



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

TIAGO BORGES KISAKA

INTEGRIDADE ECOLÓGICA EM CÓRREGOS DE FLORESTA DE GALERIA DO
BIOMA CERRADO

Brasília, 2015



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

**INTEGRIDADE ECOLÓGICA EM CÓRREGOS DE FLORESTA DE GALERIA DO
BIOMA CERRADO**

TIAGO BORGES KISAKA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural.

Área de concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

Linha de Pesquisa Monitoramento Ambiental

Orientadora: Prof. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto

Brasília, 2015

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade de
Brasília. Acervo 1020868.

K61i Kisaka, Tiago Borges.
Integridade ecológica em córregos de Floresta de Galeria
do bioma cerrado / Tiago Borges Kisaka. -- 2015.

vii, 90 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília,
Faculdade UnB Planaltina, Programa de Pós-graduação
em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural, 2015.

Orientação: Gabriela Bielefeld Nardoto.

Inclui bibliografia.

1. Invertebrado. 2. Sedimentos (Geologia). 3. Solo - Uso.
4. Matas ripárias. 5. Cerrados. 6. Córregos. 7. Gestão
ambiental. I. Nardoto, Gabriela Bielefeld. II. Título.

CDU 502.3



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural

Dissertação de Mestrado

Termo de Aprovação

INTEGRIDADE ECOLÓGICA EM CÓRREGOS DE FLORESTA DE GALERIA DO
BIOMA CERRADO

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto
Presidente / Orientador
ECL/IB - UnB

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Membro Titular
FUP - UnB

Profa. Dra. Luciana de Mendonça Galvão
Membro Titular
UCB

Brasília, 05 de Março de 2015.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Professora Gabriela Bielefeld Nardoto por conceder esta oportunidade de aprendizado e comprometer-se junto a mim na concretização deste projeto, contribuindo com seus ensinamentos, amizade e consideração.

Ao professor Antônio Felipe por me incentivar constantemente quanto à minha formação profissional.

Ao professor Ludgero Vieira por ter fornecido subsídio para a realização deste estudo junto ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

À Regina Sartori por ter me auxiliado em todas as análises que precisei no laboratório de ecologia.

Ao Laboratório de Geocronologia da Universidade de Brasília, na pessoa do Eduardo, por fornecer permissão para utilização de suas instalações e equipamentos.

Ao professor Jose Francisco Gonçalves Junior junto ao projeto Aquaripária e ao Jardim Botânico de Brasília por viabilizarem o acesso às áreas de estudo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro por meio da bolsa de estudos.

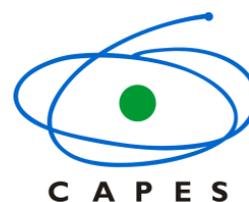
Aos amigos Elisa Alvin, Diogo, Ray, João Paulo, Fabio Luís, Vinicius, Carla Reis, Natalia Lopes e Luciana pelos momentos vivenciados com muito companheirismo.

A Andréia de Almeida, que esteve sempre ao meu lado, me fazendo acreditar que posso mais do que imagino. Devido a seu companheirismo, amizade, paciência, compreensão, apoio, alegria e amor, este trabalho pôde ser concretizado.

A minha família, pelo apoio e compreensão inestimáveis, pelos diversos sacrifícios suportados e pelo constante encorajamento a fim de prosseguir nesta caminhada.

E a todos que, de maneira direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho, reitero meu apreço e minha eterna gratidão.

Muito Obrigado!



SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	I
LISTA DE TABELAS.....	III
RESUMO.....	IV
ABSTRACT	VI
INTRODUÇÃO	8
REFERENCIAL TEÓRICO	11
Ecologia de sistemas lóticos e florestas ripárias.....	11
Integridade Ecológica.....	16
MATERIAL E MÉTODOS	19
Área de Estudo.....	19
Abordagem Ecosistêmica de Jenny-Chapin	21
Fatores de Estado	21
Controles Interativos.....	27
Classificação da Cobertura da Terra.....	27
Coletas.....	29
Desenho Experimental	31
Processamento.....	34
Perifíton e Seston	34
Invertebrados Bentônicos.....	35
Análises em Laboratório	35
Tratamento de Dados	36
Diagrama Metodológico	38
RESULTADOS.....	39
Fator Antrópico	39
Controles Interativos.....	43
DISCUSSÃO	58
CONCLUSÃO.....	69
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	70
PERSPECTIVAS FUTURAS.....	70
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
ANEXO A - PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação do conceito do contínuo fluvial enfatizando os processos de respiração (R) e produção primária (P) em ambientes aquáticos com Florestas de Galeria (Modificado de VANNOTE <i>et al.</i> , 1980).....	9
Figura 2. Área de estudo. A - córrego Capão Comprido no Sítio Coité do Cerrado (15°44'31.96"S, 48° 8'56.58"O). B - Córrego Cabeça-de-Veado na Estação Ecológica do Jardim Botânico (15°53'23.82"S, 47°50'33.37"O). C - Córrego Jardim, localizado no Núcleo rural Tabatinga (15°44'56.28"S, 47°35'7.26"O).	21
Figura 3. Bacia do córrego Capão Comprido, Núcleo Rural de Brazlândia, Distrito Federal.	22
Figura 4. Bacia do córrego Cabeça-de-Veado, Estação Ecológica do Jardim Botânico, Distrito Federal.	23
Figura 5. Bacia do córrego Jardim, Núcleo rural Tabatinga, Distrito Federal.	23
Figura 6. Geomorfologia das áreas de estudo. A - córrego Capão Comprido. B - córrego Cabeça-de-Veado. C - córrego Jardim. Adaptado de Martins e Baptista (1998).	25
Figura 7. Mapa de solos das áreas de estudo. A - córrego Capão Comprido. B - córrego Cabeça-de-Veado. C - córrego Jardim. Adaptado da carta de solos atualizada da Embrapa (2008).	25
Figura 8. Fotografias aéreas de 1965 das áreas de estudo.	26
Figura 9. Relação entre os fatores de estado (fora do círculo), controles interativos (dentro do círculo), e processos ecossistêmicos (dentro da caixa). O círculo representa os limites do ecossistema, no qual a estrutura e o funcionamento tanto afeta quanto responde aos controles interativos, do qual são ultimamente governados pelos fatores de estado. Havendo algum distúrbio o sistema tende a volta ao equilíbrio (resiliência) através da sucessão ecológica adaptado de Chapin III; Matson e Vitousek, (2011).	27
Figura 10. Fluxograma de procedimentos metodológicos utilizados no presente estudo.	28
Figura 11. Precipitação mensal dos anos de 2013 e 2014 (fonte: Inmet, 2014). A seta vermelha indica o período de coleta do sedimento, seston, perifíton e invertebrados bentônicos bem como a variáveis físico-químicas da água analisado.....	30
Figura 12. Vista em planta do desenho experimental.....	31
Figura 13. Coleta de sedimento em perfil no Córrego Cabeça-de-Veado.....	31
Figura 14. Coleta de perifíton. A – Rocha. B – Retirada de sólidos suspensos com fracos jatos de água destilada. C – Retirada do perifíton com o auxílio de uma escova ultramacia. D – Medição do volume lavado. E – Armazenamento.	32
Figura 15. Coleta de invertebrados bentônicos. A – Coleta com o auxilia da rede em “D” e de uma peneira com malha de 300µm. B – Cada indivíduo foi armazenado individualmente em frascos de vidro. D, E e F – Procedimento de etiquetagem, lacragem e congelamento.	33
Figura 16. Esquema demonstrativo da análise de clorofila-a, massa seca e do material orgânico livre de cinzas do perifíton e do seston.....	35
Figura 17. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Cabeça de Veado, localizado no Distrito Federal, Brasil.	39
Figura 18. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Cabeça de Veado, localizado no Distrito Federal, Brasil.....	40
Figura 19. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.	40

Figura 20. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Capão Comprido.....	41
Figura 21. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.	41
Figura 22. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.	42
Figura 23. Percentual de cobertura natural e ocupação antrópica nas sub-bacias analisadas.....	42
Figura 24. Porcentagem (%) de cascalho nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos estudados. O asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	45
Figura 25. Porcentagem (%) de areia grossa nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado dos córregos. A ausência do asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	45
Figura 26. Porcentagem (%) de areia média nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos. O asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	46
Figura 27. Porcentagem (%) de areia fina nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos. A ausência do asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	46
Figura 28. Porcentagem (%) de silte nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado nos córregos. A ausência do asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	47
Figura 29. Concentração de matéria orgânica nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado nos córregos estudados. O asterisco (*) sobrescrito ao resultado do Teste <i>t</i> pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.	48
Figura 30. Porcentagem de matéria seca livre de cinzas e da quantidade de clorofila-a no seston e no perifíton.....	50
Figura 31. Família Perlidae da ordem dos Plecoptera.	52
Figura 32 – Família Hydropsychidae da ordem Tricoptera.	54
Figura 33 - Família Dryopidae da ordem Coleóptera.	54
Figura 34. Proporção dos grupos funcionais tróficos de invertebrados nas áreas de estudo.....	56
Figura 35. Análise das Coordenadas Principais integrada aos dados físico, químicos e biológicos das áreas de estudo.....	57
Figura 36. Árvores caídas. Possíveis consequências dos picos de vazão depois do regime de chuvas na Agricultura Convencional (Autor da foto: Tiago Borges Kisaka).63	
Figura 37. Barramento à montante do local de coleta feito pelos proprietários das terras para a captação de água. (Autor da foto: Tiago Borges Kisaka).	64
Figura 38. Diagrama representando as possíveis causas da diminuição do grupo funcional de predadores nas áreas sob influência antrópica. Possivelmente, a “influência indireta do homem” ocasionou a impermeabilização do solo, cujos efeitos poderão ser	

observados nos períodos de chuva e seca de acordo com a sequência de eventos apresentada.	66
Figura 39. Digrama indicando os fatores importantes na determinação da integridade ecológica de Florestas de Galeria. Pode-se inferir que no “Ecossistema Preservado” de Floresta de Galeria ocorreu um regime de fluxo mais conservativo contribuindo para a heterogeneidade de habitats bem como para a maior diversidade de invertebrados bentônicos. Além disso, pode-se inferir que as condições de baixa temperatura da água e baixo teor de clorofila associados ao maior acúmulo de matéria orgânica caracterizam o ambiente de acordo com o primeiro terço do conceito do ‘Rio Contínuo’(VANNOTE <i>et al.</i> , 1980).	68
Figura 40. Diagrama representando os prováveis fatores indicadores da alteração na integridade ecológica dos córregos analisados. Neste caso, tanto a influência direta como a indireta do homem podem ter causado alterações na integridade ecológica, refletindo nos padrões de ocorrência e abundância dos indivíduos das famílias Dryoptidae e Hydropsychidae, respectivamente.	68
Figura 41 – Diagrama metodológico do estudo com acréscimo da análise isotópica do carbono nos diferentes compartimentos na interface terrestre-aquático.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categoria do sedimento por diâmetro de grãos (ALLAN e CASTILLO, 2007).	36
Tabela 2. Classificação do perifiton (LAKATOS, 1989).	37
Tabela 3. Resultados da aplicação do protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats (CALLISTO <i>et al.</i> , 2002).	43
Tabela 4. Média e desvio padrão das variáveis físicas da água dos córregos estudados.	44
Tabela 5. Média e desvio padrão das variáveis físicas e químicas da água nos pontos de estudo.	44
Tabela 6. Média e desvio padrão da clorofila-a (mg/m ²), porcentagem de clorofila-a e o índice autotrófico do perifiton.	48
Tabela 7. Média e desvio padrão da massa seca, porcentagem da matéria orgânica livre de cinzas e a porcentagem de cinzas do perifiton para os córregos estudados.	49
Tabela 8. Média e desvio padrão da matéria seca, porcentagem de matéria seca livre de cinzas e quantidade de clorofila-a do seston para os córregos estudados.	49
Tabela 9. Família, número de amostras, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados no ambiente preservado.	51
Tabela 10. Família, número de indivíduos, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados do ambiente classificado como agricultura familiar.	53
Tabela 11. Família, número amostral, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados do ambiente classificado como agricultura convencional.	55
Tabela 12. Loadings dos eixos obtidos da PCoA.	57

RESUMO

A vegetação ripária predominante em regiões de cabeceira denominada como Florestas de Galeria são formações que propiciam a ocorrência de galerias propriamente ditas sob o corpo hídrico devido à largura reduzida do mesmo. Apesar do papel desempenhado na manutenção da qualidade da água e para o fluxo gênico, há uma contínua ameaça aos ambientes de Floresta de Galeria, tornando-se cada vez mais urgente a implementação de medidas mitigadoras que objetivem preservar sua diversidade, auxiliando na conservação e recuperação desses ambientes. Entender o funcionamento e a estrutura desses ecossistemas de maneira integrada é essencial para o desenvolvimento de estratégias voltadas à manutenção da integridade ecológica dos mesmos. Considerando-se a importância da abordagem ecossistêmica sob o ponto de vista da integridade ecológica e com base nos conceitos de “fatores de estado” e “controles interativos”, o presente estudo teve como objetivo avaliar a integridade ecológica de córregos com Florestas de Galeria sob diferentes usos da terra na região de Cerrado do Brasil Central. Desse modo, foram selecionadas três áreas similares quanto aos fatores de estado, sendo uma localizada em ambiente preservado e considerado o ambiente de referência (córrego Cabeça-de-Veado) e duas submetidas à influência antrópica (córregos Jardim e Capão Comprido), todas localizadas no Distrito Federal, Brasil. As coletas foram realizadas no período de estiagem, em maio de 2014, para restringir a variabilidade que a condicionante precipitação pode acarretar no aumento da velocidade de fluxo da água nos córregos. Após a elaboração dos mapas de uso e cobertura do solo por meio da classificação supervisionada de imagens de satélite, as áreas em estudo foram diferenciadas quanto aos tipos de usos e cobertura do solo, sendo o córrego Jardim classificado como “impactado”, o córrego Capão Comprido como “alterado” e o córrego Cabeça-de-Veado como “preservado”. A integridade ecológica no córrego Cabeça-de-Veado foi observada em função das maiores granulometrias do sedimento, da maior concentração de matéria orgânica no sedimento e no seston, além da maior diversidade de invertebrados bentônicos, em comparação com as sub-bacias sob influência antrópica. No que diz respeito aos invertebrados bentônicos, a baixa diversidade de espécies, especialmente do grupo funcional de predadores, nos córregos Jardim e Capão Comprido pode ser explicada pela diminuição da heterogeneidade de habitats nestes corpos hídricos. Além disso, os padrões de ocorrência de indivíduos das famílias Hydropsychidae e Dryoptidae nos ambientes sob influência antrópica ressaltaram alterações na integridade ecológica dos mesmos. As condições prístinas do

Córrego Cabeça-de-Veado conferiram ao ambiente aquático menores valores de clorofila-a no seston e no perifiton, além do acúmulo de matéria orgânica de origem alóctone no sedimento e no seston. Infere-se, deste modo, que o ambiente preservado apresentou metabolismo conforme modelos descritos para córregos sombreados, com processo ecossistêmico de respiração predominando ao de produção primária, destoando daqueles sob influência do fator antrópico. Deste modo, os ambientes sob influência da agricultura familiar e convencional apresentaram-se menos íntegros em comparação ao ambiente preservado, levando em consideração os atributos de regime de fluxo e qualidade da água, fonte de energia e estrutura de habitats, essenciais para análise da integridade ecológica.

Palavras chave: Invertebrados Bentônicos, Sedimento, Fatores de Estado, Controles Interativos, Uso e Cobertura do Solo.

ABSTRACT

The dominant riparian vegetation in headwater regions known as Gallery Forests are formations that favor the occurrence of galleries along the water body due to its reduced width. Despite the role in maintaining water quality, there is a continuing threat to the Gallery Forest systems. Understand the functioning and structure of these ecosystems in an integrated manner is essential for the development of strategies for maintaining ecological integrity. Considering the importance of the ecosystem approach from the ecological integrity and based on the concepts of "state factors" and "interactive controls", the present study evaluated the ecological integrity of streams with Gallery Forests under different land uses in the Central Brazilian Savannas, located named Cerrado. Thus, we selected three similar areas as the state of factors, one located in environment preserved and considered the reference environment (Cabeça-de-Veado stream) and two submitted to anthropogenic influence (Jardim and Capão Comprido streams), all located in Federal District, Brazil. Samples were collected in the dry season, in May 2014, to restrict the variability that the conditioning precipitation may result in increased water flow rate in streams. After the development of the use of maps and land cover through supervised satellite image classification, the studied areas differed in the types of land use and land cover, and the Jardim stream classified as "Impacted", the Capão Comprido stream as "altered" and the Cabeça-de-Veado stream as "preserved". The ecological integrity in the Cabeça-de-Veado stream was observed due to higher grain size of the sediment, the highest concentration of organic matter in the sediment and seston, and the largest variety of benthic invertebrates, compared with the sub-basins under anthropogenic influence. With respect to benthic invertebrates, low diversity of species, especially predators of the functional group in the Capão Comprido e Jardim streams can be explained by decreased heterogeneity in this habitat substrate. In addition, the patterns of occurrence of individuals of Hydropsychidae and Dryoptidae families in environments under human influence highlighted changes in ecological integrity. The pristine conditions of Cabeça-de-Veado stream gave the aquatic environment lower chlorophyll-a in seston and periphyton and accumulation of organic matter. It is inferred, therefore, that the protected environment presented metabolic model as described for shading streams with ecosystem process "respiration" predominating the "primary production" of those clashing under the influence of anthropogenic factor. Thus, the environments under the influence of family and conventional agriculture had become less intact compared to the preserved environment,

taking into account the attributes of flow rate and water quality, energy source and habitat structure, essential for the analysis of integrity ecological.

Keywords: Benthic Invertebrates, Sediment, State of Factors, Interactive Controls, Use and Land Cover.

INTRODUÇÃO

O ecossistema de interface terrestre e aquático de córregos¹ se distingue pela interação entre a vegetação, o solo e o curso d'água (zona ripária) sendo com isso considerado um elemento importante para os dois ciclos biogeoquímicos (LOWRANCE, 1998). Todo ecossistema possui fluxos de energia e matéria em suas interfaces, e estes em particular são essencialmente abertos, exibindo uma alta conectividade longitudinal, lateral e vertical (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Há uma série de funções ecológicas desempenhadas por zonas ripárias, tais como a regulação da entrada de luz e das condições térmicas do sistema aquático; transformação, retenção e liberação de nutrientes; provisão de energia e matéria para os consumidores aquáticos; retenção de sedimento; e por fim, a função de corredores ecológicos na paisagem natural para dispersão de plantas e animais (AFONSO; HENRY e RODELLA, 2000; ALLAN e CASTILLO, 2007; COOPER *et al.*, 1987; CUMMINS *et al.*, 1989; GREGORY *et al.*, 1991; LOWRANCE *et al.*, 1984; NAIMAN; DÉCAMPS e MCCLAIN, 2005).

Um dos tipos mais comuns de vegetação ripária encontrada em regiões de cabeceira é denominada Floresta de Galeria, onde as copas dessas formações florestais se encontram criando uma galeria propriamente dita devido à pequena largura do corpo hídrico, o que permite condições ambientais, sobretudo de luz e temperatura diferenciadas para o corpo d'água e para a vegetação marginal. As Florestas de Galeria ocupam 5% do Cerrado e contém aproximadamente 32% de toda a biodiversidade do bioma (FELFILI *et al.*, 2001).

De acordo com o primeiro terço do conceito do 'Contínuo Fluvial' (Figura 1), a entrada de detritos a partir da vegetação que acompanha o curso d'água é a maior fonte de energia para os ambientes aquáticos, principalmente em trechos de bacias hidrográficas de cabeceiras, onde a intensidade luminosa é o grande fator limitante do processo fotossintético dos organismos aquáticos (VANNOTE *et al.*, 1980).

¹ Córregos – denominação dada a sistemas lóticos de até terceira ordem.

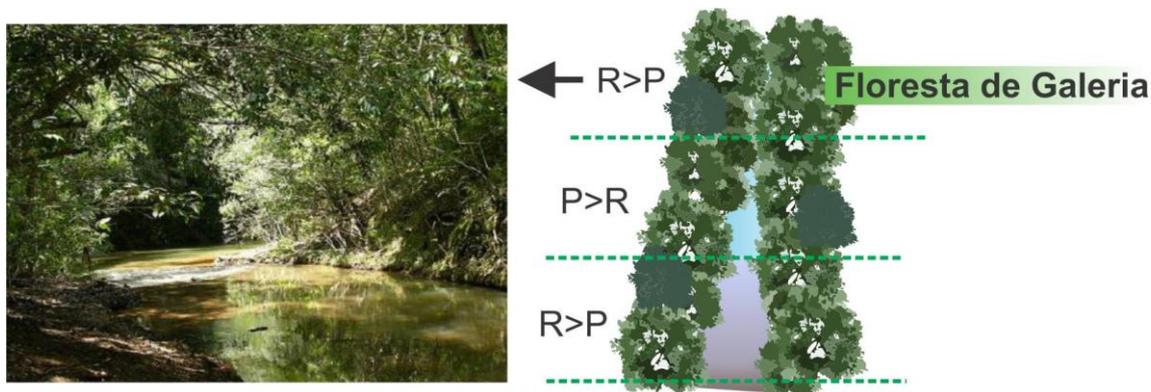


Figura 1. Representação do conceito do contínuo fluvial enfatizando os processos de respiração (R) e produção primária (P) em ambientes aquáticos com Florestas de Galeria (Modificado de VANNOTE *et al.*, 1980).

Entender o funcionamento e a estrutura desses ecossistemas é essencial para o desenvolvimento de estratégias voltadas à sua conservação (CRÉTAZ e BARTEN, 2007). Diante disso, a legislação ambiental brasileira considera as Florestas de Galeria como Áreas de Proteção Permanente (APP). Porém, estas áreas têm sido frequentemente degradadas por mudanças no uso da terra, particularmente com a intensificação da agricultura. Tal fato indica que os fatores complexos que levam ao zoneamento em torno de córregos precisam ser compreendidos para a gestão eficiente dessas áreas (DRUCKER; COSTA e MAGNUSSON, 2008; MYERS *et al.*, 2000; RATTER; RIBEIRO e BRIDGEWATER, 1997).

