grupos GC (coletores catadores) e SH (Fragmentadores), como é mostrado na tabela 10.

Tabela 10 - Grupos Funcionais de Alimentação, Broa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Grupos Funcionais - Broa (%)				
Mês	GC	FC	SH	PR
out-15	39	0	24	38
nov-15	31	1	43	24
dez-15	32	0	49	20
jan-16	55	0	36	9
fev-16	48	0	45	7
mar-16	43	0	40	18
abr-16	23	0	60	17
mai-16	83	0	8	9
jun-16	43	0	31	26
jul-16	57	0	35	8
ago-16	26	0	41	33
set-16	26	0	47	26

Analisando a figura 15, podemos observar como se comportou a macrofauna através do período de estudo. Salvo alguns meses, não observamos a dominância de apenas um grupo funcional, há quase sempre dois grupos, GC (coletor catador) e SH (fragmentador), que estão em maior quantidade em relação aos demais.

Figura 13 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de estudo – Broa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Embrapa

No córrego da Embrapa notou-se situação semelhante à observada no córrego Espreado, onde houve uma dominância dos GC (coletores catadores) e também o córrego que mais foi observado os FC (filtradores) (tabela 11), tal motivo pode ser explicado pelo leito de pedra e baixa profundidade do córrego.

Tabela 11 - Grupos Funcionais de Alimentação, Embrapa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Grupos Funcionais – Embrapa					
Mês	GC	FC	SH	SC	PR
out-15	52	0	23	0	24
nov-15	35	5	50	0	10
dez-15	26	2	37	0	35
jan-16	19	2	52	0	27
fev-16	65	2	19	0	14
mar-16	60	12	8	0	20
abr-16	40	16	15	0	29
mai-16	40	7	32	0	21
jun-16	64	4	15	0	17
jul-16	41	38	9	0	12
ago-16	57	7	11	1	24
set-16	47	3	9	0	41

Na figura 16, com exceção de alguns meses, é nítida a dominância dos GC (coletores catadores), porém nota-se um grande número de SH (fragmentadores) e também do FC (Filtradores).

Figura 146 - Comportamento da macrofauna através dos grupos funcionais de alimentação durante o período de estudo – Embrapa. Legenda: GC – Coletor Catador, FC – Coletor Filtrador, SH – Fragmentador, SC – Raspador e PR – Predador.

Segundo Vannote et al. (1980), riachos de 1ª, 2ª e 3ª ordem sofrem grande influência da vegetação que os rodeia, reduzindo a produção autotrófica devido ao sombreamento de suas águas, porém contribuindo com material alóctone. O mesmo, prevê que nestes cursos d'água há uma dominância de organismos fragmentadores, raspadores e coletores (filtradores), mas com poucos predadores. Mesmo este conceito sendo estabelecido para regiões temperadas (Covich, 1988), o padrão de distribuição levando em conta os grupos funcionais de alimentação, no presente estudo, não foi contrariado, como pudemos notar em outras literaturas (Callisto e Esteves, 1995). O grupo dos predadores, possuem abundâncias relativamente constantes, já que dependem, diretamente, da presença de outros macroinvertebrados e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas (Vannote et al., 1980).

5.2.3 Produção Secundária

Para o cálculo da produção secundária foi utilizado somente grupos de ciclo de vida curtos, Chironomidae e Ephemeroptera, onde câmaras de crescimento foram instaladas nos riachos. Pudemos notar que esses dois grupos, nos três riachos, se somados chegam a números muito altos quando comparados com os outros grupos da macrofauna inventariada.

Em todos os riachos os valores obtidos foram altos, porém o córrego Espraiado teve uma produção mais elevada que os demais córregos do estudo, visto que a produção em Ephemeroptera foi muito alta.

Espraiado

Neste córrego quando somamos os grupos de Chironomidae (não Tanypodinae) e Ephemeroptera, observamos um total de 55% (tabela 12) do total da macrofauna inventariada (figura 17), e também foi aqui que a produção foi maior, quando comparado com os outros dois córregos, porém, se olharmos só para o grupo dos Chironomidae isso não ocorre, pelo contrário, foi o riacho que teve a menor produção quando olhamos só para Chironomidae.

Tabela 12 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae em relação a fauna do riacho.

Porcentagem de Ephemeroptera e Chironomidae (Não Tanipodynae - NT)													
Espraiado	out- 15	nov- 15	dez- 15	jan- 16	fev- 16	mar- 16	abr- 16	mai- 16	jun- 16	jul- 16	ago- 16	set- 16	total
Nº total de organismos	108	53	68	77	80	92	216	96	151	147	132	104	1324
Ephemeroptera	20	7	1	8	28	15	25	7	23	52	9	8	203
Chironomidae NT	29	22	43	29	25	4	74	68	59	62	66	55	536
Ephemeroptera %	19	13	1	10	35	16	12	7	15	35	7	8	15
Chironomidae NT %	27	42	63	38	31	4	34	71	39	42	50	53	40
Total no período	45	55	65	48	66	21	46	78	54	78	57	61	55

Figura 15 - Proporção da fauna de Chironomidae e Ephemeroptera no Espraiado

Notamos também que as taxas (Tabela 13) obtidas em virtude do crescimento instantâneas por meio das câmaras de crescimento “*in situ*” se comportaram de maneira diferente dos demais córregos, onde os valores estiveram abaixo quando comparamos os três. Isso pode explicar o menor valor quando falamos em produção.

Tabela 13 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no Espraiado

Meses	Valor do IGR bimestral – Taxa de Produção.dia ⁻¹
OUT/NOV	0,031582307
DEZ/JAN	0,046270614
FEV/MAR	0,0407542
ABR/MAI	0,049650154
JUN/JUL	0,035659605
AGO/SET	0,051028423

Devido as menores taxas os valores de produção secundária (tabela 14) também são menores.

Tabela 14 - Produção secundária para Chironomidae (NT) no córrego Espraiado

Meses	Biomassa Média/Bimeste (mg/m ²)	Produção Bimestral/dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	1,965262344	0,062067518	3,786118608
DEZ/JAN	2,476469611	0,114587769	6,989853899
FEV/MAR	1,147060003	0,046747513	2,804850796
ABR/MAI	0,837275725	0,041570868	2,535822971
JUN/JUL	1,037133293	0,036983763	2,256009566
AGO/SET	2,589536827	0,13213998	8,060538787

Através das produções bimestrais obtivemos a produção anual para Chironomidae que foi de aproximadamente 26,43 mg/m².