A destruição dos ecossistemas aquáticos está frequentemente associada com a retirada excessiva de água em função da rápida urbanização e/ou intensificação agrícola (WARD; TOCKNER e SCHIEMER, 1999). Estes ecossistemas sempre foram atrativos para assentamentos rurais, fornecendo terra e água para o cultivo. Desse modo, quase todas as águas correntes atualmente apresentam alguma evidência de modificação devido às atividades humanas (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Estudos voltados à análise da importância de córregos com Florestas de Galeria tem se restringido à disponibilidade de água em termos quantitativos e qualitativos, havendo pouca informação disponível a respeito do funcionamento do ecossistema aquático com relação ao ambiente terrestre em termos de ciclagem e estoque de energia e matéria (AFONSO; HENRY e RODELLA, 2000; PARRON; BUSTAMANTE e MARKEWITZ, 2010).

Problemas ambientais apresentam grande complexidade, contudo, o compromisso com a gestão e conservação dos recursos naturais é um passo necessário

para redução dos impactos negativos exercidos sob o ambiente natural (NOSS e COOPERRIDER, 1994). Desse modo, é necessário assumir que a manutenção da qualidade ambiental dos corpos hídricos está diretamente relacionada ao conhecimento das variáveis que interferem em sua dinâmica, sejam elas resultantes das ações do homem sobre o ambiente ou de suas transformações naturais.

A abordagem integrada do ecossistema é fundamental para o manejo dos recursos naturais do Planeta Terra, pois envolve as inter-relações entre sistemas bióticos, dos quais os seres humanos são parte integrante, com o sistema físico, do qual dependemos. Desse modo, a abordagem ecossistêmica é essencial para o uso adequado dos recursos naturais na era do crescimento humano exponencial aliado a mudanças no ambiente global (CHAPIN III; MATSON e VITOUSEK, 2011).

Chapin III e colaboradores (2011) sugeriram uma abordagem a fim de facilitar a compreensão do ecossistema baseada nos “fatores de estado” e nos “controles interativos”. Os fatores de estado incluem clima, material parental, topografia, biota potencial e o tempo. Somando-se aos demais fatores de estado, as atividades humanas têm sido consideradas atualmente como o sexto maior fator de estado, intensificando os impactos negativos sobre os processos que governam as propriedades do ecossistema (CHAPIN III; MATSON e VITOUSEK, 2011). Os controles interativos dizem respeito ao suprimento de recursos e condições que dão suporte para o crescimento e manutenção dos organismos; as características microambientais que influenciam as taxas dos processos ecossistêmicos; os regimes de distúrbio e os tipos funcionais da biota (CHAPIN III; MATSON e VITOUSEK, 2011).

Além destes aspectos, Chapin III e colaboradores (2011) consideram o processo de sucessão, ou seja, os efeitos da variação temporal e espacial dos ecossistemas. Deste modo, a composição e a estrutura das comunidades analisadas no ecossistema dificilmente será estática. Com isso, técnicas de manejo que necessitem de momentos estáticos, tais como a restauração ecossistêmica e a sobrevivência em longo prazo de espécies ameaçadas, provavelmente falharão se não considerarem o efeito da sucessão (BEGON; TOWNSEND e HARPER, 2006). O grande desafio hoje é criar indicadores que caracterizem efetivamente a integridade dos ecossistemas fluviais, sensíveis o bastante para captar aspectos da condição ambiental e fornecer informações úteis à gestão e conservação destes recursos (RODRIGUES, 2009).

A integridade ecológica é descrita como a capacidade de um ecossistema suportar e manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptada,

com uma composição, diversidade e organização funcional de espécies comparada aquele ecossistema da região similar, sem distúrbio associado (KARR, 1991). No Brasil, o conceito de integridade ecológica não é adotado ou considerado nas políticas ambientais (RIBEIRO e JOHNSON, 2013). A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/97), por exemplo, refere-se somente a água como um recurso no sentido de atender as necessidades e atividades humanas, sem levar em consideração as relações ecossistêmicas que se desenvolvem em torno deste bem.

Considerando-se a importância da abordagem ecossistêmica sob o ponto de vista da integridade ecológica e com base nos “fatores de estado” de Jenny (1941) e nos “controles interativos” de Chapin e colaboradores (1996), o presente estudo teve como objetivo avaliar a integridade ecológica de sistemas lóticos de baixa ordem em bacias sob diferentes usos no Cerrado do Brasil Central.

Com base nesta abordagem, a hipótese a ser testada consiste no fato dos controles interativos selecionados serem suficientes para identificação da integridade ecológica em ambientes sob influência antrópica em comparação com aquele em estado prístino. Com isso, supõe-se que os atributos estrutura do habitat, fonte de energia e espécies funcionais dos ambientes aquáticos com floresta de galeria poderão demonstrar diferenças entre a integridade ecológica dos córregos Jardim e Capão-Comprido tendo como referência o córrego Cabeça-de-Veados.

REFERENCIAL TEÓRICO

ECOLOGIA DE SISTEMAS LÓTICOS E FLORESTAS RIPÁRIAS

Os córregos de cabeceira são numerosos e importantes componentes de uma rede fluvial, podendo contribuir com até 80% da extensão total dos cursos d'água de uma bacia hidrográfica (BENDA *et al.*, 2005). Um grande número de córregos participa dos sistemas de drenagem no Cerrado. É uma rede hidrográfica de pequenos cursos d'água, isto é, de baixa ordem, que nascem nas encostas das chapadas e na porção inicial e mais alta; são, em sua maioria, protegidos por uma densa Floresta de Galeria (RIBEIRO; FONSECA e SILVA, 2001). Em condições naturais são muito pobres em nutrientes, levemente ácidos (com valores média de 6) e com baixa condutividade elétrica (até 10 μ S/cm) (FONSECA *et al.*, 2014; FONSECA, 2005). Por serem rasos, de pequeno porte e sombreados, a temperatura da água não varia de maneira significativa ao longo do ano (17 a 20°C) (FONSECA, 2005).

Dentre as diversas funções que os córregos desempenham, destacam-se o transporte de massas d'água, sedimento, nutrientes e matéria orgânica para trechos a jusante (CALLISTO; MORETTI e GOULART, 2001; GOMI; SIDLE e RICHARDSON, 2002; GONÇALVES JR; FRANÇA e CALLISTO, 2006; WALLACE *et al.*, 1997). Os córregos de cabeceira são capazes de abrigar uma elevada diversidade biológica. Devido às suas características intrínsecas como temperatura, luminosidade, química da água, tipos de substratos e recursos alimentares, estes ambientes influenciam a abundância e a diversidade da biota aquática (CLARKE *et al.*, 2008; MEYER *et al.*, 2007).

A presença da Floresta de Galeria ao longo destes córregos exerce papel fundamental na preservação da biodiversidade da biota aquática. A cobertura densa desta vegetação impede a incidência direta de raios solares, o que tende a reduzir a produtividade primária realizada pelos organismos autotróficos autóctones. A escassez de luz associada à corrente fluvial e a baixa disponibilidade de nutrientes limitam o desenvolvimento de organismos aquáticos produtores primários, e, por conseguinte, influenciam toda a rede alimentar. Por outro lado, a presença de vegetação ripária evita o aquecimento excessivo da água, fornece energia alóctone com a entrada de folhas, frutos e sementes no curso d'água, além de evitar a erosão das margens e estabelecer condições ambientais para reprodução de muitas espécies (FONSECA, 2005). Os materiais alóctones, como restos vegetais ou mesmo insetos são fontes adicionais de energia ao sistema lótico, conferindo elos na amplificação da rede alimentar (MARGALEF, 2010).

A matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 50 µm) proveniente das florestas pode conter folhas, flores, sementes, galhos, cascas, frutos e outras partes vegetais (BENFIELD, 1997), sendo constituída principalmente por folhas, tanto em ambientes temperados quanto nos tropicais, representando de 41 a 98% da matéria orgânica presente em córregos (FOREST; ABELHO e GRAÇA, 1998; GONÇALVES JR; FRANÇA e CALLISTO, 2006).

Devido à importância que as fontes alóctones exercem como energia aos ecossistemas aquáticos, o foco dos estudos ecológicos em córregos tem sido a entrada de serapilheira, o estoque e a ciclagem desses materiais (GONÇALVES JR *et al.*, 2014; GRAÇA *et al.*, 2001; PARRON; BUSTAMANTE e MARKEWITZ, 2010).

Gonçalves *et al.* (2014), investigando a dinâmica de matéria orgânica em um córrego localizado na Mata Atlântica, observaram que a dinâmica de queda de

serapilheira é basicamente composta por poucas espécies de árvores que contribuem com um alto valor de biomassa no sistema. Além disso, características ecológicas somando-se aos fatores ambientais podem ser vistos como os principais fatores determinantes no balanço de energia nos ecossistemas ripários. Com relação ao carbono orgânico dissolvido, por exemplo, as regiões ripárias podem contribuir substancialmente para seu incremento nos córregos, sendo o leito considerado uma área-chave de reatividade química, onde grande parte desse material é inicialmente processado (FIEBIG; LOCK e NEAL, 1990).

O perifíton pode constituir um recurso nos ecossistemas aquáticos. Este é o termo mais adequado para a complexa comunidade de microrganismos (algas, bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos que se aderem aos substratos inorgânicos ou orgânicos vivos ou mortos. Este compartimento é uma importante base alimentar para as cadeias tróficas. Rico em proteínas, vitaminas e minerais constitui em importante alimento para muitos organismos aquáticos, especialmente alguns peixes que possuem a habilidade de raspar os substratos rochosos (WETZEL, 1983).

O seston, assim como o perifíton, pode também ser um componente importante em ecossistemas aquáticos. É uma fonte de alimento para organismos filtradores, e uma via de transporte de matéria orgânica e de exportação em toda a bacia hidrográfica. Este compartimento pode corresponder a todo material particulado suspenso na água, sendo parte organismos com movimentos próprios e organismos que vivem na superfície da água, e parte detritos orgânicos e inorgânicos particulados (ESTEVES, 1998).

Outra comunidade existente nos ecossistemas aquáticos são os invertebrados bentônicos, animais aquáticos que habitam o fundo de rios e lagos aderidos a pedras, cascalhos e folhas ou enterrados na lama ou areia. A comunidade de invertebrados em ambientes lóticos está representada por vários filos como Arthropoda (insetos, ácaros, crustáceos), Mollusca (gastrópodos e bivalves), Annelida (oligoquetos), Nematoda e Platyhelminthes. Desta fauna de invertebrados, os insetos destacam-se em termos de diversidade e abundância, sendo sua distribuição relacionada às características morfométricas e físico-químicas do habitat, à disponibilidade de recursos alimentares e ao hábito das espécies (DEVAI, 1990; HAUER e LAMBERTI, 2001; MERRITT e CUMMINS, 1996; RESH e CARDÉ, 2009). Estes animais são sedentários e com ciclo de vida longo, e com isso, não são capazes de evitar, rapidamente, mudanças prejudiciais e exibem variados graus de tolerância à poluição. Como são muito sensíveis aos distúrbios que ocorrem no meio ambiente, eles têm sido amplamente utilizados

como bioindicadores de qualidade de água (MENDONÇA-GALVÃO *et al.*, 2011; METCALFE, 1989; NAVAS-PEREIRA e HENRIQUE, 1996).

Os invertebrados bentônicos podem prestar serviços essenciais no sistema ecológico, como por exemplo, acelerar a decomposição de detritos orgânicos na coluna d'água. A matéria orgânica morta é uma das principais fontes de energia para as espécies bentônicas em habitats de águas rasas. Estes também possuem a capacidade de liberar nutrientes na coluna d'água por suas atividades de alimentação, excreção, e cavando sedimentos. Bactérias, fungos e algas podem absorver rapidamente esses nutrientes dissolvidos, acelerando a ação microbiana (COVICH; PALMER e CROWL, 1999; GURTZ; WEBSTER e WALLACE, 1980; PELEGRI e BLACKBURN, 1996; RASMUSSEN, 2010; VAN DE BUND; GOEDKOOP e JOHNSON, 1994; WHILES e WALLACE, 1997).

A importância dos invertebrados, portanto, deve-se em parte ao seu papel fundamental de transferência na rede trófica e em parte por conta de sua diversidade, sendo o estudo destes organismos parte central na ecologia de córregos (CUMMINS, 1974; HAUER e LAMBERTI, 2001; HYNES, 19710; LAMOUREUX; DOLÉDEC e SEBASTIEN, 2004; RIOS e BAILEY, 2006). Espécies de invertebrados que vivem no leito dos corpos hídricos (bentônicas) exercem um importante papel de biofiltração e quebra da matéria orgânica morta, favorecendo a manutenção da qualidade da água.. Sem a reciclagem pelos micróbios e invertebrados bentônicos, a matéria orgânica morta acumularia, causando a rápida deterioração da qualidade da água (GILLER e MALMQVIST, 1998).

Segundo Rosenberg e Resh (1993), o substrato é o meio físico sobre o qual os invertebrados aquáticos bentônicos se movem, descansam, procuram alimento, encontram abrigo (dos predadores, da corrente ou de alterações ambientais), constroem casa e depositam ovos. O padrão de distribuição de organismos aquáticos é então resultado da interação entre o hábito, as condições físicas, que caracterizam o habitat (substrato, fluxo, turbulência) e a disponibilidade alimentar (RASMUSSEN, 2010; ROSENBERG e RESH, 1993). O substrato, neste caso, é um compartimento complexo do ambiente físico, e pode atuar diretamente no comportamento dos organismos aquáticos e indiretamente como o principal modificador do ambiente (ALLAN e CASTILLO, 2007; ROSENBERG e RESH, 1993).

O substrato é constituído por vários tipos de materiais orgânicos e inorgânicos, suficientemente estáveis para que os insetos, principalmente os imaturos, possam

rastejar, se agarrar, ou se esconder (ROSENBERG e RESH, 1993). Os substratos orgânicos podem ser de origem alóctone, constituídos por folhas e galhos, e de origem autóctone, quando apresentam filamentos de algas, musgos e hidrófitas vasculares. Os substratos inorgânicos geralmente são compostos por granitos ou materiais sedimentares, variando em tamanho, desde o silte até os seixos. Em geral, pedras grandes constituem um substrato complexo, com fauna de invertebrados diversa. Agregação de folhas no fundo de córregos geralmente sustenta uma grande diversidade e abundância de invertebrados. A areia é um hábitat relativamente pobre, com poucos espécimes de poucas espécies, possivelmente por ser um ambiente mais instável (ALLAN e CASTILLO, 2007; HYNES, 19710; RESH e CARDÉ, 2009).

O sedimento depositado ao longo dos rios também pode servir para a avaliação da qualidade do ambiente, pois representa uma fonte para detecção das fragilidades ambientais e se relaciona diretamente aos processos e padrões dos ecossistemas aquáticos (GONÇALVES, 2006). Segundo Mozeto (2007), o sedimento depositado no fundo de ambientes aquáticos constitui verdadeiros arquivos de informações de natureza química, biológica e física (atualmente denominada biogeoquímica), uma vez que as camadas de deposição são temporal e sequencialmente acumuladas.

Estudos indicam que a entrada e deposição de sedimento fino têm implicado no maior prejuízo nos habitats e nas variáveis biológicas dos sistemas aquáticos (GOLLADAY; WEBSTER e BENFIELD, 1987; WATERS, 1995). A retirada da cobertura natural da bacia hidrográfica, com enfoque para a vegetação ripária, pode aumentar a entrada de sedimento, cobrindo o substrato real do córrego e afetando negativamente alguns organismos (CHAMBERLIN; HARR e EVEREST, 1991; DAVIES e NELSON, 1994; OSMUNDSON *et al.*, 2002).

Em pequenos córregos de cabeceira, outra mudança ambiental decorrente da retirada da vegetação ripária é um aumento na energia solar que atinge a superfície do córrego (BROSOFKSKE *et al.*, 1997). O aumento na entrada de energia solar pode afetar uma série de fatores como a temperatura da água (BESCHTA, 1997), a produtividade primária e a abundância de insetos (FULLER e ROELOFS e FRY, 1986; HILL; RYON e SCHILLING, 1995).

Os impactos cumulativos das atividades humanas se estendem além dos indivíduos do ecossistema chegando a alterar até o clima (através de mudanças na composição da atmosfera) e a biota potencial (através da introdução e extinção de espécies). As atividades humanas vêm causando alterações significativas na estrutura e

no funcionamento dos ecossistemas, resultando em novas conformações ambientais e, conseqüentemente, na formação de novos tipos de ecossistemas (ELLIS e RAMANKUTTY, 2008; FOLEY *et al.*, 2005). Porém, existem ainda poucos estudos experimentais que lidam com mudanças em gradientes microclimáticas com demais conseqüências para os organismos de córregos (DAVIS *et al.*, 2013; KIFFNEY; RICHARDSON e BULL, 2003).

De acordo com a Lei nº 4.771 que instituiu o Código Florestal Brasileiro (Brasil, 1965) e sua reformulação, a Lei nº 12.651, que aprovou a nova Lei Florestal (Brasil, 2012), áreas protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, e desempenhando a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas, são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP's).

Contudo, apesar da importância, a proteção jurídica para zonas ripárias de APP's tem se restringido em sua maioria ao âmbito teórico, com descumprimento da legislação vigente voltada a conservação dos recursos naturais (NUNES *et al.*, 2014). Desse modo, observa-se uma contínua ameaça aos ambientes de Floresta de Galeria, tornando-se cada vez mais urgente a implementação de medidas mitigadoras que objetivem preservar a diversidade das Florestas de Galeria, auxiliando na conservação e recuperação desses ambientes (FONSECA *et al.*, 2014; FONTES; WALTER, 2011; PARRON; BUSTAMANTE; MARKEWITZ, 2010; SANO *et al.*, 2010).

INTEGRIDADE ECOLÓGICA

A integridade ecológica está relacionada com os conceitos de integridade biológica e saúde ecológica, sendo considerada uma ferramenta prática para o manejo e monitoramento ambiental. Refere-se à totalidade do sistema, incluindo presença de determinadas espécies, populações, comunidades e ocorrência de processos ecológicos em taxas e escalas distintas (KARR, 1991), bem como as condições ambientais que suportam esses taxas e processos. Analisar a integridade ecológica é definir um conjunto de dados capazes de distinguir um cenário muito degradado de um apenas degradado em comparação com aqueles estados “conservados” e “funcionais”, ou seja, ter informações de referência dos ambientes prístinos a fim de se estabelecer uma

medida entre ambientes íntegros ou não (DALE e BEYELER, 2001; KARR, 1991; TIERNEY *et al.*, 2009).

Deste modo, tem sido definida como medida da composição, estrutura e função do ecossistema, em relação às variações naturais ou históricas de variações de determinando ambiente. Segundo Niemi e McDonald (2004), não é fácil avaliar a integridade ecológica de um ecossistema, pelo caráter abrangente de variáveis que atuam sob determinado organismo ou população. Os parâmetros selecionados devem ter propriedades capazes de tipificar um ecossistema particular ou atributos que mudem previsivelmente em resposta ao estresse, sendo abrangente o suficiente para conter medidas de estrutura, função e composição de um ecossistema no espaço e no tempo (ANDREASEN *et al.*, 2001; NIEMI e MCDONALD, 2004; TIERNEY *et al.*, 2009).

A análise integrada com dados ecológicos pode fornecer informações sobre os efeitos de estressores no ecossistema, podendo-se eventualmente inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio sob os quais os ambientes de interface aquático e terrestre estão sendo submetidos. O uso combinado destas ferramentas potencializa a detecção das causas e a avaliação dos efeitos de estressores nestes ecossistemas (BARBOUR *et al.*, 1996; BUSS; OLIVEIRA e BAPTISTA, 2008; KARR, 1991). Karr e Dudley (1981) identificaram quatro classes principais de variáveis que desempenham papel fundamental na determinação da integridade biológica de ecossistemas aquáticos quando modificados por atividades antrópicas. Trata-se do regime de fluxo e qualidade da água, estrutura do habitat e fonte de energia do ambiente aquático.

A análise das condições ecológicas dos ecossistemas aquáticos no Brasil tem ocorrido em segundo plano quando se considera aspectos normativos e ainda se baseia em indicadores que fornecem uma ideia restrita das condições ecológicas (LUZ e FERREIRA, 2011). A Resolução Conama 357/05 (BRASIL, 2005) menciona o uso de instrumentos de avaliação biológica. Embora exista a possibilidade de utilização deste instrumento, ainda há uma lacuna a ser preenchida, pois a legislação não faz menção à padronização dos métodos a serem usados no monitoramento biológico, restringindo-se apenas às orientações quanto ao monitoramento de cianobactérias. A falta de conhecimento básico a respeito das bacias hidrográficas e sobre as espécies aquáticas dificulta a implementação desses programas em âmbito nacional ou mesmo regional (BUSS e OLIVEIRA; BAPTISTA, 2008).

Os processos ecossistêmicos tanto controlam quanto respondem aos “controles interativos”, que são os fatores que governam diretamente as características presentes no

ecossistema. Os controles interativos incluem o suprimento de recursos que dão suporte para o crescimento e manutenção dos organismos; as características do microambientais, como por exemplo, a temperatura, que influenciam as taxas dos processos ecossistêmicos; os regimes de distúrbio e a comunidade biótica (CHAPIN III; MATSON e VITOUSEK, 2011).

A medida direta dos processos do ecossistema como as fontes e destino de energia e nutrientes é também considerada fundamental para a determinação da integridade ecológica de córregos e rios (GILLER e MALMQVIST, 1998). Assim, medidas em nível de ecossistema fornecem uma resposta integrada e ampla dos distúrbios que podem ocorrer nestes ambientes, tais como alterações da quantidade e composição do carbono orgânico, no regime de luz e na sedimentação. A abordagem em nível de ecossistema pode ainda integrar esses fatores em uma escala espacial mais ampla (BUNN; DAVIES e MOSISCH, 1999). Além do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) e da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (NEPA), outros pesquisadores (POLLEY; MORGAN e FAY, 2010; SCHARENBRUCH e BOCKHEIM, 2007; WHITEMAN *et al.*, 2004) também aplicam abordagens em nível ecossistêmico em seus estudos a fim de facilitar a compreensão das interações que se estabelecem entre os componentes de determinados ambientes.

Segundo a Resolução CONAMA n° 001/86, um diagnóstico ambiental deve apresentar, no mínimo, uma completa descrição e análise dos recursos ambientais e suas interações, de modo a caracterizar a situação ambiental da área em estudo, antes da implantação de determinado projeto com potencial impactante, destacando as espécies indicadoras da qualidade ambiental, de valor científico e econômico, raras e ameaçadas de extinção e as áreas de preservação permanente. Entretanto a caracterização da área nesses estudos é baseada, predominantemente, em dados secundários, com ausência ou insuficiência de informações sobre o método utilizado e carência de integração dos dados de estudos específicos, tratando os meios físico, biótico e antrópico separadamente (SÁNCHEZ, 2008).