A seguir podemos notar como se comportou a produção secundária de Chironomidae durante o período estudado (Figura 18).

Figura 16 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego do Espraiado para Chironomidae.

Para Ephemeroptera as taxas de produção (tabela 15) foram calculadas da mesma forma que para Chironomidae, com câmaras *is situ*.

Tabela 15 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no Espraiado

Meses	Valor do IGR bimestral – Taxa de Produção.dia ⁻¹
OUT/NOV	0,055679106
DEZ/JAN	0,080273827
FEV/MAR	0,079731986
ABR/MAI	0,054015954
JUN/JUL	0,036015568
AGO/SET	0,022870448

Mesmo com taxas menores o Espraiado obteve os maiores valores para a produção secundária dos três riachos (tabela 16).

Tabela 16 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego Espraiado

Meses	Biomassa Média/Bimestral (mg/m ²)	Produção Bimestral dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	52,79396844	2,939520989	179,3107804
DEZ/JAN	24,32614424	1,952752696	119,1179144
FEV/MAR	38,03906564	3,032930248	181,9758149
ABR/MAI	6,009305178	0,324598349	19,80049929
JUN/JUL	9,060161798	0,326306873	19,90471925
AGO/SET	9,663812223	0,221015717	13,48195873

Para a produção secundária de Ephemeroptera no Espraiado obtivemos um valor anual de aproximadamente 533,59 mg/m².

Podemos notar na figura 19 como se comportou a produção secundária de Ephemeroptera durante o período estudado.

Figura 19 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Espraiado para Ephemeroptera.

Broa

A distribuição dos grupos de Ephemeroptera e Chironomidae não se mostrou como no riacho Espraiado, visto que o número total de indivíduos quando somados apontou 44% (tabela 17) do total da macrofauna inventariada (figura 20). Mesmo assim é um número muito expressivo quando comparado aos demais táxons.

Tabela 17 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae em relação a fauna do riacho.

Porcentagem de Ephemeroptera e Chironomidae (Não Tanypodinae - NT)													
Broa	out- 15	nov- 15	dez- 15	jan- 16	fev- 16	mar- 16	abr- 16	mai- 16	jun- 16	jul- 16	ago- 16	set- 16	total
Nº total de organismos	144	160	41	128	86	40	47	117	61	79	66	34	1003
Ephemeroptera	23	21	3	58	35	9	3	11	8	30	7	0	208
Chironomidae NT	33	18	11	15	5	8	8	81	17	14	8	9	227
Ephemeroptera %	16	13	7	45	41	23	6	9	13	38	11	0	21
Chironomidae NT %	23	11	27	12	6	20	17	69	28	18	12	26	23
Total no período	39	24	34	57	47	43	23	79	41	56	23	26	44

Figura 17 - Proporção da fauna de Chironomidae e Ephemeroptera no riacho do Broa.

Já as taxas de crescimento instantâneo (tabela 18) se comportaram diferentes para este riacho em comparação com os outros dois, não sendo as maiores também não sendo as menores, obtendo um valor intermediário entre as demais.

Tabela 18 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no riacho do Broa.

Meses	Valor do IGR bimestral – Taxa de Produção.dia ⁻¹
OUT/NOV	0,034226876
DEZ/JAN	0,086757038
FEV/MAR	0,070894685
ABR/MAI	0,035971
JUN/JUL	0,078366991
AGO/SET	0,048794885

Da mesma forma, como as taxas se mantiveram em um valor intermediário a produção (tabela 19) também ficou em um valor intermediário entre os três riachos.

Tabela 19 - Produção secundária para Chironomidae (NT) no córrego do Broa.

Meses	Biomassa Média/Bimestral (mg/m ²)	Produção Bimestral dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	1,90422372	0,06517563	3,975713426
DEZ/JAN	1,745112093	0,151400756	9,235446089
FEV/MAR	1,212995621	0,085994943	5,159696574
ABR/MAI	1,499653218	0,053944026	3,29058558
JUN/JUL	2,94215029	0,230567466	14,06461541
AGO/SET	1,698130502	0,082860082	5,054464991

Calculado as produções bimestrais obtivemos a produção anual para Chironomidae no riacho do Broa que obteve um valor aproximado de 40,78 mg/m².

Através do gráfico (figura 21) observamos como se comportou a produção secundária de Chironomidae durante o período de 12 meses.

Figura 18 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Broa para Chironomidae.

As taxas de crescimento instantâneo (tabela 20) para Ephemeroptera foram as mais altas obtidas entre os três riachos estudados.

Tabela 20 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no riacho do Broa.

Meses	Valor do IGR bimestral – Taxa de Produção.dia ⁻¹
OUT/NOV	0,04528481
DEZ/JAN	0,084077153
FEV/MAR	0,136907828
ABR/MAI	0,088638963
JUN/JUL	0,030402446
AGO/SET	0,100291411

Notamos que neste riacho, falando de Ephemeroptera, o número de indivíduos, a proporção dos mesmos e as taxas de crescimentos foram maiores que nos outros riachos. Porém a produção foi a menor (tabela 21).

Tabela 21 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego do Broa.

Meses	Biomassa Média/Bimestral (mg/m ²)	Produção Bimestral dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	6,997913421	0,316899177	19,33084981
DEZ/JAN	4,817788173	0,405065915	24,70902082
FEV/MAR	6,986808108	0,956548721	57,39292323
ABR/MAI	6,693494783	0,593304436	36,19157059
JUN/JUL	4,677016969	0,142192758	8,673758218
AGO/SET	5,087488166	0,510231366	31,12411334

Onde obtivemos, para a produção secundária, um total anual de aproximadamente 177,42 mg/m².

Através do gráfico (figura 22) notamos o comportamento da produção secundária de Ephemeroptera durante o período de 12 meses.

Figura 19 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Broa para Ephemeroptera.

Embrapa

Através da tabela (tabela 22) observamos o comportamento dos grupos de Chironomidae (não Tanypodinae) e Ephemeroptera durante o período de estudo deste projeto. Notamos que os dois grupos representam juntos um total de 45% (Figura 23) da macrofauna, porém apenas 4% deste total atribui-se ao grupo de Ephemeroptera.