A abordagem do conceito de integridade ecológica aliada à visão ecossistêmica é fundamental para o manejo dos recursos naturais e para a proteção ambiental, bem como para a seleção de variáveis de monitoramento e avaliação do progresso rumo aos objetivos do manejo ecologicamente fundamentado (ANDREASEN *et al.*, 2001; MENDONÇA-GALVÃO *et al.*, 2011; NIEMI e MCDONALD, 2004; TIERNEY *et al.*, 2009).

À complementar, os métodos de análise da água baseados em parâmetros físicos e químicos abordam o tipo e a intensidade de fatores que interferem nos ecossistemas aquáticos, informando apenas indiretamente sobre os efeitos de possíveis alterações nos organismos. Contudo, torna-se necessária a análise integrada com dados biológicos a fim de se obter informações sobre os efeitos de estressores no ecossistema, podendo-se eventualmente inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio sob os quais os ambientes de interface aquático e terrestre estão sendo submetidos. O uso combinado destas ferramentas potencializa a detecção das causas e a avaliação dos efeitos de estressores sobre estes ecossistemas (BUSS, OLIVEIRA e BAPTISTA, 2008).

Fernandes (2007), aplicando um índice de integridade para o alto rio São Bartolomeu localizado no Distrito Federal, demonstrou que foi possível qualificar tipos de ambientes segundo o nível de preservação a partir da comunidade bentônica. Para isso, foram analisados aspectos da qualidade do habitat, da água, do sedimento e a estrutura da comunidade bentônica para definição de áreas de referência na bacia analisada. A análise da qualidade da água foi realizada por meio de medidas de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, concentração de oxigênio dissolvido e consumido, concentração de nitrato, amônio e ortofosfato. O sedimento foi analisado quanto ao tamanho dos grãos, percentual de matéria orgânica e concentração de nitrogênio e fósforo total. Aspectos da estrutura da comunidade bentônica foram analisados, entre eles a composição, riqueza e diversidade de táxons, os grupos tróficos de alimentação e a abundância relativa (Fernandes, 2007).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Para a análise da integridade ecológica foram selecionadas áreas similares (KARR, 1991), sendo considerada para o estudo a similaridade de acordo com os “fatores de estado” de Chapin III e colaboradores (1996). Além disso, a abordagem de integridade ecológica requer a seleção de um ambiente de referência para comparação com os demais. Desse modo, foram identificados três córregos no Distrito Federal, Brasil, sendo ambiente de referência localizado na Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça-de-Veado, mais especificamente na Estação Ecológica do Jardim Botânico (JBB), sendo as coletas realizadas no córrego Cabeça-de-Veado (Figura 2).

As outras duas áreas estão inseridas no projeto “Aquaripária” (AQUINO *et al.*, 2012), que visa o estudo da restauração ecológica de ambientes ripários sob influência de atividades agrícolas e urbanas. Neste caso, a cobertura ripária restante nos córregos Capão Comprido e Jardim apresenta-se em torno de 42 e 69% do total observado anteriormente à intensificação dos impactos antrópicos, respectivamente (Marques-Leite, 2013).

O grupo de pesquisa Aquaripária formado para a realização de estudos sobre a dinâmica dos processos de decomposição em ecossistemas aquáticos abrange diversos profissionais, cujo interesse é a promoção do conhecimento científico através de pesquisas que envolvam várias regiões brasileiras visando a restauração ecológica em áreas ripárias e a adoção de medidas sustentáveis para a sua utilização. O Aquaripária teve início em 2010 e nesse contexto, o presente estudo será parte importante para a integração de dados junto a este grupo aumentando a abrangência de informações sobre as ecorregiões brasileiras (AQUARIPÁRIA, 2015).

O grupo é constituído por pesquisadores de diversas instituições de ensino brasileiras, entre elas: Universidade de Brasília (UNB), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal do Tocantins (UFT), Universidade Federal da Bahia (UFBA), Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai (URI), além de instituições de pesquisa, como a Embrapa Cerrados.

Desse modo, uma das áreas selecionadas localiza-se na zona rural de Brazlândia, compreendendo a bacia do córrego Capão Comprido, com projeto de restauração da Floresta de galeria em sua margem esquerda. A outra, localizada no núcleo rural Tabatinga, em Planaltina, integra a bacia do córrego Jardim, sendo a restauração da vegetação ripária desenvolvida na margem direita do córrego. A outra margem de ambos os córregos está sob influência de atividade agrícola, tendo sido a Floresta de Galeria parcial ou totalmente suprimida em determinados pontos. Nestes locais, onde atualmente se desenvolve o processo de restauração ecológica da zona ripária, predominavam a cobertura por pastagens, no caso da sub-bacia Capão Comprido, e monoculturas de leguminosas, no caso da sub-bacia Jardim. Nos três casos, o ponto de coleta de todas as variáveis foi definido como exultório das sub-bacias, sendo representado pelo círculo vermelho da Figura 2.

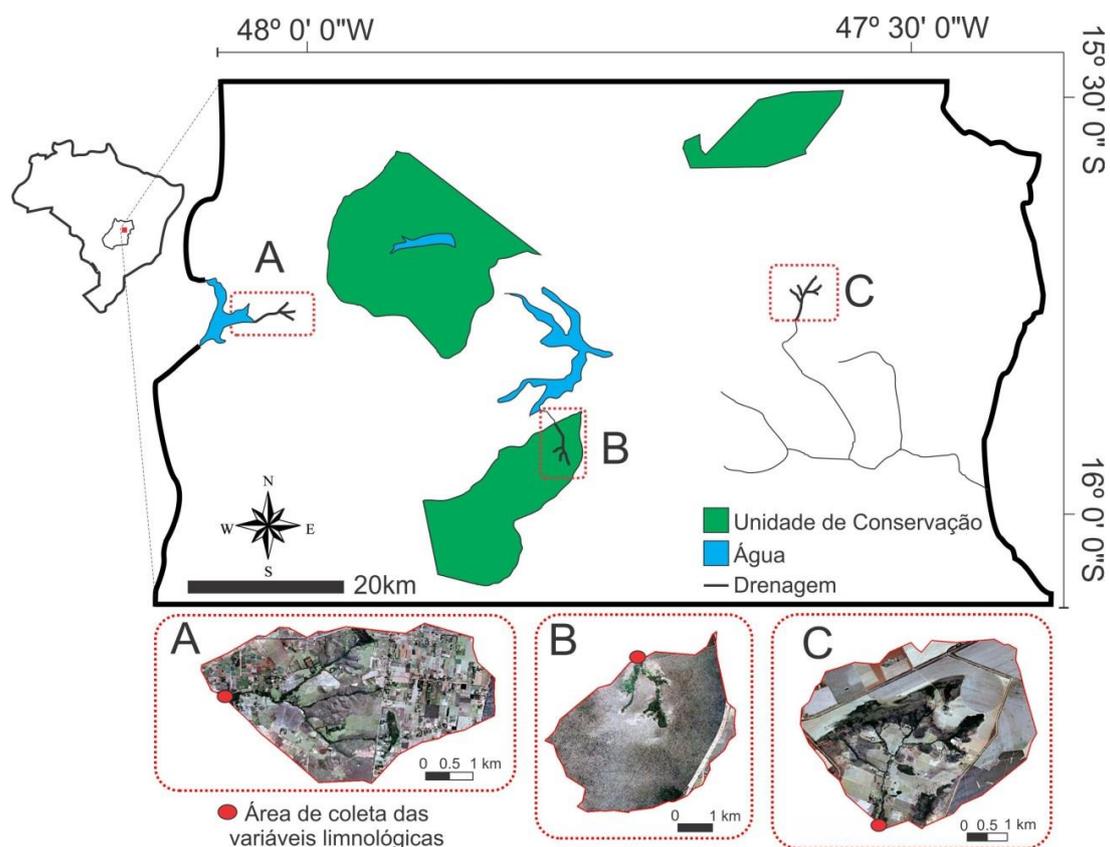


Figura 2. Área de estudo. A - córrego Capão Comprido no Sítio Coité do Cerrado ($15^{\circ}44'31.96''S$, $48^{\circ}8'56.58''O$). B - Córrego Cabeça-de-Veado na Estação Ecológica do Jardim Botânico ($15^{\circ}53'23.82''S$, $47^{\circ}50'33.37''O$). C - Córrego Jardim, localizado no Núcleo rural Tabatinga ($15^{\circ}44'56.28''S$, $47^{\circ}35'7.26''O$).

ABORDAGEM ECOSISTÊMICA DE JENNY-CHAPIN

A abordagem ecossistêmica proposta por Chapin e colaboradores (1996) e Jenny (1941), baseada nos “fatores de estado” e nos “controles interativos” do ecossistema, subsidiou a análise da integridade ambiental nas áreas em estudo. Desse modo, a avaliação foi realizada por meio da caracterização do fator antrópico aliado aos parâmetros físicos e químicos da água, estrutura do sedimento depositado, teores de clorofila-a e matéria orgânica e da comunidade de invertebrados bentônicos como um conjunto de ferramentas capazes de avaliar a integridade ecológica dos córregos de Florestas de Galeria.

Fatores de Estado

O clima foi determinado em função da classificação climática de Köppen, apresentando-se igual nas três áreas em estudo. Neste caso, foi identificado clima tropical de savana com temperatura média de $22^{\circ}C$, evapotranspiração média de 65 mm mensais e precipitação de aproximadamente 1500 mm anuais para a região central do

Cerrado. Existem duas estações bem definidas: uma chuvosa e quente, que normalmente se prolonga de outubro a abril, e outra fria e seca, em geral de maio a setembro.

Para a análise do material parental, topografia e biota potencial foram delimitadas as microbacias de drenagem, considerando como exultório o ponto onde foram realizadas as coletas. Por meio da delimitação das bacias hidrográficas em ambiente de processamento geográfico pode-se estimar a área de contribuição de cada sub-bacia de influência em aproximadamente 11, 14 e 17 km² para o córrego Capão Comprido (Figura 3), córrego Cabeça-de-Veado (Figura 4) e o córrego Jardim (Figura 5), respectivamente.

Os córregos Cabeça-de-Veado e Capão Comprido são tributários das bacias hidrográficas do Lago Paranoá e do Rio Descoberto, respectivamente. Ambas estão incluídas na unidade hidrográfica Paraná. O córrego Jardim, por sua vez, é afluente da bacia do Rio Preto, englobada pela unidade hidrográfica do São Francisco. O córrego Cabeça-de-Veado apresenta cerca de 3,00 metros de profundidade e 0,30 metros de largura, bem como o córrego Capão Comprido (MARQUES-LEITE, 2013). O córrego Jardim, por sua vez, apresenta largura aproximada de 2,50 metros e profundidade do leito em torno de 0,40 metros (MARQUES-LEITE, 2013).

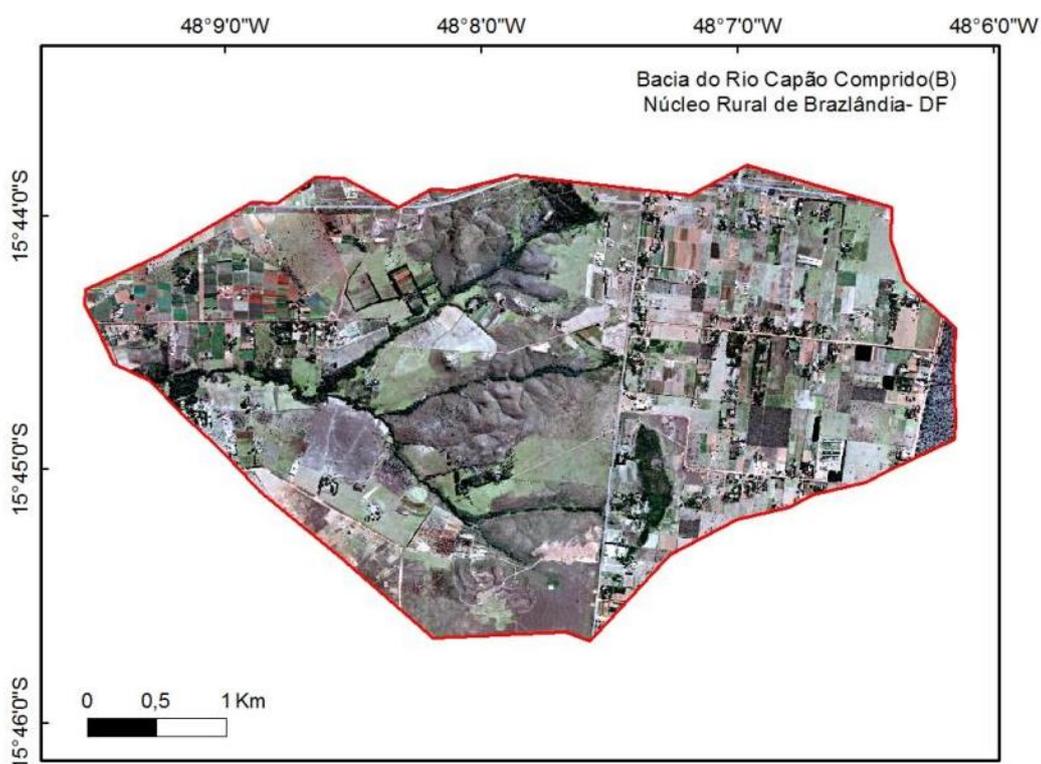


Figura 3. Bacia do córrego Capão Comprido, Núcleo Rural de Brazlândia, Distrito Federal.

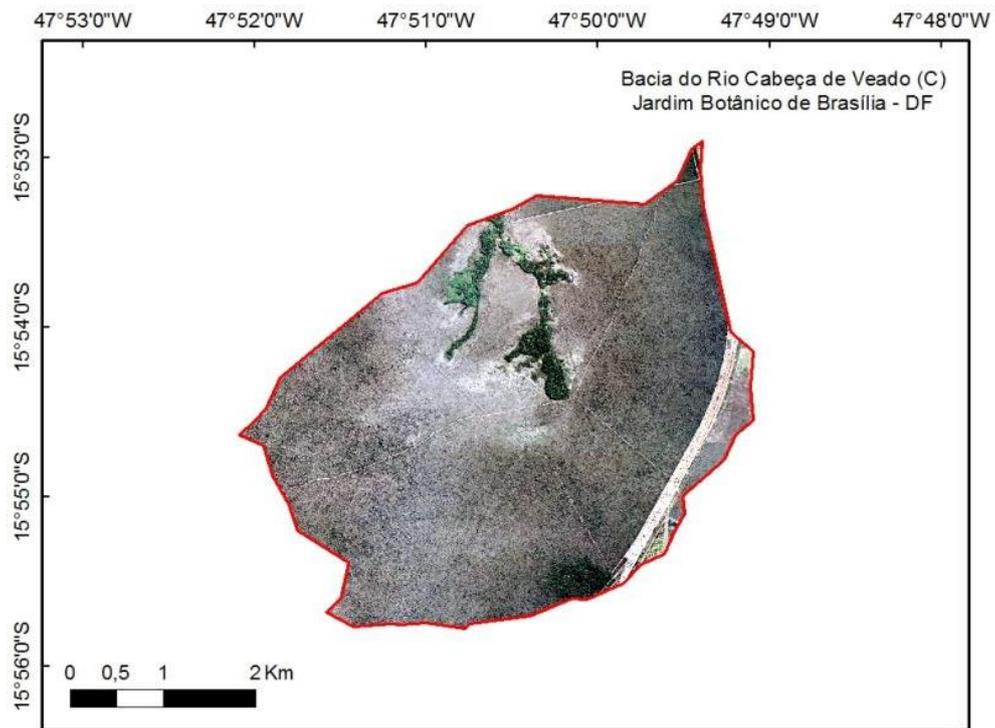


Figura 4. Bacia do córrego Cabeça-de-Veado, Estação Ecológica do Jardim Botânico, Distrito Federal.

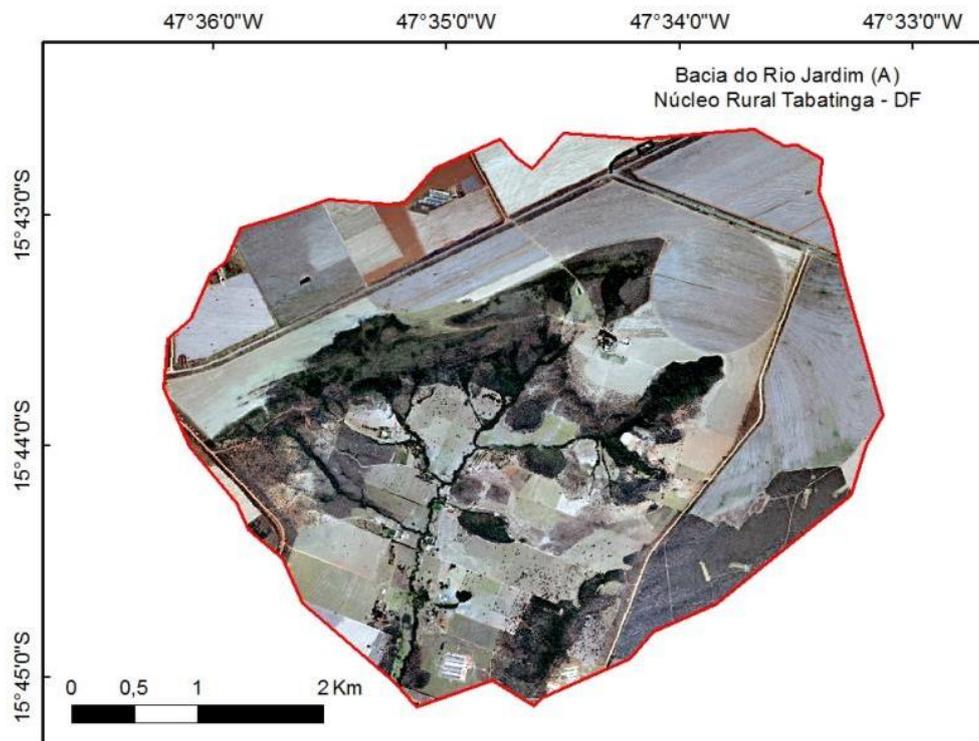


Figura 5. Bacia do córrego Jardim, Núcleo rural Tabatinga, Distrito Federal.

A caracterização do material parental e da topografia se deu a partir de mapas temáticos de geologia, geomorfologia e pedologia com base nos produtos gerados pelo Zoneamento Econômico Ecológico do Distrito Federal e que, por sua vez, foram adaptados de Freitas-Silva e Campos (1988) e Novaes Pinto (1986, 1993).

As áreas estudadas estão inseridas na Ecorregião do Planalto sob as mesmas condições geológicas e geomorfológicas. Quanto à formação geomorfológica, as áreas são consideradas rampas de colúvio, apresentando grande potencial agrícola. São caracterizadas por relevo plano e suave ondulado com uma leve inclinação em direção às linhas de drenagens, que recebem a deposição do material erodido de áreas superiores (Figura 6) (SENA-SOUZA *et al.*, 2013).

Com relação à geologia, as três sub-bacias estão localizadas no Grupo Paranoá, constituído por rochas predominantemente resistentes à ação do intemperismo, tais como os metarritmitos. Dentre as unidades características do grupo geológico Paranoá, as sub-bacias apresentaram características relacionadas às unidades Metarritmito Argiloso, Metarritmito Arenoso e Quartzito Médio (FREITAS-SILVA e CAMPOS, 1998; MARTINS, *et al.*, 2004). Em função das características geomorfológicas e geológicas, observa-se um predomínio da classe de solo Latossolo nas regiões em estudo (Figura 7), com material de origem alóctone, em função da deposição de material intemperizado (SENA-SOUZA *et al.*, 2013).

No que diz respeito ao domínio aquífero fraturado ou fissural pode-se salientar que sua ocorrência em sistemas geológicos do grupo Paranoá se caracteriza por elevada importância hidrogeológica em função de sua elevada vazão e condutividade hidráulica. A importância dos aquíferos porosos no DF está vinculada a espessura saturada e a condutividade hidráulica (K) que permitem que estes alimentem os aquíferos profundos (FREITAS-SILVA e CAMPOS, 1988). As características hidrogeológicas das áreas em estudo são relevantes em função da influência exercida pelo escoamento de base no fluxo de água dos corpos hídricos. O escoamento de base ou subterrâneo é aquele produzido pela drenagem do aquífero subterrâneo, importante do ponto de vista ambiental, uma vez que refletirá na produção de água nos córregos durante as estações secas (TUCCI, 2001).

Quanto à biota potencial, assim como o ambiente preservado, as áreas com atividade agrícola também possuem vegetação nativa do Bioma Cerrado, contanto em menor quantidade e de forma fragmentada. Foram identificadas nas áreas em estudo

formações do tipo Cerrado sentido restrito, vegetação Campestre e Florestas de Galeria (CHAVES e SANTOS, 2009; FERRIGO; MINOTI e KOIDE, 2011).

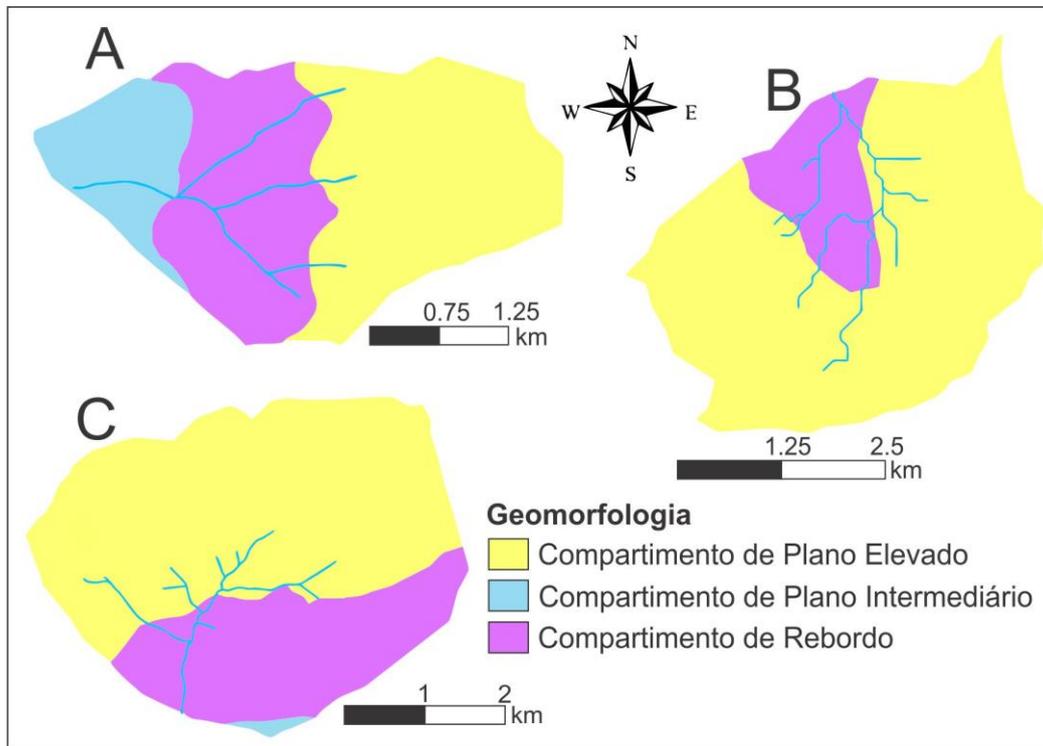


Figura 6. Geomorfologia das áreas de estudo. A - córrego Capão Comprido. B - córrego Cabeça-de-Veado. C - córrego Jardim. Adaptado de Martins e Baptista (1998).