Tabela 22 - Comparação da quantidade de Ephemeroptera e Chironomidae (não Tanypodinae) em relação a fauna do riacho da Embrapa.

Embrapa	out- 15	nov- 15	dez- 15	jan- 16	fev- 16	mar- 16	abr- 16	mai- 16	jun- 16	jul- 16	ago- 16	set- 16	total
Nº total de organismos	307	209	238	162	291	116	91	174	330	170	212	76	2376
Ephemeroptera	11	10	7	5	4	34	5	7	4	2	3	4	96
Chironomidae NT	147	63	35	20	180	36	31	59	203	64	113	23	974
Ephemeroptera %	4	5	3	3	1	29	5	4	1	1	1	5	4
Chironomidae NT %	48	30	15	12	62	31	34	34	62	38	53	30	41
Total no período	51	35	18	15	63	60	40	38	63	39	55	36	45

Figura 20 - Porcentagem anual da fauna de Chironomidae (não Tanypodinae - NT) e Ephemeroptera no riacho da Embrapa.

Para as taxas de crescimento instantâneos (tabela 23) notamos que foram as maiores para o grupo de Chironomidae, quando comparamos os três riachos.

Tabela 23 - Taxas de crescimento instantâneo de Chironomidae no riacho da Embrapa.

Meses	Valor do IGR bimestral/Taxa de Produção.dia⁻¹
OUT/NOV	0,01870359
DEZ/JAN	0,06026448
FEV/MAR	0,179517468
ABR/MAI	0,085868712
JUN/JUL	0,080514906
AGO/SET	0,131672899

Atrelado ao maior número de indivíduos e maiores taxas de crescimento instantâneo, a produção secundária para o grupo de Chironomidae foi a maior comparada com o Espirado e o riacho do Broa (tabela 24).

Tabela 24 - Produção secundária para Chironomidae no córrego da Embrapa.

Meses	Biomassa Média/Bimestral (mg/m ²)	Produção Bimestral dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	5,385297155	0,100724392	6,144187906
DEZ/JAN	1,774168141	0,106919321	6,522078589
FEV/MAR	1,847247627	0,331613217	19,89679301
ABR/MAI	0,867139166	0,074460123	4,542067509
JUN/JUL	1,935139815	0,1558076	9,504263578
AGO/SET	1,777223165	0,234012126	14,27473968

Obtendo uma produção anual de aproximadamente 60,88 mg/m² no período estudado.

Através do gráfico (Figura 24) notamos o comportamento da produção secundária durante o período de 12 meses.

Figura 21 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Embrapa para Chironomidae.

As taxas de crescimento instantânea (Tabela 25) para Ephemeroptera no riacho da Embrapa se mantiveram em valores intermediários quando comparadas ao Espreado e ao riacho do Broa.

Tabela 25 - Taxas de crescimento instantâneo de Ephemeroptera no riacho da Embrapa.

Meses	Valor do IGR bimestral/Taxa de Produção.dia ⁻¹
OUT/NOV	0,048571335
DEZ/JAN	0,075672602
FEV/MAR	0,12805068
ABR/MAI	0,066505959
JUN/JUL	0,045806012
AGO/SET	0,055748591

Mesmo possuindo taxas intermediárias de crescimento instantâneo e números diminutos de indivíduos quando comparamos os três riachos, aqui, riacho da Embrapa, obtivemos uma produção secundária (tabela 26) com valores intermediários.

Tabela 26 - Produção secundária para Ephemeroptera no córrego da Embrapa.

Meses	Biomassa Média/Bimestral (mg/m ²)	Produção Bimestral dia (mg/m ²)	Produção Bimestral Total (mg/m ²)
OUT/NOV	25,30405881	1,22905192	74,97216712
DEZ/JAN	7,469035473	0,565201349	34,47728232
FEV/MAR	3,800423094	0,486646762	29,19880574
ABR/MAI	11,87243547	0,789587703	48,16484988
JUN/JUL	6,307797936	0,288935067	17,62503909
AGO/SET	21,78428509	1,214443209	74,08103576

Obtendo um valor de produção secundária, para o período em questão, de Ephemeroptera de aproximadamente 278,51 mg/m².

Através do gráfico (figura 25) notamos o comportamento da produção secundária de Ephemeroptera no riacho da Embrapa no período de estudo.

Figura 22 - Gráfico da produção secundária durante o período de 12 meses, no córrego Espirado para Ephemeroptera.

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos além de possuir grande importância na ciclagem de nutrientes também faz parte do fluxo de energia nesses sistemas, esses organismos fazem o processo de decomposição da matéria orgânica, diminuindo o tamanho das partículas, e são parte importante na cadeia alimentar (Esteves, 1988) e sendo um dos principais elos das estruturas tróficas do ecossistema (Silveira e Queiroz 2006, Abílio 2007)

Estudos sobre os macroinvertebrados de ambientes lóticos muitas vezes são escassos de informações sobre sua biomassa, mesmo sabendo que a partir dela e suas variações sazonais se constitui parâmetro importante para o entendimento da história de vida e interações biológicas incluindo as relações tróficas entre os grupos funcionais (Benke e Huryn 2006).

Segundo Christman e Voshell (1992) ciclo de vida e informações corretas em estudo de produção secundária são de extrema importância, pois os parâmetros de ciclo de vida influenciam variações sazonais na densidade e biomassa e produção anual.

Dentre todos os organismos identificados, Chironomidae apresentou a maior abundância e maior densidade (indivíduos/m²), nos três riachos, tais dados são os mesmos obtidos em diversas literaturas (Abílio, 2007; Corbi, 2009; Saulino, 2011) Estes indivíduos constituem o grupo de maior abundância e diversidade dentre as famílias de macroinvertebrados em ecossistemas aquáticos continentais, pois ocupam uma ampla variedade de nichos (Bazzarti et al. 1997). Já Trivino-Strixino (2001) diz que grande porcentagem de insetos da família Chironomidae é atribuída aos aspectos de córregos do

Estado de São Paulo, que se localizam no Bioma Cerrado e possuem leitos arenosos e de baixa declividade, proporcionando baixa heterogeneidade ambiental.