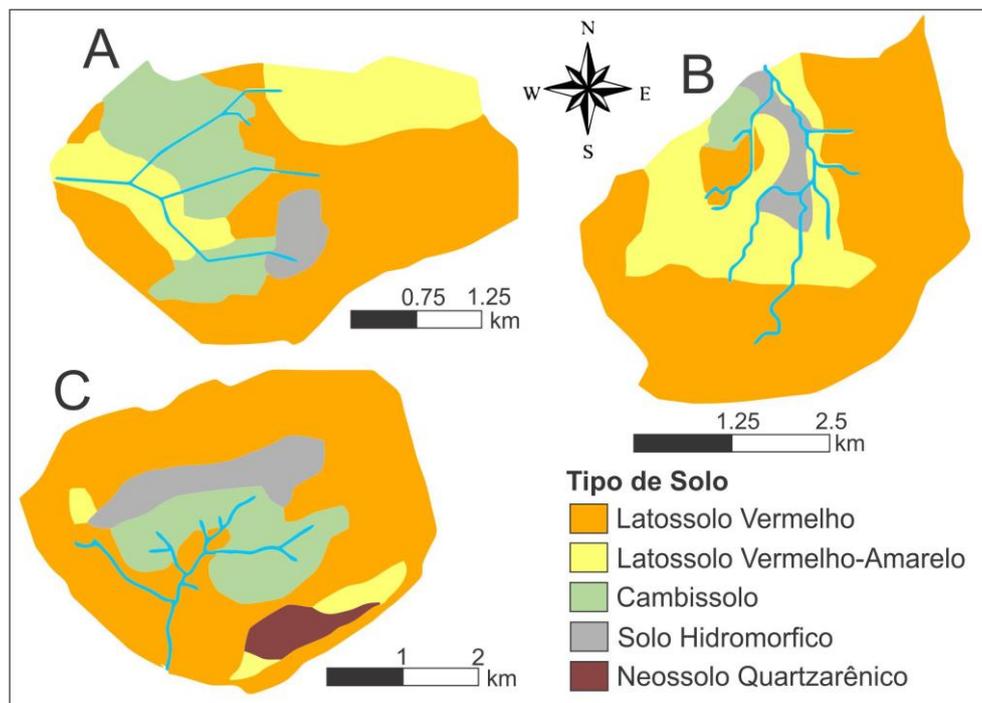


Figura 7. Mapa de solos das áreas de estudo. A - córrego Capão Comprido. B - córrego Cabeça-de-Veado. C - córrego Jardim. Adaptado da carta de solos atualizada da Embrapa (2008).

No ano de 1965 já havia indícios de ocupação nas regiões do Córrego Jardim e Capão Comprido (Figura 8). Para a caracterização do fator de estado antrópico foi realizada a definição das classes de cobertura do solo a partir do processamento de imagens em ambiente de processamento geográfico, pelo método de classificação supervisionada explicado no tópico “Classificação da Cobertura da Terra”.

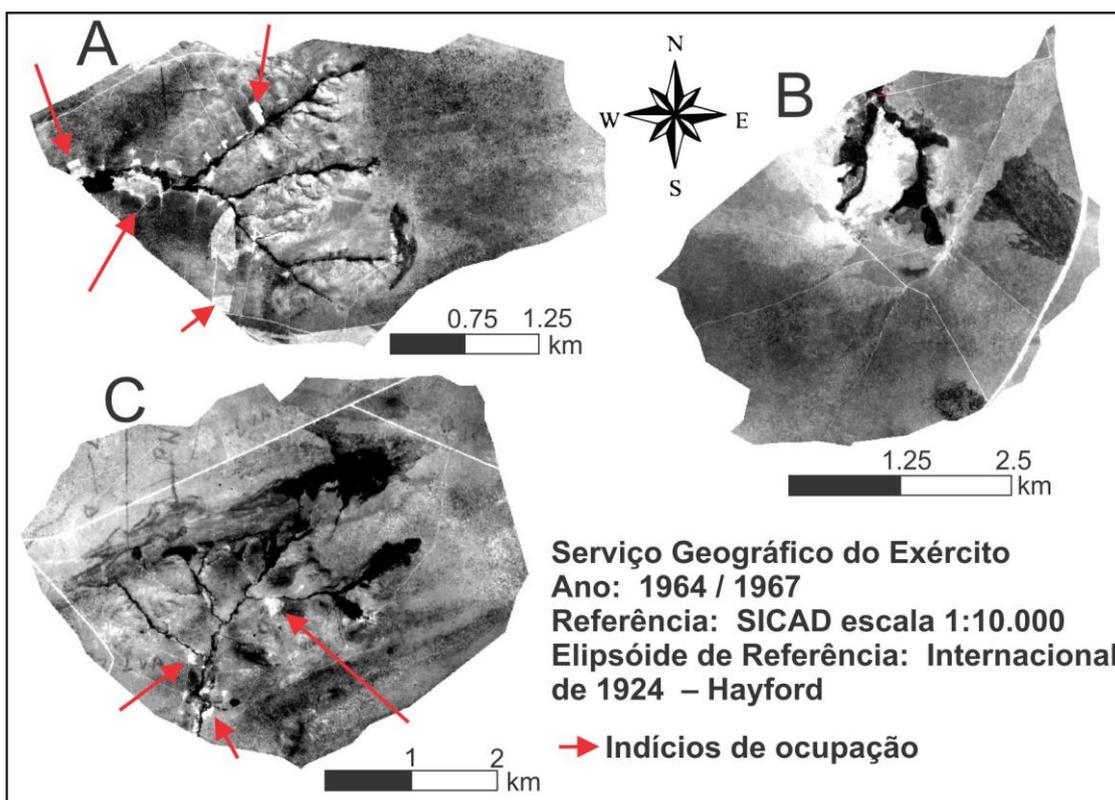


Figura 8. Fotografias aéreas de 1965 das áreas de estudo.

Para identificação do potencial de intervenção antrópica foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida de Habitat por meio da metodologia proposta por Callisto *et al.* (2002) (Anexo A). Este protocolo considera atributos do habitat tais como as características do sedimento, do uso da terra e da vegetação ripária, as quais são atribuídos escores numéricos com base em uma inspeção visual. O escore total é determinado pela soma dos valores indicados para cada parâmetro individual. As classificações variam de “impactado” (notas de 0 a 40), “alterado” (escores de 41 a 60) e “natural” (pontuação 61-100).

Controles Interativos

Chapin e colaboradores (1996) estenderam o conceito dos fatores de estado ao desenvolver um conjunto de princípios ecológicos relativos à sustentabilidade dos ecossistemas. Estas características do ecossistema são determinadas por um conjunto de quatro controles interativos: microambiente (ou microclima), recursos, grupos funcionais de organismos e o regime de distúrbios (Figura 9).

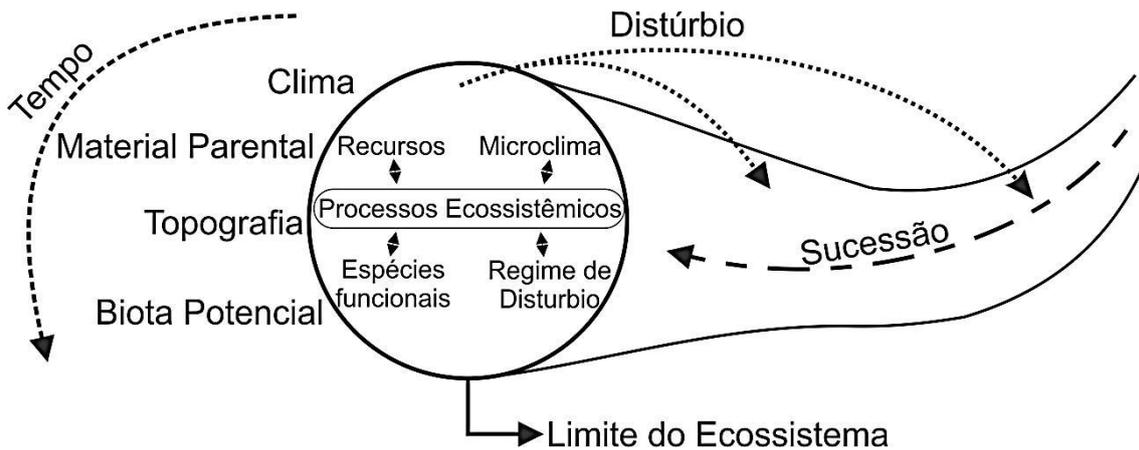


Figura 9. Relação entre os fatores de estado (fora do círculo), controles interativos (dentro do círculo), e processos ecossistêmicos (dentro da caixa). O círculo representa os limites do ecossistema, no qual a estrutura e o funcionamento tanto afeta quanto responde aos controles interativos, do qual são ultimamente governados pelos fatores de estado. Havendo algum distúrbio o sistema tende a volta ao equilíbrio (resiliência) através da sucessão ecológica adaptado de Chapin III; Matson e Vitousek, (2011).

Quanto aos controles interativos, o recurso foi estudado por meio das concentrações de oxigênio dissolvido na água; teores de matéria orgânica no seston, sedimento e perifiton; concentração de clorofila-a no seston e no perifiton. A avaliação do microambiente se deu por meio da análise das variáveis pH, condutividade elétrica e temperatura da água, largura e profundidade dos córregos, velocidade da água, turbidez e pela caracterização granulométrica do sedimento. Para avaliação dos grupos funcionais foram examinados os invertebrados bentônicos.

CLASSIFICAÇÃO DA COBERTURA DA TERRA

A delimitação das microbacias de drenagem foi realizada considerando como exultório o ponto onde foram realizadas as coletas buscando possibilitar o entendimento da dinâmica da paisagem e suas possíveis influências nas variações dos dados físico-químicos da água dos riachos. A elaboração do mapa temático de uso e cobertura do solo se deu com imagens do satélite Alos do ano de 2009. Foram utilizadas imagens

multiespectrais das bandas 1 (0,42-0,50 μm), 2 (0,52 – 0,60 μm), 3 (0,61 – 0,69 μm) e 4 (0,76 – 0,89 μm), com resolução espacial de 10 metros, e pancromática (0,52 – 0,77 μm), com resolução espacial de 2,5 metros.

Deste modo, foram realizadas técnicas de realce e classificação por meio do software Spring visando facilitar a identificação dos alvos na imagem e a segmentação das classes de uso na área de estudo (Figura 10). A etapa inicial de realce consistiu na aplicação de contraste às imagens digitais por expansão histogrâmica. Em seguida, as imagens das bandas 3, 4, 2 e pancromática contrastadas foram submetidas à técnica de fusão, com a finalidade de ampliar a resolução espacial das imagens de 10 para 2,5 metros.

Nas bandas não contrastadas foi aplicada a operação aritmética de razão normalizada, denominada Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que está correlacionada com o índice foliar verde e representa um recurso natural essencial a quantificação das diferentes classes de vegetação e da extensão da vegetação (TOWNSHEND, 1992). O NDVI baseia-se nos valores de reflectância relativa em vermelho e infravermelho (YU *et al.*, 2004).

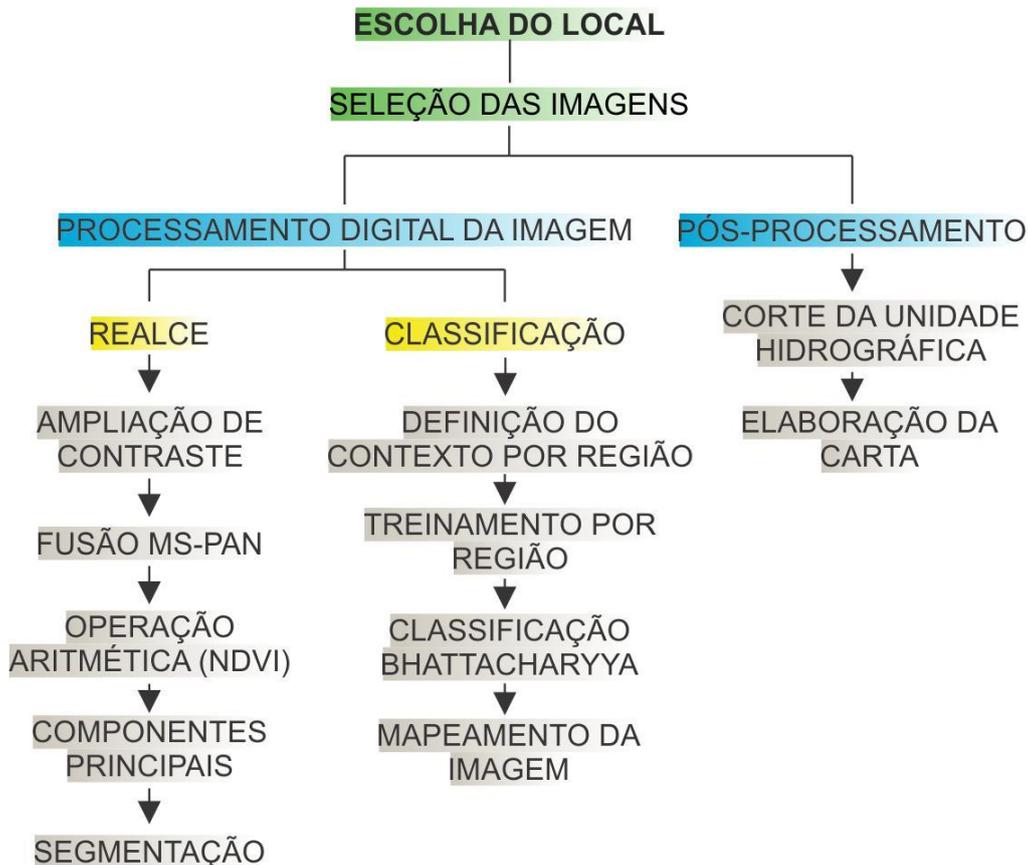


Figura 10. Fluxograma de procedimentos metodológicos utilizados no presente estudo.

Em seguida, as imagens fusionadas foram submetidas à análise de Componentes Principais (PCA). Por meio desta, reduz-se a dimensionalidade dos dados, além de proporcionar a remoção do ruído e reduzir a demanda computacional (MENESES E ALMEIDA, 2012). As bandas resultantes da PCA e do NDVI foram utilizadas na classificação, sendo aplicado o processo de segmentação, com o método de “crescimento de regiões”, adotando-se parâmetros de similaridade e tamanho da área de 30 e 300, respectivamente. Após esta etapa, foi realizada a classificação supervisionada da imagem segmentada, que consiste no processo de extração de informações em imagens para reconhecer padrões e objetos homogêneos.

Foi adotado o classificador “Bhattacharyya”, que é um dos algoritmos disponíveis no Spring para classificação de regiões de uma imagem segmentada, com índice de rejeição de 99%. Trata-se de um algoritmo de agrupamento de dados supervisionados, aplicado sobre o conjunto de regiões já determinado (Equação 1). Como observado na Equação 1, B indica a distância Bhattacharyya, Pi e pj os pixels nas classes i e j, mi e mj a médias das classes i e j, T a matriz transposta e i e j as classes dentro do contexto.

O classificador Bhattacharyya exige uma etapa de treinamento e as amostras são as regiões formadas na segmentação. A distância calculada se refere à distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais (MENESES e ALMEIDA, 2012). As classes de uso e cobertura do solo foram definidas em função da classificação do manual de uso do solo do (IBGE, 2013).

$$B(pi, pj) = \frac{1}{2}(m1 - m2)^r \sum(mi - mj) + \frac{1}{2} \ln \frac{|\sum(mi - mj)|}{|\sum i|^{\frac{1}{2}} |\sum j|^{\frac{1}{2}}} \text{ (Equação 1)}$$

COLETAS

A amostragem foi caracterizada pela coleta dos compartimentos sedimento, seston, perifíton e invertebrados bentônicos. As coletas foram realizadas no período de estiagem, em maio de 2014, para minimizar a variabilidade que a condicionante precipitação pode acarretar no aumento da velocidade de fluxo da água nos córregos. Elevados valores de vazão podem aumentar a turbulência no leito dos córregos, causando a lavagem do perifíton à jusante. Peterson e Stevenson (1992) recomendam um período de três semanas após a última chuva para permitir a recolonização e

sucessão de uma comunidade perifítica madura. No biomonitoramento com perifíton, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA, descreve que as amostras devem ser coletadas durante os períodos em que o fluxo da água é estável (STEVENSON e BAHLS, 1999).

Além disso, durante os meses de maior precipitação, o nível da água pode ser elevado para amostragens adequadas de invertebrados. Eventos com elevada correnteza em função dos altos níveis de água muitas vezes causam o deslocamento de organismos de determinadas regiões que tendem a serem recolonizadas nos períodos de estiagem (STEIN; SPRINGER e KOHLMANN, 2008). Portanto, a amostragem durante meses secos é considerada mais representativa no que diz respeito à diversidade de invertebrados.

Desse modo, considerando-se também o curto tempo de geração da maioria das algas planctônicas (1 - 10 dias) e a variabilidade dos fatores físicos, químicos e biológicos que interferem nos processos de crescimento e perda do fitoplâncton (HUSZAR e GIANI, 2004), após 30 dias sem chuva foram realizadas as coletas de seston, periton, invertebrados bentônicos e do sedimento, bem como as medições das variáveis físicas e químicas da água (Figura 11).

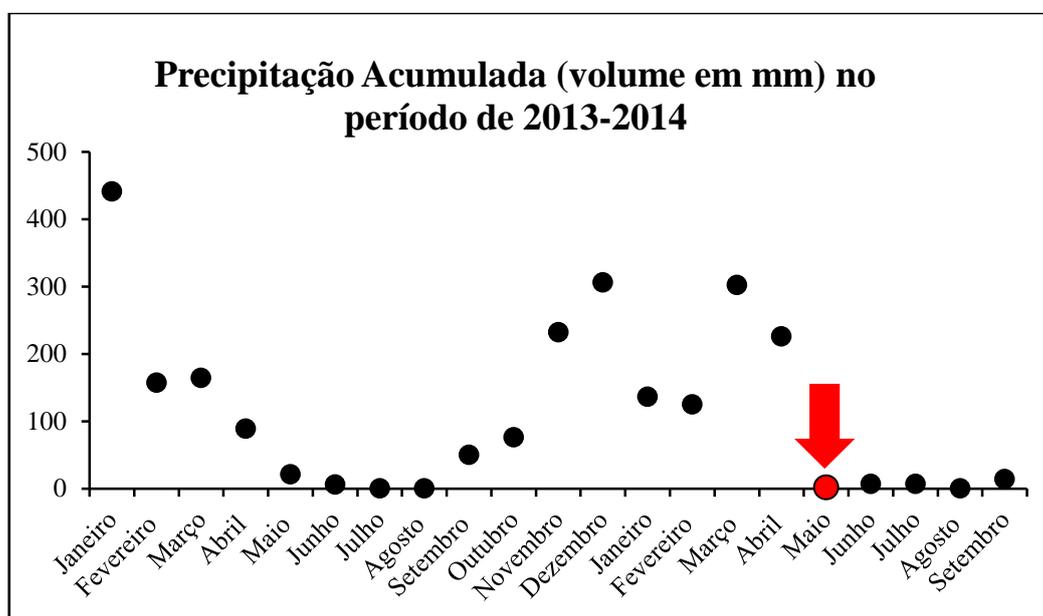


Figura 11. Precipitação mensal dos anos de 2013 e 2014 (fonte: Inmet, 2014). A seta vermelha indica o período de coleta do sedimento, seston, perifíton e invertebrados bentônicos bem como a variáveis físico-químicas da água analisado.

Desenho Experimental

Em cada área de estudo foi selecionado um trecho de aproximadamente 100 metros ao longo do córrego compreendendo pontos de rápido e remanso conforme Barbour e colaboradores (1999). Este trecho foi dividido em três pontos amostrais (Figura 12) para a coleta do sedimento.

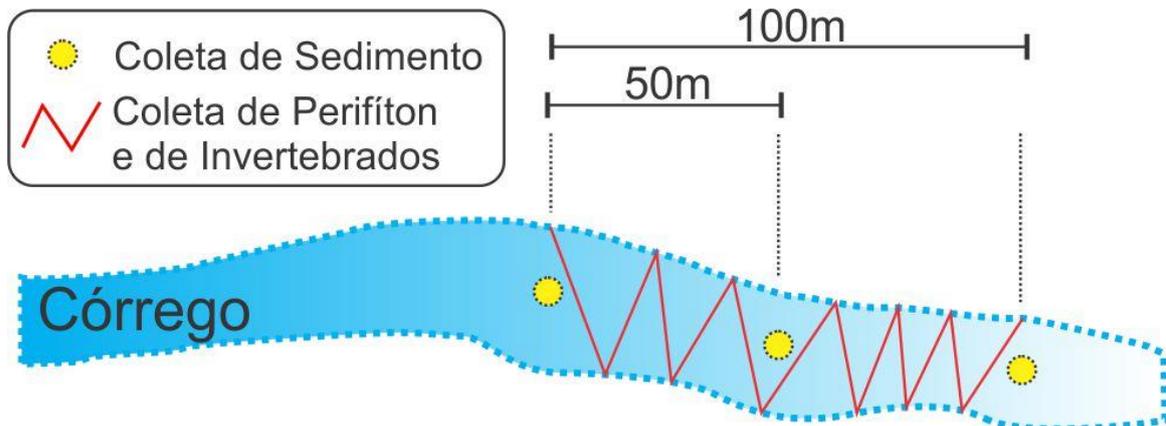


Figura 12. Vista em planta do desenho experimental.