Segundo Brittain (1982) Ephemeropteras constituem uma parte importante da biomassa e da produção de macroinvertebrados em habitats de água doce. Essa ordem, desempenha um papel ecológico importante dentro de ambientes lóticos, onde constituem uma parte importante de biomassa e produção macroinvertebrados.

Segundo Learner e Potter (1974) e Oertli (1995) a temperatura é o principal fator que afeta a sazonalidade, crescimento e desenvolvimento no padrões de insetos aquáticos quando estes possuem condições ideais de habitats.

Podemos afirmar que a temperatura é um dos principais fatores que interferem no ciclo de vida dos grupos estudados, segundo Strixino e Trivinho-Strixino (1985) o aumento da temperatura acelera as reações químicas e os processos fisiológicos em geral, podendo ser notado no crescimento e desenvolvimento dos Chironomidae onde algumas espécies de regiões tropicais completam o ciclo de vida em torno de 15 dias, prevendo um número elevado de gerações. Por esse fato, nos meses onde a temperatura foi mais baixa, o período de incubação dos organismos foram maiores, caso tivéssemos deixado o mesmo período que nos meses onde a temperatura se manteve mais elevada, poderíamos não notar o crescimento e então obter taxas de crescimento negativas.

Chironomidae e Ephemeroptera somaram juntos, no presente estudo, aproximadamente metade da fauna caracterizada de cada riacho, sendo de extrema importância para o cálculo da produção secundária.

Para este estudo calculamos a produção secundária em organismos onde o ciclo de vida é denominado como curto, não passando de um mês em sua maioria (Huryn e Wallace, 1986), no caso Chironomidae (não Tanypodinae) e Ephemeroptera (Huryn, 1996, 2002). Foram utilizadas câmaras de crescimento instantâneas para o crescimento dos organismos *in situ* como em outras literaturas (Cólon-Gaud et al., 2009; Walther e Whiles, 2011).

Quando comparamos a produção total dos três riachos, notamos que o Espraiado é o mais produtivo, já o córrego do Broa foi o menos produtivo dentre os três.

Porém se formos comparar cada grupo notamos que quando falamos de Chironomidae o riacho menos produtivo é o do Espraiado e o riacho da Embrapa é o mais produtivo. Agora

quando nos referimos a Ephemeroptera notamos que o Espraiado e por vezes mais produtivo que os outros dois riachos.

Notamos também, no córrego do Broa, onde a porcentagem de Chironomidae e Ephemeroptera foi praticamente a mesma, porem a ordem Ephemeroptera supera em muito os Chironomidae quando se fala em produção.

Os valores obtidos no presente estudo foram superiores quando comparados ao de outras literaturas (Cólon-Gaud et al., 2009; Whalther et al, 2006; Walther e Whiles, 2011). Muito provavelmente o que explica esse fator são as diferenças entre as temperaturas.

5.3 Variáveis abióticas

Ao longo do período de estudo também foram monitoradas as características físicas e químicas dos 3 riachos (Tabela 27), estas características podem interferir direta e indiretamente na fauna dos macroinvertebrados, tais como largura, profundidade e composição do substrato.

Nos pontos de amostragem o riacho que teve uma maior média em sua largura foi o do da Embrapa com 1,16 metros, já o riacho do espraiado obteve a maior profundidade média chegando nos 0,47 metros. Com relação à cobertura vegetal o riacho da Embrapa teve a maior média com 77%, ou seja, apenas 33% da luminosidade adentravam na mata. Quando analisamos a composição do substrato que o riacho Espraiado e o do Broa possuíam os 2 tipos de substratos (areia e silte) já o riacho da Embrapa possuía os 3 tipos (cascalho, areia e silte). Se formos comparar os 3 riachos somente por estes fatores, notaríamos que os que mais se assemelham são o Espraiado e o do Broa.

Ao compararmos a temperatura média anual o riacho Espraiado foi, no geral, o que teve temperaturas mais amenas, com uma média igual a aproximadamente 18°C, já o riacho da Embrapa foi o que obteve maior temperatura média, igual a 19,4°C. O oxigênio dissolvido obteve menor valor no riacho Espraiado, 5,49 mg/L, talvez esse fator esteja relacionado ao fato de nos outros dois córregos possuírem mais pontos de aeração na área de amostragem, como quedas d'águas.

O riacho que obteve a menor condutividade média e menor valor de pH médio foi o do Broa, 7,7 μ S/cm, talvez porque tenha menor interferência humana.

A maior vazão média foi obtida no riacho do Broa, 18,8 L/s, enquanto a maior velocidade média anual foi obtido no riacho da Embrapa, 0,08 m/s.

Tabela 27 - Média das características físicas e químicas anual dos riachos estudados.

Características Físicas e Químicas			
	Espraiado	Broa	Embrapa
Largura média (m)	0,57	0,84	1,16
Profundidade média (m)	0,47	0,43	0,08
Cobertura vegetal (%)	72	66	77
Composição do substrato (%)			
Cascalho	0	0	53,3
Areia	59,9	60,8	28,3
Silte	40,1	39,2	18,3
Temperatura média da água (°C)	18,04	19	19,4
Oxigênio dissolvido médio (mg.L-1)	5,49	6,4	6,6
Condutividade média (μ S.cm-1)	14	7,7	28,9
pH médio	5,56	4,6	6,4
Vazão média (L.s-1)	10,5	18,8	4
Velocidade média da água (m.s-1)	0,05	0,05	0,08

O pH em determinados ambientes, segundo Sperling (1998), pode ser diferente por influências naturais, devido à decomposição da vegetação de origem alóctone. Vários fatores, como, por exemplo, a geologia da bacia, drenagem e regimes de chuvas, também podem influenciar na composição iônica de corpos d' água (Esteves, 1988). Segundo Wantzen (2003), os riachos em áreas de cerrado tem por características baixos valores de pH e baixa condutividade elétrica, razão da pobreza iônica dos solos. Esteves (1988) ressalta que a condutividade está relacionada com a disponibilidade da concentração de íons presentes, assim, a maior a concentração iônica, levará a uma maior condutividade elétrica. Portanto, a variação dos valores de pH e condutividade entre os riachos, ao longo do ano, provavelmente, em decorrência das concentrações de íons originados da própria decomposição de matéria orgânica observada no canal do riacho, também podemos atribuir tal fator a pobreza dos solos, já que todos os riachos estão localizados em áreas do cerrado. Mesmo assim o riacho da Embrapa possui valores maiores quando comparados com os outros dois riachos, esse fator pode ser atribuído por se encontrar dentro de um centro de pesquisas, talvez recebendo algum tipo de impacto, ou por estar em outra bacia hidrográfica, cuja geologia e drenagem podem ser diferente quando comparado aos outros riachos do estudo. Podemos atribuir essa diferença também a mata ciliar, pois esta é o principal fator que influencia a entrada de serapilheira nos riachos, seja diretamente ou transportada lateralmente a partir do chão da floresta (Naiman e Decamps, 1997), onde notamos que o riacho que possui a maior cobertura vegetal é o riacho em questão.

Como sabemos em ecossistemas lóticos as concentrações de oxigênio dissolvido são altas, decorrentes da baixa profundidade e constante movimento, mesmo com ausência de plantas aquáticas (Odum, 2001), também podemos dizer que as principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese (Esteves, 1988) atribuímos, neste caso, que a diferença que se teve entre os córregos, mesmo que pequena, provavelmente se deu em decorrência de profundidade e áreas de reaeração, sendo o espriado mais profundo e o que possui menos áreas de reaeração, quedas d'água e menor largura, em comparação com os outros dois riachos. No presente estudo, observou-se que o oxigênio dissolvido apresentou valores mais elevados para o córrego Embrapa. Esse fato pode estar relacionado a baixa profundidade da coluna d'água e maior velocidade da água quando comparado aos demais córregos.

Já a temperatura da água pode sofrer alterações relacionadas a diversos fatores como: velocidade, vazão, estação do ano, hora do dia, e quantidade de materiais em suspensão (Maier, 1978), além de quantidade de radiação que chega até os corpos d'água (Esteves, 1988). Sabe-se também que a mata ciliar regula a temperatura dos córregos (Naiman e Décamps, 1997). Provavelmente a variação de temperatura nos córregos estudados esteve relacionada com a própria temperatura ambiente, que esteve mais baixa entre os meses associados às estações do outono e inverno, ou período de seca e frio, do que nos meses atribuídos a primavera e verão, período chuvoso e quente, resultados semelhantes foram obtidos em Suriano (2003). Também a mata ciliar ao redor dos riachos, onde no Espriado, pelo menos no trecho estudado, tem uma maior borda de mata ciliar do que os outros córregos estudados. Podemos dizer que a média anual das temperaturas foi influenciada pelas estações do ano e pela mata ciliar na borda dos córregos. Períodos de chuva podem diminuir a densidade de indivíduos e a abundância relativa (Abilio, 2007). Segundo Nery et al. (2004) a região Sudeste sofre influência tanto de sistemas tropicais como de latitudes médias, com estações bem definidas, seca no inverno e chuvosa no verão, porém no período de coleta deste trabalho, 12 meses, houve uma estação fria e uma quente bem definida, mas o regime pluviométrico não se comportou desta forma, pois houve chuvas em praticamente todos os meses desse período.

Ward (1992) diz que pequenas faixas de oscilações de variáveis ambientais são difíceis de serem associadas à distribuição dos macroinvertebrados, porém quando estas pequenas oscilações estudadas juntas, como neste estudo, podem estar associadas a distribuição desses organismos.

6 CONCLUSÃO

A composição da macrofauna nos três córregos demonstrou baixa interferência antrópica. Isso pode ser afirmado pela análise dos índices comunitários mensais que não apresentaram alterações durante o estudo, que também nos mostrou que na análise ambiental dos três córregos que todos se encontram em ótimas condições.

Podemos dizer que os todos os córregos estudados pouco se diferem quando comparados de acordo com a macrofauna.

Notamos que a produção secundária foi alta para os táxons estudados, demonstrando que um dos fatores que contribui para estes dados são as temperaturas mais elevadas quando comparadas com outros riachos de clima temperado. Também podemos citar o quanto a produção secundária é importante para entendermos o comportamento de dispersão de energia dentro de corpos d'água facilitando o entendimento de dispersão de energia e quais grupos são importantes. Através de estudos de base como este podemos entender melhor o funcionamento ecológico do meio e assim atribuir medidas de proteção.

REFERÊNCIAS

Abílio, FJP, de Melo Rufo, T L, de Souza, AHFF, da Silva Florentino, H, de Oliveira Junior, ET, Meireles, BN, Santana, ACD. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3), 397-409.

Allan, J.D. 1995. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. London: Chapman and Hall.

Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andaluzia (SIAGA), Almeria, v. 2, p. 203-13. ISBN: 84-784.

Allan JD, Castilho, MM. 2007. Stream ecology: structure and function of running waters. Springer, Dordrecht, 436p.

Anderson NH, Sedell JR. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. Annual Review of Entomology, v. 24, p. 351-377.

Barbosa, FAR, Callisto M, Galdean N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. Aquatic Ecosystem Health & Management.

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999 Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency.

Bazzarti, M, Seminara, M, Baldoni, S. 1997 Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in Central Italy. Journal of Freshwater Ecology, 12(1): 89-99.

Benke AC. 1984. Secondary production of aquatic insects. In Resh, V. H. & D. M. Rosenberg (eds), The Ecology of Aquatic Insects. Praeger Publishers, New York: 289-232.

Benke AC. 1993. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 25: 15–38.

Benke AC, Huryn AD. 2006. Secondary production of macroinvertebrates, p. 691–709. In F. R. Hauer and G. A. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*. Second edition. Academic Press, San Diego, CA. 877p.

Benke AC, Parson KA. 1990. Modelling blackfly production dynamics in blackwater streams. *Freshwat. Biol.* 24: 167–180.

Benke AC. 2010. Secondary production as part of bioenergetic theory—contributions from freshwater benthic science. *River Research and Applications*, v. 26, n. 1, p. 36-44.

Beschta RL. 1991. Stream habitat management for fish in the Northwestern United States: the role of riparian vegetation. *American Fisheries Society Symposium*, 10: 53-58.

Bottová, K, Derka, T, Beracko, P, Figueroa, JMT. 2013. Life cycle, feeding and secondary production of Plecoptera community in a constant temperature stream in Central Europe. *Limnologica* 43: 27-33.