O sedimento depositado foi coletado com tubo de aço, com 10 cm de diâmetro, nas profundidades 0 a 5 e 5 a 10 cm (Figura 13).



Figura 13. Coleta de sedimento em perfil no Córrego Cabeça-de-Veado.

Além disso, foram coletados e filtrados 10 litros de água para obtenção das amostras de seston. Com relação ao perifíton, em cada córrego foram selecionadas 15 rochas aleatoriamente, que apresentaram diâmetros aproximados entre 10 e 15 cm, ao longo do trecho de 100 m no curso d'água (Figura 14). As rochas foram lavadas com jatos de água destilada contida numa pisseta para remover a matéria particulada e, em seguida, foram escovadas com escova de dente ultra-macia tendo como recipiente final uma bacia rasa. Logo após a raspagem das pedras foi realizada a medição da área aproximada da rocha utilizando um paquímetro. A água destilada utilizada na lavagem das pedras foi medida em uma proveta, a fim de obter a proporção L/m². Posteriormente, as amostras de seston e perifíton foram acondicionados em baixas temperaturas e fora da intensidade luminosa.



Figura 14. Coleta de perifíton. A – Rocha. B – Retirada de sólidos suspensos com fracos jatos de água destilada. C – Retirada do perifíton com o auxílio de uma escova ultra-macia. D – Medição do volume lavado. E – Armazenamento.

Tendo como base o método de coleta descrito por Stein, Springer e Kohlmann (2008), os invertebrados foram coletados direto de seus habitats com rede em “D” de 250 μ m. Foi realizada a seleção durante todo o espaço amostral em profundidades com

aproximadamente 5 cm no sedimento (Figura 15), cruzando o curso d'água (zig-zague) de modo a abranger as zonas de remanso e de rápidos e o substrato existente, durante um tempo aproximado de 120 minutos para cada córrego. Este método permite a cobertura de uma maior quantidade de microambientes. Considerando-se o fato de que invertebrados aquáticos usam diferentes microhabitats em função de seus diferentes hábitos alimentares e suas adaptações biológicas específicas (HYNES, 1984) o método foi considerado mais adequado para os objetivos do presente estudo.

Os invertebrados coletados foram então triados em campo com o auxílio de uma pinça e uma peneira de 300 μm . Cada indivíduo encontrado foi alocado em pequenos frascos de vidro. Ainda no campo, os frascos foram armazenados em um isopor com gelo. No laboratório, os frascos foram etiquetados, lacrados e congelados.

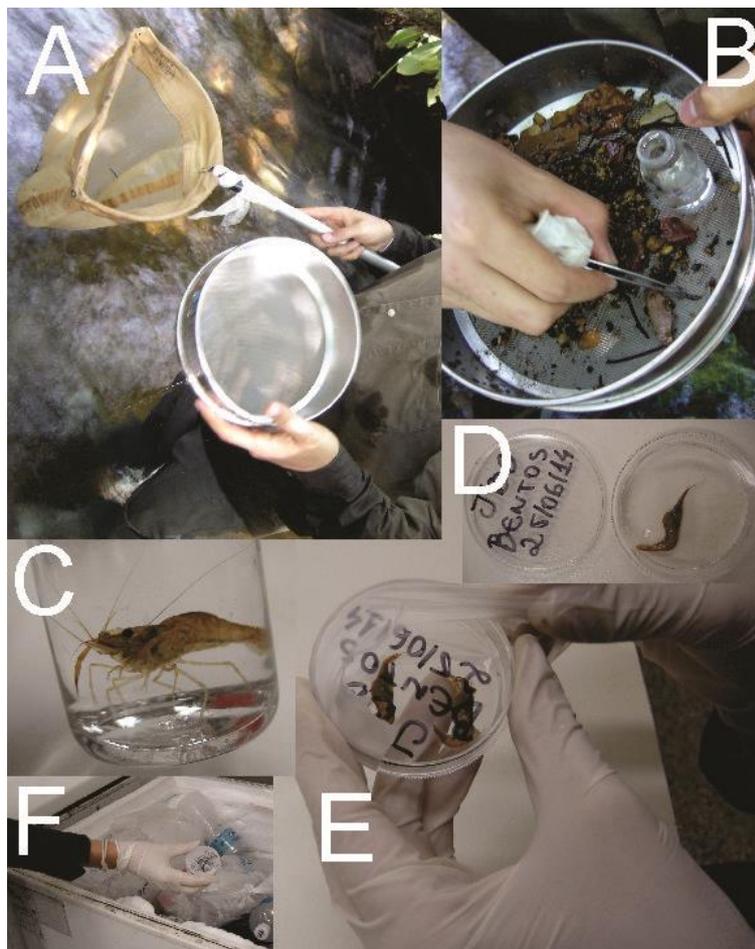


Figura 15. Coleta de invertebrados bentônicos. A – Coleta com o auxílio da rede em “D” e de uma peneira com malha de 300 μm . B – Cada indivíduo foi armazenado individualmente em frascos de vidro. D, E e F – Procedimento de etiquetagem, lacragem e congelamento.

Durante as coletas foram medidas as variáveis físicas e químicas da água, tais como pH (pHmetro Digimed), turbidez (Turbidímetro Digimed), condutividade elétrica (Conduvímetero marca Digimed), oxigênio dissolvido (Jenway 970 Dissolved Oxygen Meter), temperatura (°C) e velocidade da água (m/s).

PROCESSAMENTO

Perifíton e Seston

As amostras de perifíton foram homogeneizadas em laboratório. Do volume total obtido, uma alíquota (150ml) foi retirada para leitura da clorofila-a em trélicas. Outra fração foi separada para análise da matéria orgânica total livre de cinzas ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$), também em trélicas. A trélica destinada à análise de clorofila-a foi filtrada em membrana de fibra de vidro e mantida fora de alcance da luz a fim de evitar a degradação da mesma até a realização da análise (WETZEL e LIKENS, 1991). A porção destinada ao cálculo da matéria orgânica total livre de cinzas foi filtrada com filtros de sílica (Whatman GF/D) calcinados a 500° C em trélicas para eliminação de resíduos de carbono que poderiam comprometer as amostras. Depois disso, os filtros foram secos por 24h na estufa a 50°C (GOLLADAY; WEBSTER e BENFIELD, 1987; GURTZ; WEBSTER e WALLACE, 1980).

Após a secagem os filtros destinados à análise de matéria orgânica foram pesados em balança de precisão de 0,0001g para o cálculo da matéria orgânica total. Com relação ao filtro de seston, seguiu-se também a aplicação do método gravimétrico para determinação da matéria orgânica livre de cinzas, como representado no esquema da Figura 16 (APHA, 1995).

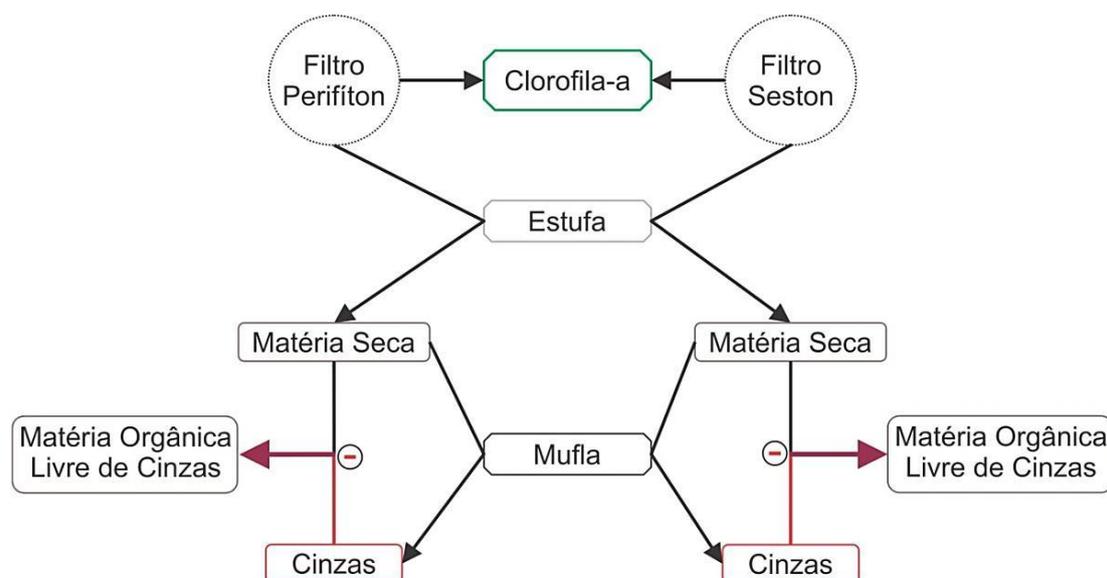


Figura 16. Esquema demonstrativo da análise de clorofila-a, massa seca e do material orgânico livre de cinzas do perífiton e do seston.

Invertebrados Bentônicos

Os invertebrados bentônicos foram identificados ao nível de família com o auxílio da chave de identificação de Mugnai; Nessimian e Baptista (2010) e Hamada; Nessimian e Querino (2014). Para a classificação dos grupos funcionais foi utilizado o trabalho de Ramírez e Gutiérrez-Fonseca (2014). Foram obtidos ainda os valores de biomassa seca de cada família a fim de se estabelecer inferências a respeito do tamanho dos indivíduos coletados para cada área (SMOCK, 1980). Os invertebrados foram pesados em nível de família em balança de precisão de 0,00001g no laboratório de Geocronologia da Universidade de Brasília.

ANÁLISES EM LABORATÓRIO

A clorofila-a foi determinada pelo método de extração com etanol 90%, cujos pigmentos são extraídos por choque térmico e, em seguida, realiza-se a leitura por meio de um espectrofotômetro (WETZEL e LIKENS, 1991). A concentração de clorofila-a na água está diretamente relacionada com a quantidade de algas presentes no corpo aquático.

A partir das amostras de sedimento foi realizada a análise granulométrica utilizando-se método do peneiramento (SUGUIO, 1973), que consiste num processo que permite quantificar cada fração granulométrica compreendida entre diâmetros

prefixados e exprimi-las como porcentagem em relação à amostra total. Para a execução desta análise as amostras foram levadas à estufa para secagem a uma temperatura de 50°C. Após a secagem estas foram resfriadas em temperatura ambiente e maceradas. As amostras foram submetidas ao peneiramento mecânico “RO-TAP” durante 15 minutos, sendo que a representação do sedimento foi fixada nas granulometrias caracterizadas de acordo com a Tabela 1. O material retido em cada peneira foi pesado em uma balança de precisão de 0,001g.

Tabela 1. Categoria do sedimento por diâmetro de grãos (ALLAN e CASTILLO, 2007).

Categoria Granulométrica	Diâmetro da partícula (mm)
Silte	< 0,0625
Areia Fina	0,075 - 0,250
Areia Média	0,42 - 0,59
Areia Grossa	1,19 - 2,00
Cascalho	4,76 - 19,10

Além da análise granulométrica, o sedimento foi submetido à análise de matéria orgânica, com triplicatas para cada ponto amostrado. Para isso, foram pesados 10 g de sedimento em uma balança de precisão de 0,0001g. Depois de pesadas as sub-amostras foram armazenadas em cadinhos de porcelana, e aquecidas a 500°C no forno-mufla por 6 horas (LUCZAK; JANQUIN e KUPKA, 1997). Decorrido o período, os cadinhos foram novamente pesado para o cálculo da matéria orgânica com base no princípio da gravimetria em réplicas.

TRATAMENTO DE DADOS

Foram aplicados dois índices para caracterização do perifíton. O primeiro foi o índice autotrófico (IA), que representa o quociente entre o peso da massa seca livre de cinzas e os valores de clorofila (APHA, 1995). Este é utilizado para caracterizar os estágios de colonização no substrato e indicar os estágios tróficos da comunidade aquática. Segundo Schwarzbald, Esteves e Panoso, (1990), esta medida permite avaliar a predominância de autotrofia ou heterotrofia na comunidade perifítica durante o processo sucessional, de modo que valores inferiores a 200 indicam uma condição autotrófica e valores superiores a 200 indicam condição mais heterotrófica (APHA, 1995).

$$IA = \frac{\text{peso seco livre de cinzas (g. m}^{-2}\text{)}}{\text{clorofila a (g. m}^{-2}\text{)}}$$

O segundo índice, denominado índice Lakatos (LAKATOS, 1989), classifica o perifíton em função do teor de clorofila-a (%), cinzas (em % da massa seca) e de biomassa seca (g.m⁻²), como mostrado na Tabela 2.

Para cálculo da diversidade de invertebrados bentônicos entre os córregos estudados foram aplicados os Índices de Shannon e Weaver (1949) e de similaridade Sorensen. Além disso, foi realizada avaliação da riqueza EPT. A riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera constitui o índice denominado EPT, amplamente aplicado na avaliação da qualidade ambiental. A riqueza EPT corresponde ao percentual do valor total dos táxons pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera com relação ao número total de indivíduos da amostra.

Tabela 2. Classificação do perifíton (LAKATOS, 1989).

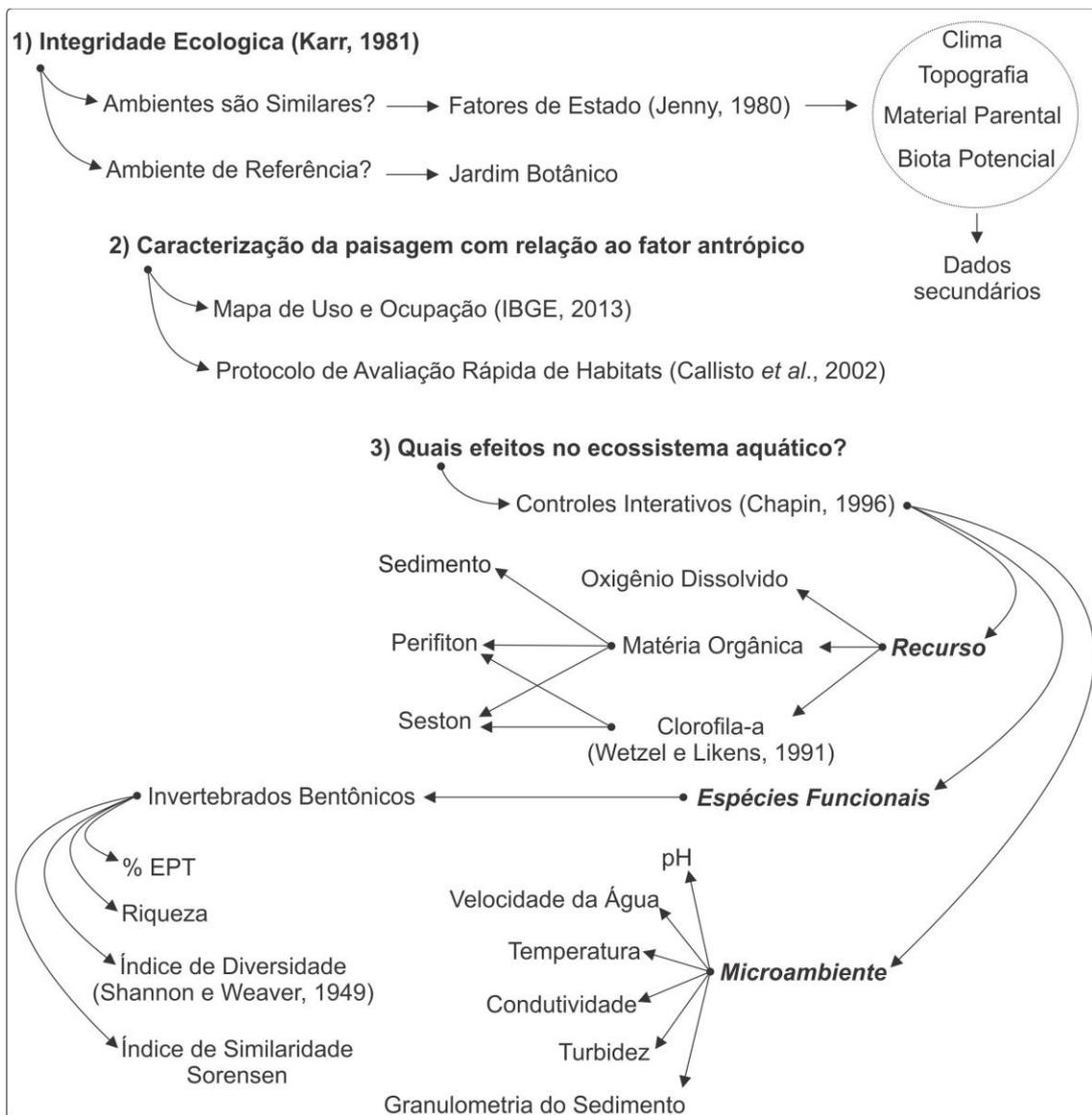
Tipo	Biomassa Seca	(g.m⁻²)
I	Alta Biomassa Perifítica	> 40
II	Média Biomassa Perifítica	40-20
III	Baixa biomassa Perifítica	< 20
Conteúdo de Cinzas		(%)
I	Perifíton Inorgânico	> 75
II	Perifíton Inorgânico-orgânico	50-75
III	Perifíton Orgânico-inorgânico	25-50
IV	Perifíton Orgânico	< 25
Conteúdo de Clorofila-a		(%)
I	Perifíton Autotrófico	> 0,60
II	Perifíton Auto-heterotrófico	0,25-0,60
III	Perifíton Hetero-autotrófico	0,10-0,25
IV	Perifíton Heterotrófico	< 0,10

Foi realizado um Teste *t* para amostras dependentes (Teste *t* pareado) a fim de verificar se houve diferença significativa entre as profundidades analisadas do sedimento em termos de composição granulométrica e teor de matéria orgânica identificados.

Para resumir os padrões observados em cada riacho (Capão Comprido, Cabeça-de-Veado e Jardim) com as variáveis limnológicas analisadas foi utilizada a análise de

Coordenadas Principais (PCoA) (LEGENDRE e LEGENDRE 1998), aplicada a matriz dos dados ambientais (porcentagem de matéria orgânica no sedimento, no seston e no perifiton; teores de clorofila-a no perifiton e no seston; porcentagem de silte e cascalho; turbidez; condutividade; sólidos em suspensão e velocidade da água) de cada córrego, utilizando o pacote Vegan do programa R (OKSANEN *et al.*, 2006). Para realização da análise estatística os dados foram transformados por meio da função standardize do programa R. Neste procedimento as variáveis têm os seus valores subtraído da média e dividido pelo desvio padrão (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

DIAGRAMA METODOLÓGICO



RESULTADOS

FATOR ANTRÓPICO

As sub-bacias foram diferenciadas quanto aos usos predominantes identificados no mapeamento das classes de uso e cobertura do solo. A sub-bacia do córrego Cabeça-de-Veado encontra-se numa Unidade de Conservação de caráter integral, cuja cobertura do solo se dá especialmente por vegetação nativa florestal, campestre e ripária, sendo respectivamente 12 (66,7%), 4 (22,3%) e 1 (5,5%) km² dentre cerca de 18 km² de área total da sub-bacia (Figura 17 e Figura 18). A Estação Ecológica do Jardim Botânico apresenta grande parte de suas fitofisionomias nativas protegidas. Desse modo, a área foi qualificada como “Preservada”.

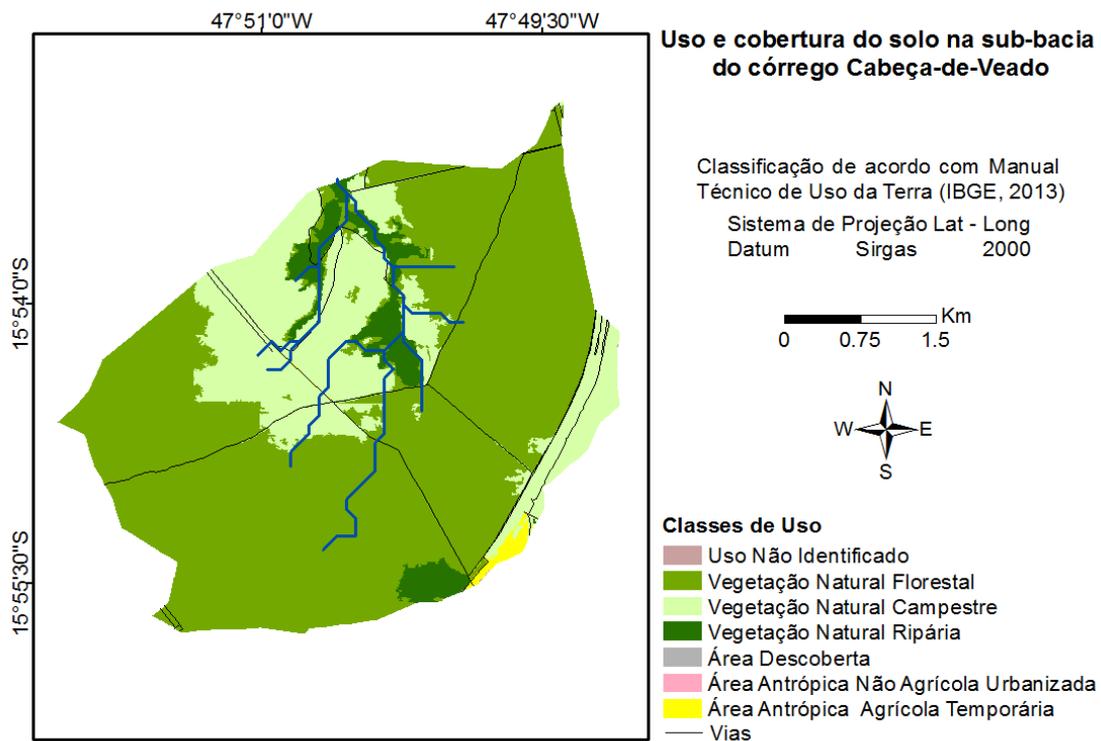


Figura 17. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Cabeça de Veado, localizado no Distrito Federal, Brasil.

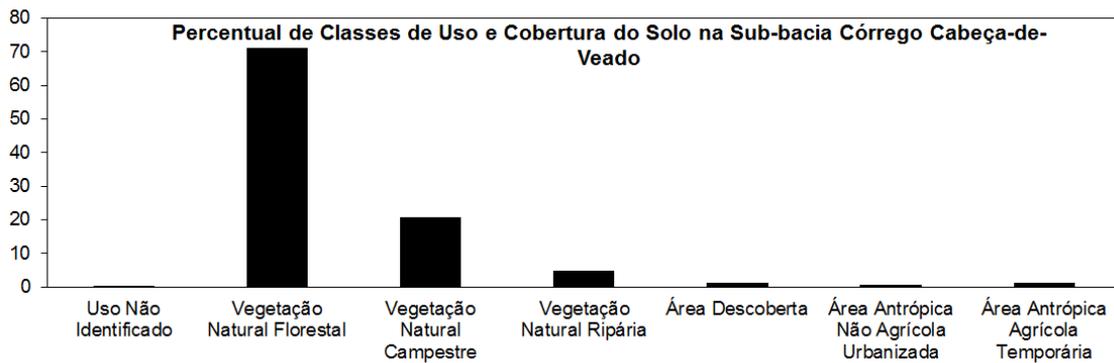


Figura 18. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Cabeça de Veado, localizado no Distrito Federal, Brasil.

A sub-bacia Capão Comprido apresentou proporção relevante de áreas com vegetação campestre natural, sendo aproximadamente 7 km² (53%), de um total de 13 km² de área da sub-bacia (Figura 19 e Figura 20). Contudo, a região apresentou significativa ocupação por atividade agrícola permanente (3,5 km², isto é, cerca de 27% da área). As práticas agrícolas desenvolvidas na sub-bacia Capão Comprido caracterizam-se como agricultura familiar do tipo fruticultura e horticultura (FERRIGO; MINOTI e KOIDE, 2011).

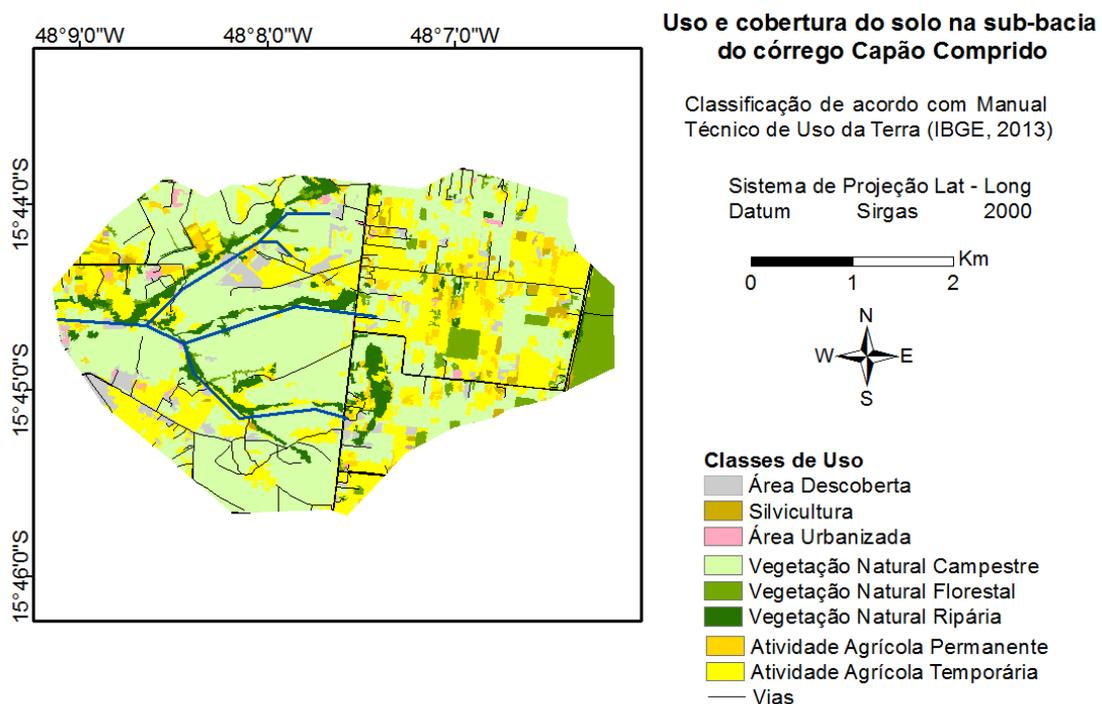


Figura 19. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.

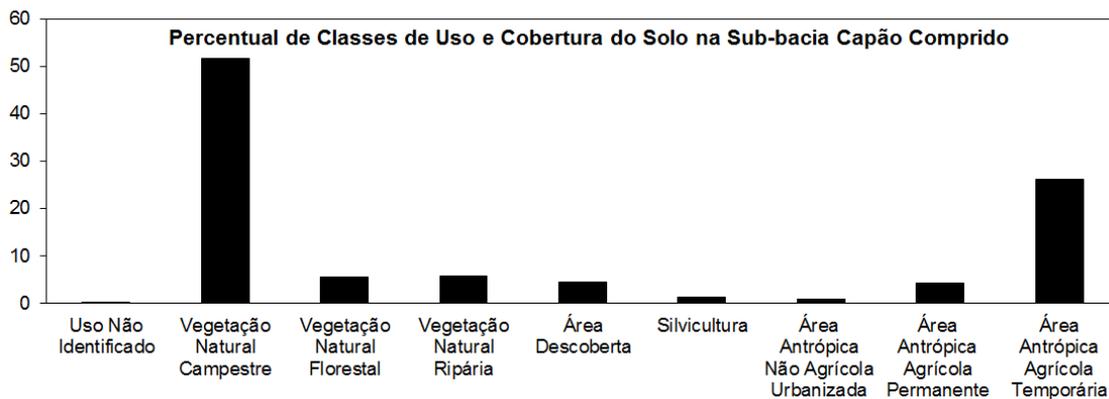


Figura 20. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Capão Comprido.

A região do córrego Jardim, por sua vez, apresentou como principal classe de cobertura do solo a atividade antrópica agrícola de caráter temporário, ocupando área de aproximadamente 11 km² (62,85%), numa área total de 17,5 km² na sub-bacia (Figura 21 e Figura 22). Segundo Chaves *et al.* (2011), esta sub-bacia é caracterizada especialmente pelo desenvolvimento de atividades de agricultura convencional em larga escala.

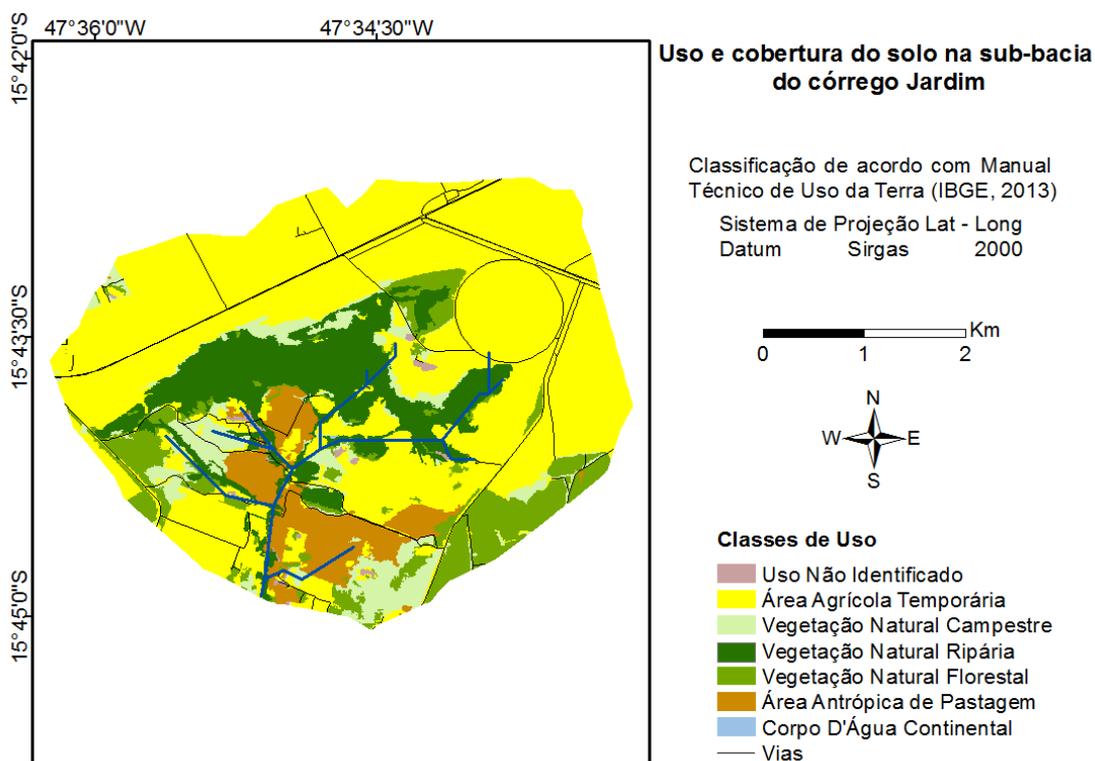


Figura 21. Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.

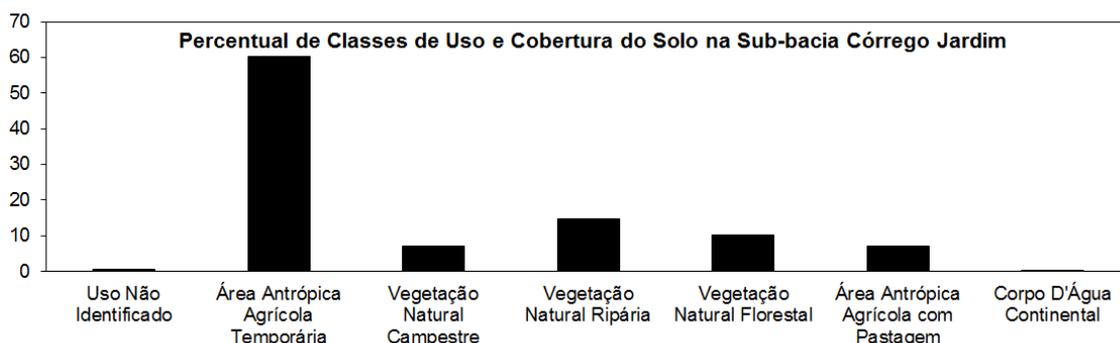


Figura 22. Percentual (%) de área ocupada por cada classe temática na sub-bacia do córrego Capão Comprido, localizado no Distrito Federal, Brasil.

As nomenclaturas referentes ao tipo de uso e cobertura do solo preponderante em cada área de estudo foram adotadas para apresentação dos demais resultados obtidos. Deste modo, o termo “preservado” refere-se ao Jardim Botânico de Brasília localizado na sub-bacia do Córrego Jardim, enquanto que os termos “Agricultura Familiar” e “Agricultura Convencional” referem-se às regiões do núcleo rural de Brazlândia, localizado na sub-bacia do Córrego Capão Comprido e ao núcleo rural Tabatinga, na sub-bacia do Córrego Jardim, respectivamente.

Deste modo, pode-se observar que dentre as áreas sob influência antrópica, a sub-bacia do córrego Capão Comprido apresentou 63% (8,25 km²) de sua área total coberta por vegetação natural e 37% (4,90 km²) ocupada com atividade antrópica. Na sub-bacia do córrego Jardim, por sua vez, este cenário se inverte com cerca de 67% da área total apresentando cobertura antrópica, enquanto que apenas 33% foram identificados como remanescente de vegetação natural (Figura 23).

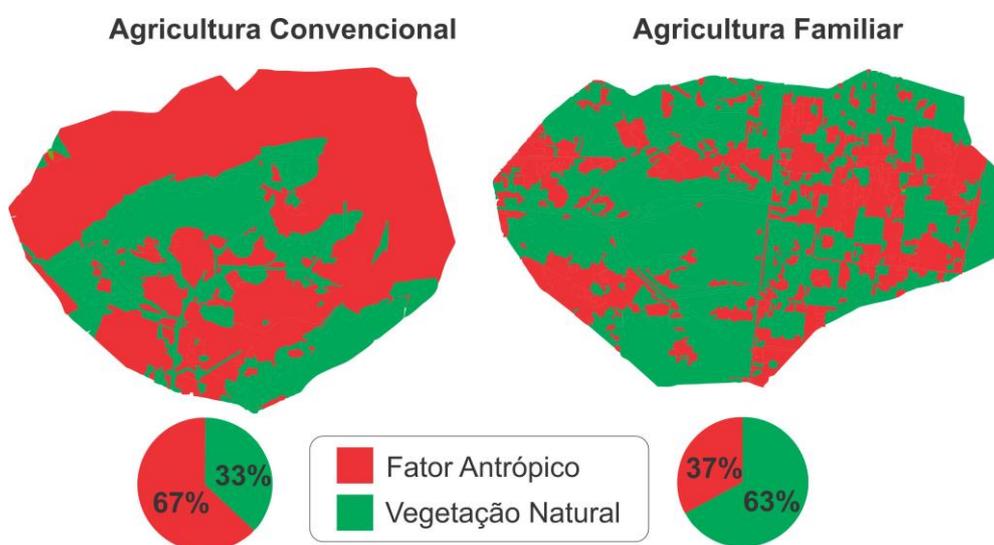


Figura 23. Percentual de cobertura natural e ocupação antrópica nas sub-bacias analisadas.

Com relação ao protocolo de avaliação rápida de habitats aplicado na área de coleta, o córrego Jardim foi classificado como “impactado”, o córrego Capão Comprido como “alterado” e o córrego Cabeça de Veado como “preservado” (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da aplicação do protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats (CALLISTO *et al.*, 2002).

Parâmetros	Preservado	Agricultura Familiar	Agricultura Convencional
1	4	2	2
2	4	0	0
3	4	4	2
4	4	4	0
5	4	4	2
6	4	4	2
7	4	2	0
8	4	4	2
9	4	2	2
10	4	2	2
11	5	2	2
12	5	2	2
13	3	2	2
14	5	0	0
15	5	3	2
16	5	2	2
17	5	3	2
18	5	3	2
19	5	2	2
20	5	2	2
21	5	2	3
22	5	0	0
Pontuação Final	98	51	38

CONTROLES INTERATIVOS

As três localidades apresentaram comportamento diferenciado com relação aos compartimentos analisados, possivelmente em função dos tipos de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica. Quanto às propriedades físicas e químicas da água pode-se observar que os níveis de turbidez e condutividade foram mais elevados nas regiões com atividade agrícola. A temperatura bem como o pH e o oxigênio dissolvido água apresentaram-se dentro da mesma faixa de valores nas regiões. A velocidade de

correnteza bem como o nível da água no ambiente preservado foram relativamente maiores (Tabela 4 e Tabela 5). A largura do leito dos córregos foi similar, permanecendo em torno de 2,60 metros, indicando maior similaridade entre os córregos em função das características da calha.

Tabela 4. Média e desvio padrão das variáveis físicas da água dos córregos estudados.

	Altitude	Largura do córrego (m)	Profundidade do córrego (m)	Fluxo de água (m/s)
Preservado	1023	2,70±0,20	0,50±0,04	0,90
Agricultura Familiar	1089	2,70±0,30	0,35±0,05	0,70
Agricultura Convencional	1011	2,50±0,40	0,30±0,10	0,60

Tabela 5. Média e desvio padrão das variáveis físicas e químicas da água nos pontos de estudo.

	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm ²)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Turbidez (NTU)
Preservado	19,10	5,90 ± 3,50	6,60±0,30	6,70±1,80	2,70±0,70
Agricultura Familiar	21,50	9,60 ± 1,70	7,00±0,30	7,10±0,20	10,90±1,70
Agricultura Convencional	22,10	17,70± 2,20	7,30±0,20	7,50±0,70	16,10±1,50

Verificou-se uma expressiva diferença entre a região preservada e as com o predomínio da atividade agrícola com relação à composição granulométrica do sedimento. O córrego do ambiente preservado apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as duas profundidades analisadas, em todos os tamanhos de grãos, exceto pelo silte. Nas áreas agrícolas não houve diferenças significativas nas profundidades em todas as granulometrias analisadas. A região preservada apresentou maiores frações de cascalho e areia grossa nas duas profundidades analisadas (Figura 24 e Figura 25). Nas demais áreas as concentrações do material grosseiro foram significativamente menores, com aumento na proporção de sedimento fino (Figura 28).

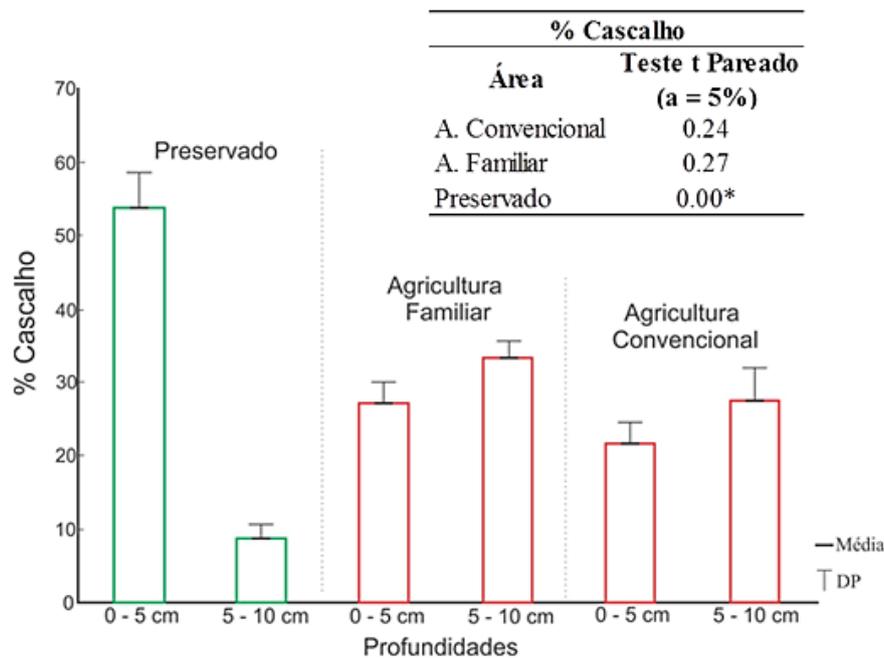


Figura 24. Porcentagem (%) de cascalho nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos estudados. O asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

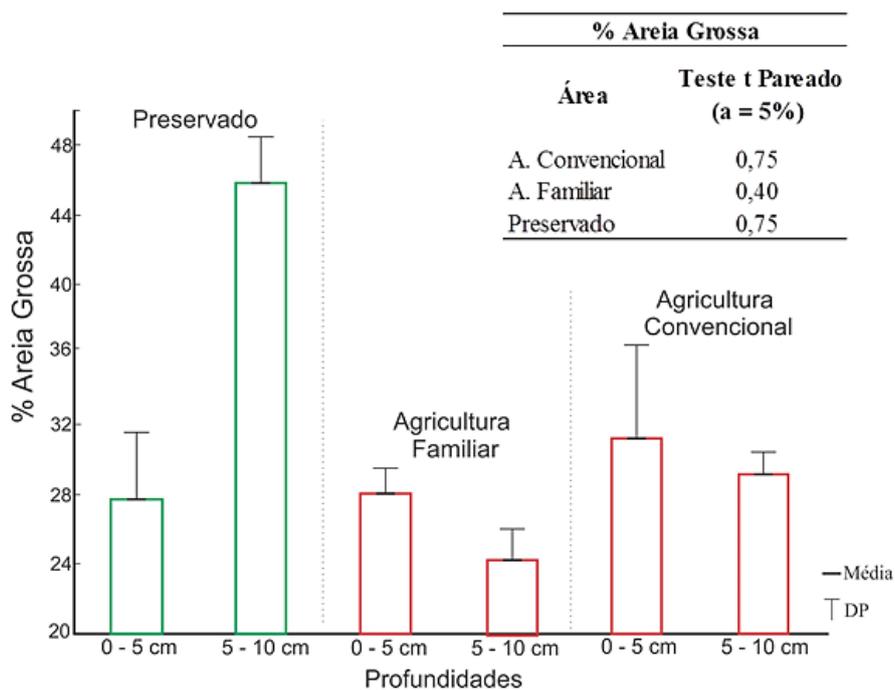


Figura 25. Porcentagem (%) de areia grossa nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado dos córregos. A ausência do asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

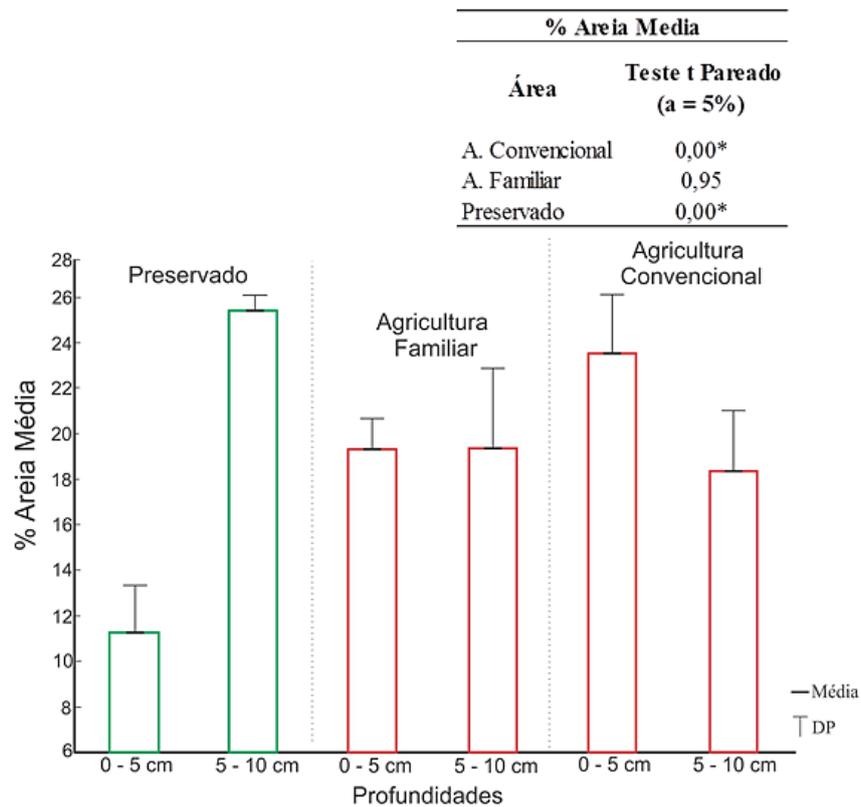


Figura 26. Porcentagem (%) de areia média nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos. O asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