Brand, C, Miserendino, ML. 2012. Life cycle phenology, secondary production, and trophic guilds of caddisfly species in a lake-outlet stream of Patagonia. *Limnologica* 42: 108-117.

BRASILEIRO, Código Florestal. 2011. Código Florestal Brasileiro.

Brittain JE. 1982. Biology of mayflies. *Ann. Rev. Entomol.* 27: 119–147.

Brittain, JE. 1990. Life history strategies in Ephemeroptera and Plecoptera. In: Campbell IC, ed., *Mayflies and Stoneflies*. New York, Kluwer Academic Publishers, pp. 1–12.

Buss DF, Oliveira RB, Baptista DF. 2008. Monitoramento Biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*. v. 12. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p.339-345.

Callisto M, Esteves FA. 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. F. A. Esteves (ed.), pp. 281-291.

Callisto M, Moretti M, Goulart M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 71-82.

Callisto M, Gonçalves Jr JF, Moreno P. 2005. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. *Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais: Projeto Manuelzão*. Coopmed, Belo Horizonte, p.555- 567.

Cayrou J, Céréghino R. 2003. Life history, growth and secondary production of *Caenis luctuosa* and *Cloeon simile* (Ephemeroptera) in a small pond, SW France. *Aquatic Insects*, v. 25, n. 3, p. 191-201.

Céréghino R, Lavandier P. 1998. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology* 40, p. 385–399.

Chapin FS, Zavanela ES, Valerie TE, Rosamond LN, Peter MV, Heather LR, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Sarah EH, Mack MC, Diaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234–242.

Christman VD, Voshell JR. 1992. Life history, growth, and production of Ephemeroptera in experimental ponds. *Ann. ent. Soc. Am.* 85: 705–712.

Clapcott JE, Collier KJ, Death RG, Goodwin EO, Harding JS, Kelly D, Leathwick JR, Young RG. 2012. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. *Freshwater Biology*, v. 57, n. 1, p. 74–90.

Colón-Gaud C, Whiles MR, Kilham SS, Lips KR, Pringle CM, Connelly S, Peterson SD. 2009. Assessing ecological responses to catastrophic amphibian declines: patterns of macroinvertebrate production and food web structure in upland Panamanian streams. *Limnology and Oceanography*, 54(1), 331-343.

Corbi, JJ, e Trivinho-Strixino, S. 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 51(4), 569-579.

Corbi, JJ; Beatrice, C; Jóia, A. 2009. Macroinvertebrados Aquáticos do Córrego Pinheirinho, Parque do Basalto, Araraquara-SP: Subsídios para Estratégias de Conservação Local. **ReBraM**, v. 12, n. 2, p. 9-20.

Corbi, JJ; Gorni, GR; Colombo, V; Falcoski, TO; Costa, PI. 2017. Sugar cane cultivation reduces genetic diversity of chironomids in Neotropical streams (submitted). *Ecotoxicology* (Dordrecht. Online), Artigo Publicado – JCR.

Couceiro SEM, Hamada, N. 2011. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. *Oecologia Australis*, 15: 762-774.

Couceiro SEM, Hamada, N, Forsberg BR, Padovesi-Fonseca C. 2011. Trophic structure of macroinvertebrates in Amazonian streams impacted by anthropogenic.

Coutinho LM. 1978. O conceito de Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica* 7:17-23.

Coutinho, LM. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado. Pp. 273-291. In: B. J. Huntley & B.H. Walker (eds.). *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag, Berlin.

Coutinho, LM. 2006. O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica*, v. 20, n. 1, p. 13-23.

Covich, AP. 1988. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society**, v 7, p. 361-386.

Cummins KW, Wilzbach MA, Gates DM, Perry JB, Taliaferro, WB. 1989. Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*, 39(1): 24-30.

Cushing, CE, Allan, JD. 2001. *Streams: their ecology and life*. Academic Press, San Diego, Ca, USA. 366 p.

Devái G. 1990. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. *Hidrobiologia*, 191: 189-198.

Dobson, M, Hildrew AG. 1992. A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in southern England. *Journal of Animal Ecology*, 61: 69-77.

Downing, JA. 1984. Assessment of secondary production: the first step. In: Downing, JA, Higler, FH. (eds.). *A manual on the assessment of secondary productivity in fresh waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Pages 1-18.

Dudgeon D. 1999. Patterns of variation in secondary production in a tropical stream. *Arch. Hydrobiol.* 144: 271–281.

Dudgeon D. 1996. Anthropogenic influences on Hong Kong streams. *Geo Journal* 40 (1-2): 53-61.

Eiten G. 1977. Delimitação do conceito de Cerrado. *Arquivos do Jardim Botânico, Rio de Janeiro* 21: 125-134.

Ehrlich PR, Daily GC. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* v. 22, p. 64–68.

Esteves, FA. *Fundamentos de Limnologia*. 2.ed. São Paulo: Interciência. 1988. 601p.

Extence, CA. 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, v 83, 217-224.

Fairweather PG. 1999. State of environmental indicators of “river health”: exploring the metaphor. *Freshwater Biology* 41: 211-220.

Fernandes JF, Souza ALT, Tanaka MO. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*, v. 724, n. 1, p. 175–185.

Ferreira, DAC, Dias HCT. 2004. Situação atual da mata ciliar do ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v. 28, n. 4, p. 617-623.

Fisher S, Gray LJ. 1983. Secondary production and organic matter processing by collector macroinvertebrates in a desert stream. *Ecology* 64: 1217–1224.

Friberg N, Bonada N, Bradley DC, Dunbar MJ, Edwards FK, Grey J, Hayes RB, Hildrew AD, Lamouroux N, Trimmer M, Woodward G. 2011. Biomonitoring of human impacts in freshwater ecosystems: the good, the bad and the ugly. *Advances in Ecological Research*, v. 44, p. 1-68.

Galdean N, Callisto M, Barbosa FAR, Rocha LA. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *J. Aquatic Ecosystem Health & Management*.

Giller, OS, Hillebrand, H, Berninger, UG, Gessner, MO, Hawkins, S, Inchausti, P, Inglis, C, Heather, L, Malmqvist, B, Monaghan, M.T, Morin, P.J, O’Mullan, G. 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning: 19 emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *Oikos Journal* 104: 423-436.