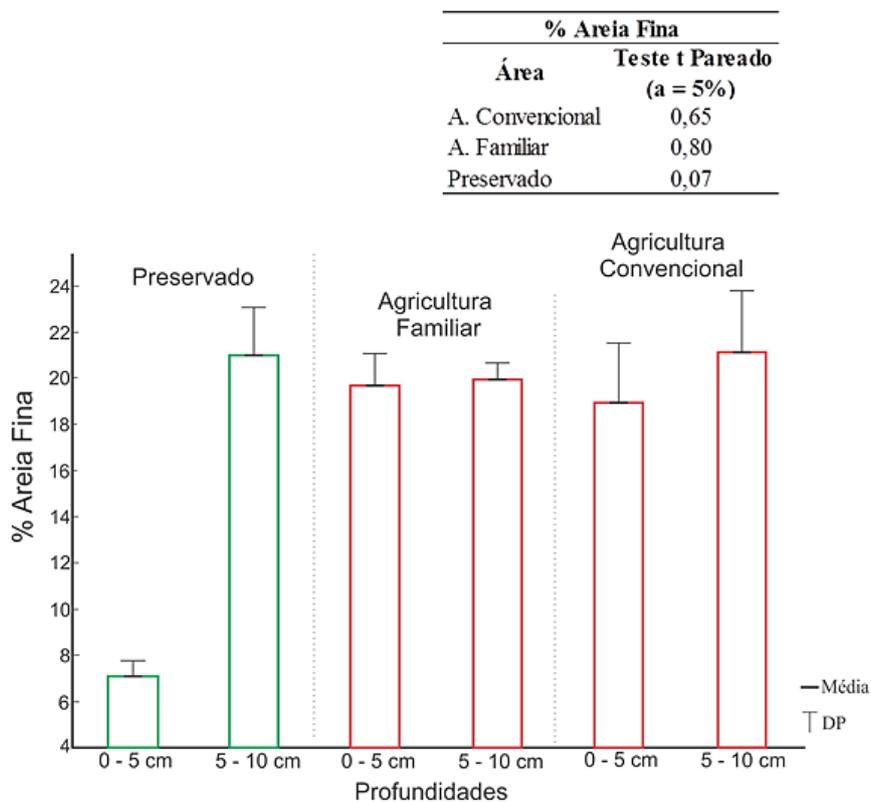


Figura 27. Porcentagem (%) de areia fina nas profundidades 0-5 e 5-10 cm no sedimento depositado dos córregos. A ausência do asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

% Silte	
Área	Teste t Pareado ($\alpha = 5\%$)
A. Convencional	0,13
A. Familiar	0,22
Preservado	0,19

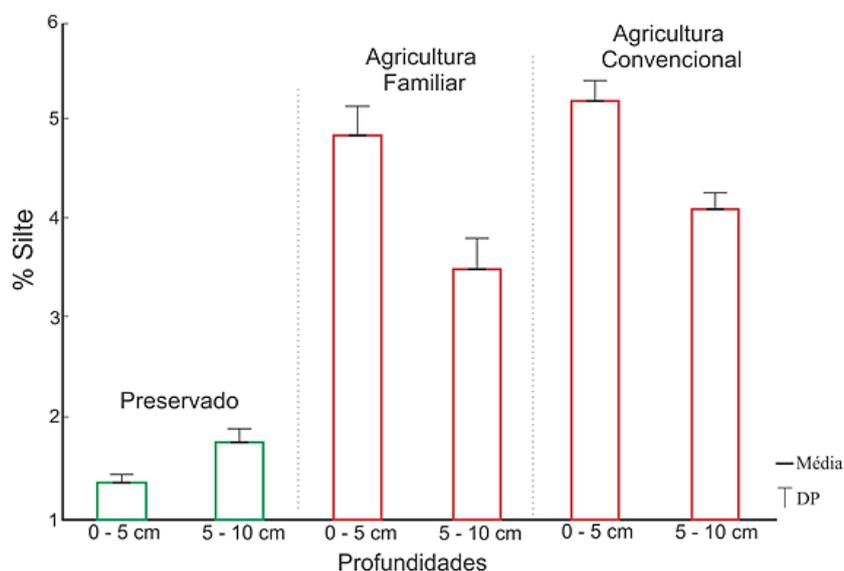


Figura 28. Porcentagem (%) de silte nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado nos córregos. A ausência do asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que não houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

No ambiente preservado foi possível observar o predomínio do cascalho na camada superficial do sedimento (0 - 5 cm), enquanto que na segunda camada houve predomínio de areia grossa, seguida das frações de areia média e fina (Figura 26 e Figura 27). Contudo, em comparação com as áreas alteradas, a quantidade de silte foi pouco significativa, sendo cerca de sete vezes menor que a porcentagem nas áreas com cultivo agrícola.

Nas áreas sob cultivo agrícola a diferenciação das frações granulométricas entre as profundidades analisadas foi menos evidente em comparação com a área preservada. Houve a presença de pedras e pedregulhos *in situ*, especialmente na área preservada, porém o método de análise adotado demonstrou limitação quanto à granulometrias de maior tamanho.

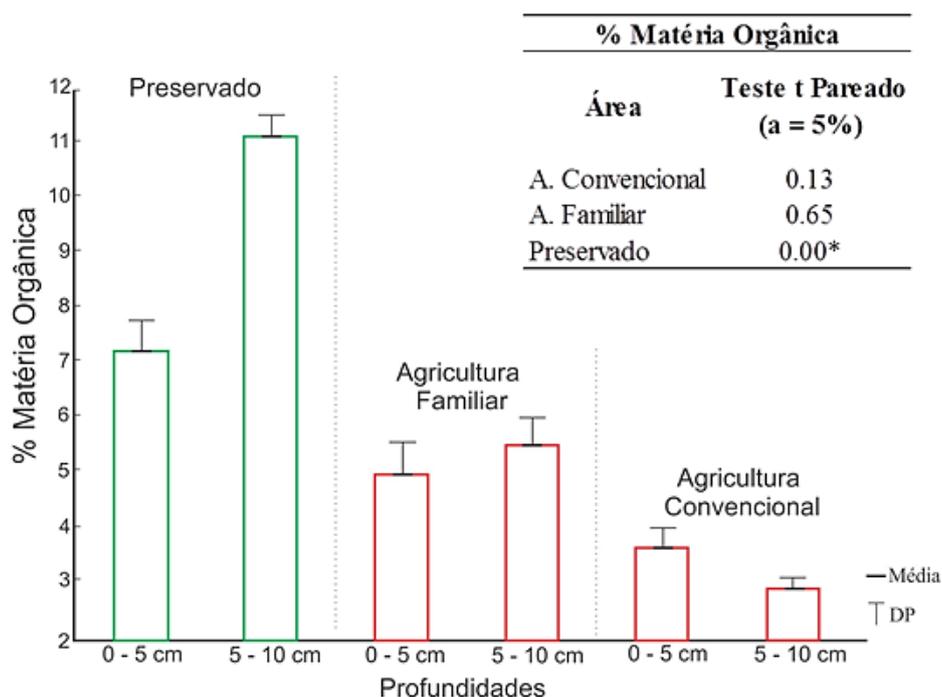


Figura 29. Concentração de matéria orgânica nas profundidades 0-5 e 5-10 cm do sedimento depositado nos córregos estudados. O asterisco (*) sobscrito ao resultado do Teste *t* pareado, ao grau de significância de 5%, indica que houve diferença significativa entre as duas profundidades analisadas.

A concentração de matéria orgânica no sedimento significativamente maior no ambiente preservado quando comparado com os demais, sendo mais pronunciado na camada mais profunda (Figura 29). No que diz respeito à estimativa do índice autotrófico do perifíton foi indicada condição autotrófica em todas as áreas de estudo (Tabela 6).

Tabela 6. Média e desvio padrão da clorofila-a (mg/m^2), porcentagem de clorofila-a e o índice autotrófico do perifíton.

Perifíton	Clorofila (mg/m^2)	% Clorofila	IA
Preservado	$12,30 \pm 2,50$	$1,30 \pm 0,20$	$17,15 \pm 2,70$
Agricultura Familiar	$10,10 \pm 2,80$	$0,40 \pm 0,10$	$20,70 \pm 4,00$
Agricultura Convencional	$71,00 \pm 37,10$	$2,00 \pm 0,85$	$7,20 \pm 2,00$

O índice de Lakatos, por sua vez, possibilitou verificar que as áreas com atividade agrícola convencional e a preservada possuem o “perifíton autotrófico”, enquanto que a região com atividade agrícola familiar apresentou o “perifíton autoheterotrófico”. De maneira geral os três córregos contiveram baixa biomassa perifítica e

foram classificados como “perifíton inorgânico”, baseado na porcentagem de cinzas (Tabela 7).

Tabela 7. Média e desvio padrão da massa seca, porcentagem da matéria orgânica livre de cinzas e a porcentagem de cinzas do perifíton para os córregos estudados.

Perifíton	Massa Seca por m² (g/m²)	Matéria Orgânica (%/m²)	Cinzas (%/m²)
Preservado	1,00 ± 0,10	22,50 % ± 7,40	77,50 ± 7,40
Agricultura Familiar	2,70 ± 0,35	7,70 % ± 2,20	92,30 ± 2,20
Agricultura Convencional	3,50 ± 0,45	13,30 % ± 2,50	86,70 ± 2,50

A quantidade de matéria seca livre de cinzas encontrada tanto no seston quanto no perifíton foi cerca de duas vezes maior no ambiente preservado do que nos demais. Entretanto, a quantidade de clorofila-a nos mesmos compartimentos foi maior na área com “agricultura convencional” (Tabela 8 e Figura 30).

Tabela 8. Média e desvio padrão da matéria seca, porcentagem de matéria seca livre de cinzas e quantidade de clorofila-a do seston para os córregos estudados.

Seston	Sólidos em Suspensão ou Matéria Seca (mg/L)	Matéria Seca Livre de Cinzas (%/L)	Clorofila-a (µg/L)
Preservado	8,65 ± 1,52	23,60 % ± 4,45	0,20 ± 0,10
Agricultura Familiar	10,35 ± 1,50	13,15 % ± 6,10	0,25 ± 0,10
Agricultura Convencional	12,00 ± 1,00	10,95 % ± 3,90	0,40 ± 0,15

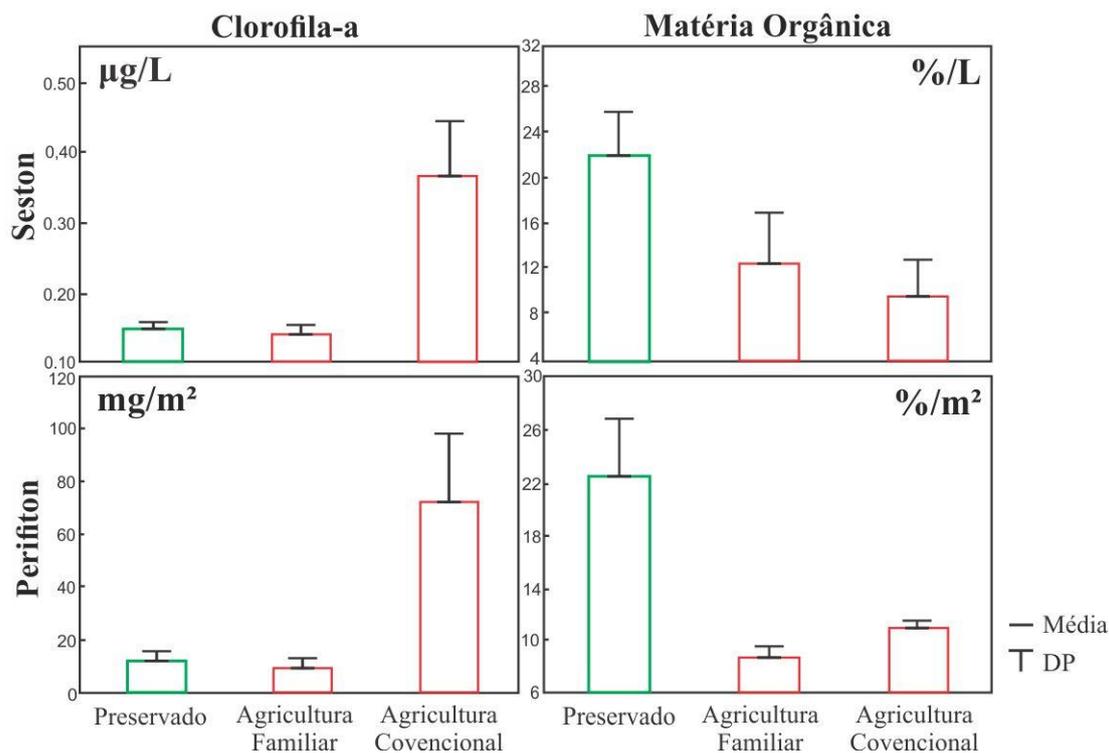


Figura 30. Porcentagem de matéria seca livre de cinzas e da quantidade de clorofila-a no seston e no perifiton.

Foram observados ainda dois tipos de substratos predominantes na coleta de invertebrados bentônicos nos três córregos, sendo um do tipo foliar e outro pedregoso. O índice de similaridade Sorensen entre a comunidade do ambiente preservado e de agricultura familiar foi de 53%, enquanto que com o ambiente de agricultura convencional foi 63%. Verificando ainda os dois ambientes agrícolas o índice de similaridade foi de 40%. No que diz respeito à riqueza EPT, o ambiente com agricultura familiar apresentou a maior percentual (65%), seguido do ambiente preservado (43%) e do ambiente com agricultura convencional (27%).

Com relação às espécies de invertebrados bentônicos, o ambiente preservado apresentou maior riqueza táxons. Além disso, córrego Cabeça-de-Veado (ambiente preservado) apresentou o maior índice de diversidade Shannon Weaver (índice=2,30 nats/ind.) e biomassa por indivíduo (1,14 mg/ indivíduo), seguida da sub-bacia com agricultura familiar (índice=1,90 e 0,96 mg / indivíduo) e agricultura convencional (índice=1,50 e 0,54 mg / indivíduo) (Tabela 9, Tabela 10 e Tabela 11).

Tabela 9. Família, número de amostras, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados no ambiente preservado.

Preservado					
Classe	Ordem	Família	N	Biomassa Total por Família (mg)	Grupo Funcional
Crustacea	Decapoda	Palaemonidae	2	9,90	Filtrador / Generalista
	Coleoptera	Dystiscidae	2	2,60	Predador
Insecta	Diptera	Tipulidae	1	0,50	Geralmente fragmentador, detritívoro e coletor
		Tabanidae	1	0,25	Predador
		Euthyplociidae	1	0,20	Coletor
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	5	4,60	Geralmente coletor. Um pouco Filtrador.
		Gerridae	1	0,55	Predador
	Hemiptera	Naucoridae	1	1,75	Predador
		Veliidae	1	0,25	Predador
		Gomphidae	10	14,10	Predador
	Odonata Anisoptera	Corduliidae	6	14,75	Predador
		Aeshnidae	3	4,65	Predador
		Odonata Zygoptera	Calopterigidae	2	1,20
	Plecoptera	Perlidae	15	7,95	Predador. Detritívoro em estágios iniciais.
	Tricoptera	Hydropsychidae	2	1,45	Geralmente filtradores. Pouco predador e fragmentador
		Sericostomatidae	4	0,60	Geralmente Fragmentadores
	Total:		57		65,30
1,15 mg / indivíduo					

Os indivíduos mais abundantes encontrados no ambiente preservado foram da família Perlidae, da ordem Plecoptera (Figura 31). A família Gomphidae mostrou bem representativa também. Os Odonata são compostos por indivíduos essencialmente predadores. Assim como os adultos, no ambiente aquático as ninfas são eficientes predadoras, devido à presença do lábio preênsil, que é projetado para capturar a presa, trazendo-a até a boca (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014). As larvas alimentam-se de insetos aquáticos, pequenos peixes, girinos, crustáceos e outros invertebrados em geral. Por isso, são importantes na estruturação das teias alimentares nos ecossistemas aquáticos onde habitam.



Figura 31. Família Perlidae da ordem dos Plecoptera.

As larvas, fossadoras em maioria, vivem enterradas em diversos tipos de sedimentos (areia, folhiço, lodo, raízes no barranco e no leito), normalmente em áreas de depósito ou remanso (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014). As famílias Palaemonidae e Corduliidae apresentaram maior representatividade quanto à biomassa no ambiente preservado. Os Palaemonidae, da classe dos Crustácea, são pouco exigentes do ponto de vista alimentar (MUGNAI; NESSIMIAN e BAPTISTA, 2010).

A família mais abundante do ambiente com “agricultura familiar” foi a Hydropsychidae da ordem Tricoptera (Figura 32). Indivíduos desta família geralmente são filtradores e coletores, sendo considerados pouco predadores e fragmentadores (MERRITT e CUMMINS, 1996). A maior biomassa foi observada por parte das famílias Gomphidae e Naucoridae. Os Naucoridae são predadores pertencentes à ordem Hemiptera. Apresentam hábito de capturar e consumir animais inteiros ou se alimentam de partes da presa capturada (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014).

Tabela 10. Família, número de indivíduos, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados do ambiente classificado como agricultura familiar.

Agricultura Familiar						
Classe	Ordem	Família	N	Biomassa Total por Família (mg)	Grupo Funcional	
Insecta	Coleoptera	Girinidae	1	2,40	Predador	
		Chironomidae	1	0,20	Geralmente coletor e filtrador	
	Diptera	Tipulidae	1	0,70	Geralmente fragmentador-detrítivo e coletor	
	Ephemeroptera	Leptohiphidae	2	2,30	Geralmente coletor. Um pouco Filtrador	
	Hemiptera	Naucoridae	9	8,98	Predador	
	Odonata Anisoptera	Gomphidae	2	11,05	Predador	
	Odonata Zygoptera	Calopterigidae	5	5,50	Predador	
	Plecoptera	Perlidae	8	4,80	Predador. Detritívoro em estágios iniciais.	
	Tricoptera	Hydropsychidae	18	9,65	Geralmente filtradores. Pouco predador e fragmentador	
		Odontoceridae	4	1,29	Geralmente fragmentador	
				51	46,55	
	0,95 mg / indivíduo					Índice de Diversidade Shannon Weaver = 1,90



Figura 32 – Família Hydropsychidae da ordem Tricoptera.

Na área com “agricultura convencional” a família mais abundante foi a Dryopidae da ordem Coleoptera (Figura 33). Indivíduos dessa família são relativamente pequenos, entre 1,0 – 9,5 mm, geralmente de coloração preta e corpo pequeno, oval e convexo ou alongado e moderadamente achatado (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014). Geralmente são considerados raspadores e fragmentadores-herbívoros (MERRITT; CUMMINS, 1996).



Figura 33 - Família Dryopidae da ordem Coleóptera.

Tabela 11. Família, número amostral, biomassa seca por indivíduo, grupo funcional (Ramírez e Gutiérrez-Fonseca, 2014) e o índice de diversidade Shannon Weaver dos invertebrados do ambiente classificado como agricultura convencional.

Agricultura Convencional						
Classe	Ordem	Família	N	Biomassa Total por Família (mg)	Grupo Funcional	
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	1	2,35	Predador	
		Dryopidae	29	6,35	Geralmente raspadores, fragmentadores - herbívoros	
		Elmidae	2	0,40	Predador	
	Ephemeroptera	Euthyplociidae	1	0,30	Coletor	
	Hemiptera	Naucoridae	1	0,20	Predador	
		Veliidae	1	0,40	Predador	
	Megaloptera	Corydalidae	2	8,40	Predador	
	Odonata Zygoptera	Calopterigidae	2	0,65	Predador	
	Plecoptera	Perlidae	7	4,35	Predador. Detritívoro em estágios iniciais.	
	Tricoptera	Hydropsychidae	6	5,20	Geralmente filtradores coletores. Pouco predador e fragmentador	
	Total			52	28,55	Índice de Diversidade Shannon Weaver = 1,50
	0,55 mg / indivíduo					

Os indivíduos com maior representatividade quanto à biomassa para a região de agricultura convencional foram os da família Hydropsychidae e Corydalidae. Os Corydalidae são da ordem Megaloptera, que costumam se alimentar apenas de presas vivas, engolindo animais inteiros ou partes da presa capturada (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014). Com relação aos grupos funcionais tróficos de invertebrados verificou-se maior predomínio de predadores no ambiente preservado. No ambiente com agricultura familiar houve queda de 11% seguido do ambiente com

agricultura convencional apresentando somente 16% de predadores. O grupo funcional de raspadores ocorreu somente no ambiente sob agricultura convencional (Figura 34).

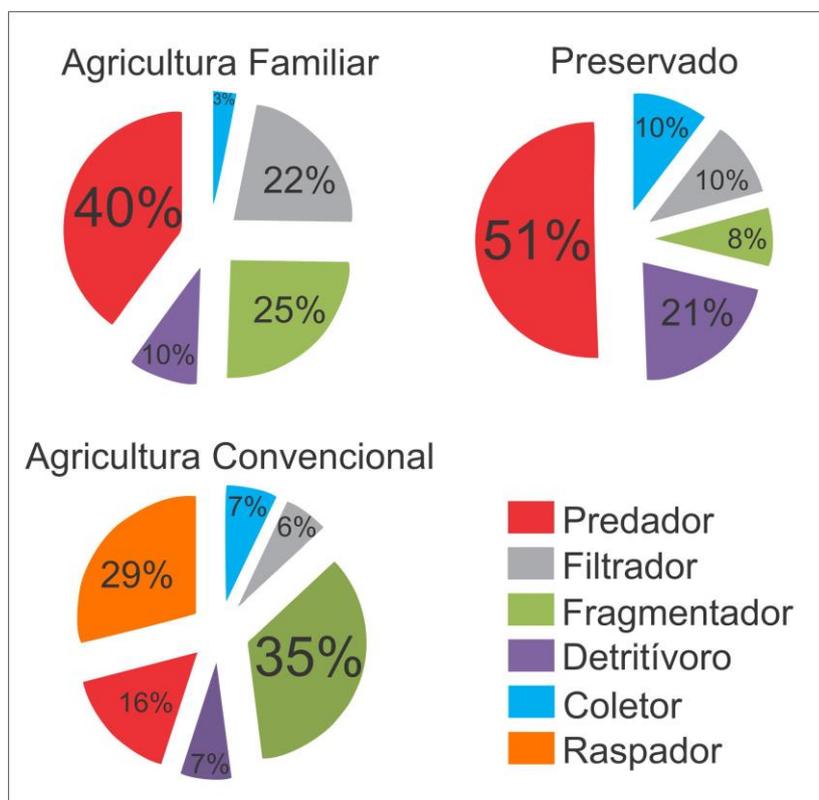


Figura 34. Proporção dos grupos funcionais tróficos de invertebrados nas áreas de estudo.