González JM, Basaguren A, Pozo J. 2001. Life history and production of *Caenis luctuosa* (Burmeister) (Ephemeroptera, Caenidae) in two nearby reaches along a small stream. *Hydrobiologia* 452: 209–215.

Graça MAS. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Revue Hydrobiologie*, 86: 383-393.

Gray LJ. 1981. Species composition and life histories of aquatic insects in a lowland Sonoran Desert stream. *Am. Midl. Nat.* 106: 229–243.

Gregory, SV, Swanson, FJ, Mckee, WA, Cummins, KW. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. *Bioscience* 41 (8): 540-555.

Groombrige B, Jenkins MD. 1996. Assessing biodiversity status and sustainability. World Conservation Press. WCMC Biodiversity Series, n° 5, p. 104.

Hamada N, Nessimian JL, Querino RB. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Embrapa Meio-Norte-Livros científicos (ALICE).

Harris JH, Silveira R. 1999. Large scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41 (2): 235-252.

Hurn AD. 1996. Temperature dependent growth and life cycle of *Deleatidium* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) in two high-country streams in New Zealand. *Fresh Water Biology*. 36: 351–361.

Hurn AD. 2002. River-floodplain linkage determines production dynamics of detritivorous and predacious mayflies (Ephemeroptera) in a sedge-meadow wetland. *Arch. Hydrobiol.* 155: 455–480.

Hurn AD, Wallace JB. 1986. A method for obtaining *in situ* growth rates of larval Chironomidae (Diptera) and its application to studies of secondary production. *Limnology and Oceanography* 31: 216-222.

Hurn, AD, Wallace JB. 2000. Life history and production of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.* 45: 83–110.

Jackson JK, Fisher SG. 1986. Secondary production, emergence, and export of aquatic insects of a Sonoran Desert stream. *Ecology* 67: 629–638.

Karr JR. 1991. Biological integrity: a long – neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.

Kay WR, Smith MJ, Pinder AM, Mcrae JM, Davis JA, Halse SA. 1999. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north - western Australia. *Freshwater Biology* 41 (2): 299-316.

Kaushik NK, Hynes HBN. 1971. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Archiv fur Hydrobiologie*, v. 68, n. 4, p. 465-515.

Kikuchi, R.M. & V.S. Uieda. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In: J.L. Nessimian, & E. Carvalho (Eds). *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro, PPGEUFRJ, Series *Oecologia Brasiliensis*, vol. 5, 309p.

Klink CA, Machado, RB. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 147-155.

Landeiro VL, Hamada N, Godoy BS, Melo AS. 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hidrobiologia*, 649: 355-363.

Learner MA, Potter DWB. 1974: The seasonal periodicity of emergence of insects from two ponds in Hertforshire, England, with special reference to Chironomidae (Diptera: Nematocera). *Hydrobiologia* 44: 495–510.

Lepori, F, Palm, D, Malmqvist, B. 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritos retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42: 228-238.

Lima WP. 1989 Função hidrológica da mata ciliar. *Simpósio Sobre Mata Ciliar*, 1. Campinas. Fundação Cargil. p 25-42.

Lima, WP, Zakia, MJB. 2001. Hidrobiologia de matas ciliares. In: Rodrigues, RR, Leitão-filho, HF. (eds.). Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 33-44.

Macan, T. T. 1962. Ecology of aquatic insects. Annual review of entomology, 7:261- 288.

Maier, M.H. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. Boletim do Instituto de pesca, São Paulo, v. 5, n. 2, p.75-90, 1978.

Merritt RW, Cummins KW. 1996. Introduction to aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque. 758 p.

Merritt DM, Scott ML, Leroy POFF, Auble GT, Lytle DA. 2010. Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds. Freshwater Biology, v. 55, n. 1, p. 206-225.

Minshall, G W; Minshall, J N. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain USA stream. Hydrobiologia, v. 55, p. 231-249, 1977.

MMA; ANA. 2007. GEO Brasil: recursos hídricos. GEO Brasil Série Temática. Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Brasília, 60p.

Naiman, R.J.; DÉCAMPS, H. 1997. The ecology of the interfaces; riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics 28: 621-658.

Naiman, RJ, Décamps, H, McClain, ME. 2005. Riparian Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press, Amsterdam.

Nelson DJ, Scott DC. 1962. Role detritus in the productivity of a rock-outcrop community in a piedmont stream. Limnology and Oceanography, v. 7, n. 3, p. 396-413.

Nery, J. T., Silva, E. S., & Carfan, A. C. (2004). Distribuição da precipitação pluvial no Estado de São Paulo. *VI Simpósio Brasileiro de Climatologia Geográfica*, 6.

Newbold JD, Sweeney BW, Vannote RL. 1994. A model for seasonal synchrony in stream mayflies. *J N Am Benthol Soc* v. 13, p. 3–18.

Nin, CS, Ruppenthal EL, Rodrigues GG. 2009. Produção de folhço e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 31, n. 3, p. 263-271.

Norris RH, Thoms MC. 1999. What is river health? *Freshwater Biology*, v. 41, p. 197-209.

Odum EP. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434 p.

Odum, E.P. 2001. *Fundamentos em ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, 927p.

Oertli B. 1995. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community in a woodland pond (Switzerland). *Hydrobiologia* v. 300, p. 195–204.

Payne AI. 1986. *The ecology of tropical lakes and rivers*. John Wiley & Sons (I a ed.). New York, 301 p.

Padovesi-Fonseca, C. 2006. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. In *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação* (A. Scariot, J.C. Souza-Silva & J.M. Felfili, eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.415-429.

Pearson RG. 2016. Reasons to conserve nature. *Trends in ecology & evolution*, v. 31, p. 366-371.

Pennak, R. W. 1978. *Freshwater invertebrates of the united states*. 2aed., jonh wiley & sons, new york. 803 p.

Pes, AMO. Categorias funcionais de alimentação de macroinvertebrados em igarapés da Reserva do km 41, Amazônia Central. **Adam Ana Maria Daniel Elaine Felipe**, p. 115, 2002.

Petchey OL, Downing AL, Mittelbach GG, Persson L, Steiner CF, Warren PH, Woodward G. 2004. Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos* v. 104, p. 467–478.

Pritchard G, Zloty J. 1994. Life histories of two *Ameletus* mayflies (Ephemeroptera) in two mountain streams: the influence of temperature, body size, and parasitism. *J N Am Benthol Soc* v. 13, p. 557–568.

Queiroz, J.F.; Trivino-Strixino, S.; Nascimento, V.M.C. 2000. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. *Embrapa Meio Ambiente*, v. 3, p. 1-4.

Ramirez A, Pringle CM. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* v. 17, p. 443–463.

Resh VH, Jackson JK. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds), p. 195-233. Chapman and Hall, New York.

Ribeiro JF, Walter BMT. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. *Cerrado: ambiente e flora* (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.) EMBRAPA, Planaltina. Pg. 89-152.

Ricklefs, R. E. 2012. *A economia da natureza*. Sexta edição, Guanabara Koogan. 546 p.

Rodrigues GG, Barbosa A F. 2006. Concepção ecossistêmica para avaliação da qualidade da água na Bacia do Lajeado Grande. PIEPER, N. A. (Org.). *Controle da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no Rio Grande do Sul: manual técnico*. Porto Alegre: Secretaria Estadual do Meio Ambiente, p. 85-96.

Ritter WF, Shirmohammadi A. 2010. *Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology*. Boca Raton: CRC Press. 342p.

Santos-Wisniewski MJ. 1998. Distribuição espacial e produção secundária da comunidade zooplancônica do Reservatório de Barra Bonita – SP. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Departamento de ecologia e biologia evolutiva. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

Saulino, HHL, Corbi, JJ, Caraccioli, LC. 2011. Avaliação da qualidade da água da nascente do Ribeirão das Anhumas (Araraquara-SP) através do estudo dos macroinvertebrados aquáticos. *Revista ReBraM*, 14(1), 17-29.

Silva AMM, Henry R, Carvalho LR, Santini JAJ. 1998. A capacidade de autopurificação de um curso de água: um estudo de caso no Rio Pardo (Botucatu, SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*; v. 10, p. 83 – 99.

Silveira, M P; Queiroz, J F. Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. *Embrapa Meio Ambiente*, v 39, 1-5. 2006.

Sheldon F, Peterson EE, Boone EL, Sippel S, Bunn SE, Arch BD. 2012. Identifying the spatial scale of land use that most strongly influences overall river ecosystem health score. *Ecological Applications*, v. 22, p. 2188-2203.

Shrader-Frechette KS. 1994. Ecosystem health: a new paradigm for ecological assessment? *Trends in Ecology and Evolution* v. 9, p. 456-457.

Snyder, CD, Young, JÁ, Vilella, R, Lemarie, DP. 2003. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. *Landscape Ecology* 18: 647-664.

Souza ALT, Fonseca DG, Libório RA, Tanaka MO. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 298, p. 12-18.

Sperling, EV. Qualidade da água em atividade de mineração. In: DIAS, L. E.; MELO, J. W. V. Ed. *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: Viçosa, 1998 p. 95-115.

Stagliano, DM, Whiles, MR. 2002 Macroinvertebrate production and trophic structure in a tallgrass prairie headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society* 21: 97-113.

Strixino G, Trivinho-Strixino S. 1985. A temperatura e o desenvolvimento larval de *Chironomus sancticaroli* (Diptera: Chironomidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, v.3, p. 177-180.

Suriano, MT, 2003. Estudo da fauna de Chironomidae (Diptera) nos córregos Galharada, Campo do Meio e Casquilho do Parque Estadual de Campos do Jordão. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos. 50p.

Sweeney BW, Vannote RL, Dodds PJ. 1986. Effects of temperature and food quality on growth and development of a mayfly, *Leptophlebia intermedia*. *Can J Fish Aquat Sci* v. 43, p. 12–18.

Sweeney, BW, Bott, TL, Jackson, JK, Kaplan, LA, Newbold, JD, Standley, LJ, Hession, WC, Horwitz, RJ. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 14132-14137.

Tanaka OM, Souza ALT, Oliveira AK, Moschini LE. 2015. Redundância entre métricas da qualidade ambiental de riachos em paisagem agrícola. *Revista Ambiente e Água*, v. 10.

Taniguchi, H, Tokeshi, M. 2004. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, 49(9), 1164-1178.

Tate CM, Heiny JS. 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, v. 33, p. 439-454.

Thorp JH, Covich AP. 2001. An overview of freshwater habitats. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* New York: Academic Press. p. 19-41

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 632 p.

Vannote, RL; Minshall, GW; Cummins, KW; Sedell, JR; Cushing, CE. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sc.* v.37, p. 130-137, 1980.

Vannote RL, Sweeney BW. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *Am Nat* v. 115, p. 667–695.

Verhoeven, JTA, Arheimer, B, Yin, CQ, Hefting, MM. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 96- 103.

Vitousek PM, Mooney HA, Luchenko J, Melillo JM. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, v. 277, p. 494 – 499.

Vörösmarty, CJ, McIntery, PB, Gessner, MO, Dudgeon, D, Prusevich, A, Green, P, Glidden, S, Bunn, SE, Sullivan, CA, Liermann, CR, Davies, PM. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561. 2010.

Wade, K R; Ormerod, S J; Gee, A S. Classification na ordination of macroinvertebrate assemblages to predict stream acidity in upland Wales. *Hydrobiologia*, v. 171, p. 59-78, 1989.

Walther DA; e Whiles, MR. 2011. Secondary production in a southern Illinois headwater stream: relationships between organic matter standing stocks and macroinvertebrate productivity. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(2), 357-373.

Walther DA, Whiles MR, Flinn MB, Butler DW. 2006. Assemblage-level estimation of nontanypodine chironomid growth and production in a southern Illinois stream. *Journal of the North American Benthological Society* v. 25, p. 444-452.

Wantzen, KM. 2003. Cerrado stream characteristic of a treathened freshwater ecosystem type on the Teatiary Shields of Central South America. *Amazoniana*, v. 3, n. 4, p.481-502.

Ward, J V. *Aquatic Insect Ecology*. 1. *Biology na Habitat*. John Wiley e Sons, 1992. p.438.

Ward JV, Stanford JA. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annu Rev Entomol* v. 27, p. 97–117.

Waters, TF. 1977. Secondary production in inland waters. *Advances in Ecological Research* 10: 91-64.

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