A integração dos dados físicos, químicos e biológicos por meio da análise estatística de Coordenadas Principais (PCoA) indicou um padrão de separação dos córregos analisados (Figura 35 e Tabela 12). O primeiro eixo da PCoA explicou 86% da variação dos dados enquanto que o eixo 2 foi de 13,40%. A variação relatada por esta ordenação mostrou que os níveis de clorofila-a, porcentagem de silte, condutividade, turbidez e os sólidos em suspensão tiveram uma correlação positiva com os ambientes caracterizados pela atividade agrícola, com destaque para o riacho sob influência da atividade agricultura convencional.

Tabela 12. Loadings dos eixos obtidos da PCoA

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	-0,96	0,27
Turbidez (NTU)	-0,99	-0,07
Velocidade de Fluxo (m/s)	0,99	0,13
Matéria Orgânica no Perifíton ($\%/m^2$)	0,66	0,75
Clorofila-a no Perifíton (mg/m^2)	-0,82	0,58
Sólidos em Suspensão (mg/L)	-0,99	0,06
Matéria Orgânica do Seston ($\%/L$)	0,96	0,29
Clorofila-a do Seston ($\mu\text{g}/\text{L}$)	-0,99	0,15
Silte (%)	-0,95	-0,31
Matéria orgânica do sedimento (%)	0,99	0,12
Cascalho (%)	0,86	-0,51

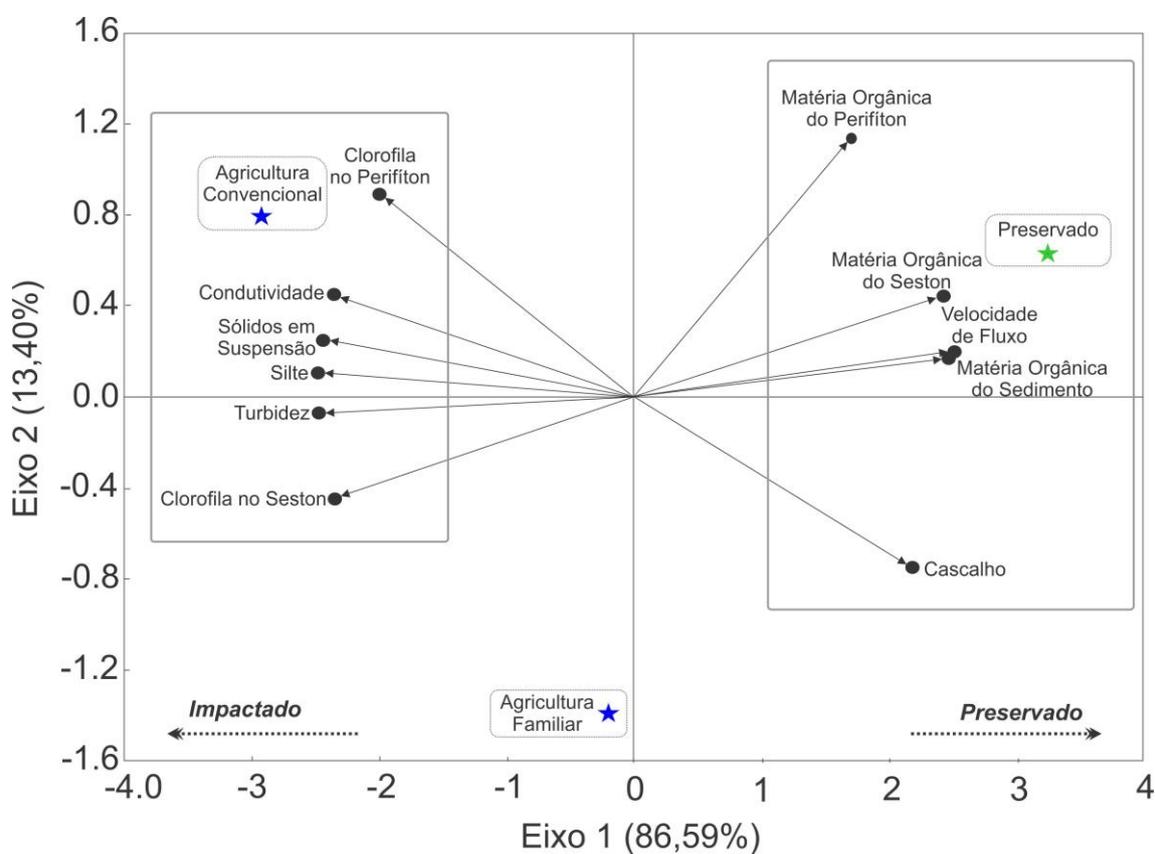


Figura 35. Análise das Coordenadas Principais integrada aos dados físico, químico e biológico das áreas de estudo.

No ambiente preservado as correlações positivas foram associadas aos teores de matéria orgânica no seston, no perifíton e no sedimento, bem como a velocidade de fluxo da água e a porcentagem de cascalho. A região com atividade agrícola familiar,

com estágio intermediário de ocupação e de desenvolvimento de atividades antrópicas demonstrou padrão intermediário de ordenamento na PCoA.

DISCUSSÃO

As bacias de drenagem com influência antrópica e o preservado demonstraram estar sob influências similares no que diz respeito aos fatores de estado naturais, tornando-se possível a análise da integridade ecológica. O fator antrópico foi o principal atributo no que diz respeito ao distanciamento da integridade ecológica entre os ambientes tendo como referência o ecossistema preservado. Com isso, o ecossistema sob influência da agricultura convencional apresentou maior distanciamento do ecossistema preservado diante dos controles interativos observados, seguido do ambiente com agricultura familiar, que demonstrou uma condição de integridade intermediária. O recurso energético armazenado na forma de matéria orgânica, a estrutura dos habitats e a alteração das comunidades de invertebrados bentônicos foram características importantes na determinação da integridade ecológica.

Considerando-se a Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005), pode-se observar que os três corpos hídricos apresentaram padrões de qualidade da água equivalentes à classe 1. Neste caso, prevendo o abastecimento humano, o tratamento simplificado seria suficiente para viabilizar o consumo. Porém, pode-se observar que a Resolução Conama 357, bem como a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433/97), referem-se à água como um recurso no sentido de atender as necessidades e atividades humanas, sem levar em consideração as relações ecológicas que se desenvolvem em torno deste bem.

Os maiores teores de matéria orgânica encontrados no sedimento, no seston e no perifiton e os baixos níveis de clorofila-a no perifiton e no seston evidenciaram que o ambiente preservado apresentou características naturais em conformidade com descrições da literatura. Em Florestas de Galeria, a penetração solar é geralmente reduzida dificultando a realização do processo fotossintético, com isso a principal fonte de energia para o metabolismo destes ecossistemas é a matéria orgânica de origem alóctone (BESCHTA, 1997; ESTEVES e GONÇALVES, 2011; VANNOTE *et al.*, 1980).

Além disso, as características microambientais no Córrego Cabeça-de-Veado demonstraram condições pristinas de córregos de cabeceira do Cerrado, com pH

levemente ácido, baixa condutividade elétrica (até 10 μ S/cm) e temperatura da água no intervalo de 17 a 21°C (FONSECA et al., 2014; ROCHA, 1994). Bezerra (2012) registrou que temperatura máxima no Cabeça-de-Veado em torno de 21,3°C, ocorrendo durante a estação chuvosa (abril), enquanto que a mínima de 19°C foi registrada durante o período de seca (setembro) no ano de 2011. Foi registrada baixa variação nos valores de condutividade, com valores máximo de 3,72 μ S.cm⁻¹ em agosto e mínimo de 2 μ S.cm⁻¹ em julho (Bezerra, 2012). Ainda no mesmo estudo foi registrado o maior valor de turbidez durante a estação chuvosa (1,7 NTU).

A matéria orgânica formada por inúmeros compostos (carboidratos, proteínas, lipídios, compostos húmicos, etc.) em diferentes graus de decomposição pela ação microbiana consome parte do oxigênio dissolvido da água. Desse modo, a decomposição microbiana por meio de organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) interfere no pH do meio, via de regra, abaixando-o, uma vez que, intensos processos de decomposição e respiração têm como consequência a liberação de CO₂, levando a formação de ácido carbônico e íons de hidrogênio (ALLAN e CASTILLO, 2007; ESTEVES, 1998).

No que diz respeito ao sedimento depositado no córrego do ambiente preservado, possivelmente, os pulsos sazonais menos pronunciados possam ter contribuído para a diferença significativa entre as profundidades de investigação ($p > 0,05$), com a presença de granulometrias maiores e maior acúmulo de matéria orgânica levando a maior riqueza de espécies e ao maior índice de diversidade de invertebrados bentônicos identificados (DARROW; PRUESS, 1989). Para os organismos bentônicos que habitam nas superfícies e nas fendas do leito do rio, o substrato fornece o espaço para a maioria ou todos os ciclos de vida, bem como para o forrageamento e refúgio de predadores (ALLAN e CASTILLO, 2007). A estabilidade e a maior gama de tamanhos do substrato geram heterogeneidade de habitats.

Deste modo, os níveis mais elevados de silte observados nos ambientes antropizados possivelmente em função do assoreamento no leito dos corpos hídricos podem exercer influência negativa sobre o habitat de organismos aquáticos por reduzirem a heterogeneidade de habitats, preenchendo os espaços intersticiais no substrato, limitando os recursos alimentares e diminuindo a diversidade de espécies nesses locais (ALLAN e CASTILLO, 2007; COUCEIRO *et al.*, 2009). Este acúmulo também afeta a estabilidade do leito e, conseqüentemente, os regimes de perturbação (GRABOWSKI; DROPPA e WHARTON, 2011).

Outros fatores importantes para análise na alteração da integridade ecológica foram o aumento da turbidez e a ausência de estruturas nas profundidades do sedimento podendo indicar possíveis alterações na estrutura e no funcionamento do ecossistema aquático em função dos regimes de distúrbios mais pronunciados. Segundo Chaves e colaboradores (2011) a bacia do rio Jardim demonstrou um aumento de seis vezes na taxa de erosão em função do uso e cobertura do solo.

Em paisagens com fluxos de drenagem intactos e vegetação ripária natural, pulsos sazonais podem ser menos pronunciados ou inexistentes (SCHADE e FISHER, 1997). Isso se deve ao fato de que em ambientes preservados a infiltração ocorre com mais exatidão em detrimento do escoamento superficial em função da elevada permeabilidade do solo. A impermeabilização das superfícies, por sua vez, pode ser definida como qualquer processo que previne a infiltração da água no solo, tornando-se sinônimo de presença humana a tal ponto que os estudos mostraram que a densidade populacional de uma área está correlacionada com a sua percentagem de cobertura impermeável. As atividades agropecuárias contribuem muito para este processo (ARNOLD e GIBBONS, 1996).

Com o aumento da impermeabilização, a velocidade e o volume do escoamento superficial aumentam, havendo redução do processo de infiltração. O maior volume de escoamento superficial e o aumento da eficiência do transporte de água podem resultar na ampliação da gravidade das inundações com fluxos maiores em volume (ARNOLD e GIBBONS, 1996; PAUL e MEYER, 2001). Oliveira Filho *et al.* (1994), por sua vez, alertam que, a devastação das florestas ripárias tem contribuído para o assoreamento, o aumento da turbidez das águas e a erosão das margens de grande número de cursos d'água do Brasil devido às influências no regime de vazões. O valor de 10% de impermeabilização do solo foi identificado em algumas regiões como o limite no qual começa a degradação dos ecossistemas hídricos devido ao consequente aumento da vazão em rios (BOOTH e JACKSON, 1998; MAY *et al.*, 1999; SCHUELER, 1995).

Os mecanismos pelos quais populações aquáticas persistem em ambientes hidrológicamente perturbados incluem características morfológicas, comportamentais, fisiológicos e o uso de refúgios de fluxo. Os refúgios de fluxo são habitats mantidos pela estabilidade do substrato e baixa tensão hidráulica em diferentes níveis de descarga, apresentando baixas perdas de organismos bentônicos. A disponibilidade de refúgios depende da heterogeneidade espacial dentro do canal do rio, de modo que cada habitat é diferencialmente influenciado pelos impactos físicos das inundações

(LANCASTER e HILDREW, 1993; STATZNER e HOLM, 1989; WINTERBOTTOM *et al.*, 1997).

Dentre as áreas estudadas, o ambiente preservado apresentou indivíduos com maior tamanho de corpo ao se considerar a razão da massa total dos indivíduos capturados pelo número total de indivíduos. Deste modo, em escala local, habitats complexos apresentam ambientes com alta riqueza de táxons, devido à maior disponibilidade de habitats, modificação nas interações bióticas, mudanças na partição dos recursos e no distanciamento dos nichos. A complexidade do habitat pode então alterar a estrutura da assembleia ao condicionar o tamanho do corpo dos animais, uma vez que animais com diferentes tamanhos utilizam diferentes espaços como habitats (SCHMID; TOKESHI e SCHMID-ARAYA, 2002; SCHMID, 2000).

O ambiente com agricultura familiar permaneceu em condição de integridade intermediária. Neste caso, foram identificados níveis de clorofila no seston e no perifiton semelhantes àqueles observados na área preservada, porém pode-se verificar reduções nos estoques de matéria orgânica, modificações na composição granulométrica do sedimento e alterações na comunidade de invertebrados bentônicos equivalentes às registradas no ambiente de agricultura convencional. Tal fato pode ser decorrente do percentual de área ocupada, com grau de intervenção antrópica reduzida em comparação ao ambiente de agricultura convencional, e do tipo de uso e cobertura do solo, com predomínio da agricultura familiar.

A relação da agricultura familiar com os recursos naturais é considerada positiva quando se estabelece de maneira harmônica, com controle do processo produtivo. Seu potencial para promoção da sustentabilidade ecológica diz respeito à sua capacidade de conviver de forma harmônica com ecossistemas naturais, percebidos como um patrimônio familiar. Porém, quando em situação de risco, o que pode ser representado pela escassez de terra frequente com a reprodução das famílias, a agricultura familiar pode vir a atuar de forma nociva ao meio ambiente. O que pode condicionar a realização de atividades mais impactantes sobre os recursos naturais não é, portanto, a natureza do trabalho familiar, mas a ausência de condições para sua reprodução. Dessa forma, o conjunto de instrumentos de política pública, que envolvem a reforma agrária até o crédito, a extensão rural e a educação do campo, são essenciais para garantir que os agricultores familiares ampliem suas potencialidades em conformidade com a necessidade de preservação ambiental (SOARES; MELO e CHAVES, 2009; VEIGA, 1994).

A agricultura convencional no Cerrado pode ser caracterizada pela grande escala de produção, pela mecanização intensa gerando a impermeabilização do solo e pelo uso intensivo de capital, de fertilizantes químicos e de pesticidas. O aumento da escala de produção agrícola provoca a redução dos custos fixos médios e eleva a produtividade física das culturas produzidas, levando assim à maximização da eficiência da produção, dados os recursos econômicos disponíveis. Esse sistema de exploração tem gerando sérios problemas ambientais que motivaram questionamentos sobre a sustentabilidade das técnicas agrícolas tradicionais em um ecossistema frágil como os cerrados brasileiros (CUNHA, 1997; SHIKI; SILVA e ORTEGA, 1997). Na sub-bacia do córrego Jardim, esse tipo de ocupação representa cerca de 70% de sua área total.

Pode-se verificar que o ambiente sob influência da agricultura convencional apresentou níveis mais elevados de clorofila-a no seston e no perifiton, indicando fonte de energia autóctone para o sistema aquático. A presença e a abundância de indivíduos da família Dryopidae (n=29) na região com agricultura convencional parece estar relacionada ao fato deste ambiente apresentar a maior condição autotrófica no perifiton, já que organismos desta família não são capazes de nadar, e por isso vivem agarrados às pedras, onde comumente são considerados raspadores e essencialmente herbívoros (KODADA e JÄCH, 2005; MERRITT e CUMMINS, 1996).

A temperatura bem como o pH e o oxigênio dissolvido água apresentaram-se dentro da mesma faixa de valores, especialmente entre os córregos Jardim e Capão Comprido. Muniz e colaboradores (2013) em coletas realizadas com frequência mensal, entre abril de 2012 e março de 2013, nos córregos Jardim e Capão Comprido observaram valores máximos de temperatura e turbidez entre 24°C e 23,3°C e 45,5 e 16,0 NTU, respectivamente, e valor máximo de condutividade igual a 7,0µS cm⁻¹ para ambos os córregos.

Em pequenos córregos de cabeceira, uma das principais mudanças microambientais decorrentes da retirada da vegetação ripária é o aumento na entrada de energia solar que atinge a superfície do córrego. Este aumento pode afetar uma série de fatores, como a temperatura da água, a produção primária e abundância de insetos (BESCHTA, 1997; BROSOFSKE *et al.*, 1997; FULLER; ROELOFS e FRY, 1986; HILL; RYON e SCHILLING, 1995). Além de possíveis alterações com relação à penetração de luz no ambiente aquático, o parâmetro condutividade elétrica demonstrou alteração. A condutividade elétrica da água é influenciada pela quantidade de íons dissolvidos, aproximadamente proporcionais à sua quantidade, sendo considerado um

parâmetro de determinação rápida para sólidos totais dissolvidos na água (HELLER e PÁDUA, 2006).

O regime de perturbação pode impor restrições para colonização pelos organismos aquáticos. Quando o substrato é móvel ou a intensidade de inundações é alta o suficiente para induzir a mobilidade do substrato, este pode se desestabilizar e, assim, limitar a disponibilidade de refúgios diminuindo a diversidade de organismos bentônicos (WINTERBOTTOM *et al.*, 1997). Em substratos instáveis, forças de cisalhamento locais podem ser mais elevadas durante picos de vazão e potencialmente, atingir os organismos de fundo que são removidos do substrato. O aumento no cisalhamento e na abrasão por partículas de sedimentos transportados são mecanismos que causam perturbação nas assembleias de organismos bentônicos (BOND e DOWNES, 2003; DOWNES *et al.*, 1998; LANCASTER e HILDREW, 1993).

A maior percentagem de ocupação antrópica registrada no ambiente de agricultura convencional pode indicar maior impermeabilização do solo e elevação no escoamento superficial. Estes eventos podem estar associados à grandes picos de vazão na estação chuvosa que desestabilizam encostas e acarretam na queda de árvores (Figura 36).



Figura 36. Árvores caídas. Possíveis consequências dos picos de vazão depois do regime de chuvas na Agricultura Convencional (Autor da foto: Tiago Borges Kisaka).

Os baixos valores de velocidades de correnteza e de profundidade da água nas áreas agrícolas em comparação com a área preservada podem estar relacionado à redução nas taxas de infiltração em detrimento do escoamento superficial no período chuvoso, reduzindo assim a recarga das águas subterrâneas e, conseqüentemente o escoamento de base, o que pode resultar em leitos intermitentes ou secos durante os períodos de baixa vazão (ARNOLD e GIBBONS, 1996; PAUL e MEYER, 2001; POFF *et al.*, 1997). Foi observada na região com agricultura convencional a interferência antrópica direta sobre o fluxo de água com a construção de um pequeno barramento a montante do ponto de coleta para a captação de água (Figura 37).



Figura 37. Barramento à montante do local de coleta feito pelos proprietários das terras para a captação de água. (Autor da foto: Tiago Borges Kisaka).

Com isso, a maior abundância da família Hydropsychidae, da ordem dos Tricoptera observada nos ambientes com ocupação agrícola, especialmente no ambiente com agricultura familiar, pode estar relacionada ao evento de redução da correnteza nos córregos. Segundo BROWN e colaboradores (2005) espécies de Tricoptera da família Hydropsychidae têm seu hábito alimentar facilitado em áreas onde a velocidade de correnteza é reduzida. A alimentação via suspensão na coluna d'água é um modo de forrageamento chave em córregos e rios, onde insetos aquáticos geralmente dominam este meio de alimentação. Em sistemas lóticos larvas de Trichoptera são responsáveis por grande parcela do forrageamento via suspensão (CARDINALE, PALMER e COLLINS, 2002; GEORGIAN e WALLACE, 1981; WALLACE e MERRIT, 1980).

Foi observado ainda um decaimento no grupo funcional de predadores nas regiões com atividade agrícola. Tal mudança pode ser decorrente de alterações nos mecanismos que incluem a modificação da disponibilidade de habitat, aumento da turbidez e o comprometimento da alimentação devido à redução da abundância e diversidade de presas (Figura 38) (BUENDIA *et al.*, 2013). O sucesso de predadores pode depender de vários parâmetros, que incluem o encontro entre predador versus traços específicos da presa, bem como o uso de hábitat, que determina as taxas de encontro. A complexidade de habitat pode desempenhar um papel fundamental na melhoria das taxas de fuga de presas. Em córregos que dependem da decomposição de serapilheira como um recurso primário, os depósitos de folhiço funcionam tanto como um habitat quanto como um recurso (BARBOSA e CASTELLANOS, 2005; KOVALENKO; THOMAZ e WARFE, 2011; RICHARDSON, 1992; SCHMITZ; KRIVAN e OVADIA, 2004).

Nos córregos, portanto, a heterogeneidade espacial é muitas vezes positivamente correlacionada com o número de refúgios espaciais. Vários estudos demonstram que a presença de estrutura e a estabilidade do substrato conferem maior resistência para os predadores e presas em eventos de inundação. Outros têm demonstrado que a presença de refúgios pode estabilizar as relações predador-presa, garantindo a riqueza e abundância de espécies (BROWN, 2003; FLECKER e ALLAN, 1984; MATTHAEI; ARBUCKLE e TOWNSEND, 2000; PALMER *et al.*, 1996).

Vários investigadores têm realizado estudos laboratoriais que sugerem que os predadores podem mais eficazmente capturar presas em substratos mais simples pela falta de refúgio espacial do que em substratos complexos, diminuindo assim a população de presas e aumentando a competição entre os predadores. Estudos indicam ainda que uma proporção aproximadamente constante de predadores para presas só pode ser sustentada se o número de espécies de predadores estiver em conformidade com as classes e os tipos de presas disponíveis (BARBOSA e CASTELLANOS, 2005; FLECKER e ALLAN, 1984; JEFFRIES e LAWTON, 1985).

ambiente com agricultura convencional, os Coleóptera da família Dryopitidae apresentam índice de tolerância 5. Por fim, a família Perlidae com maior abundância registrada do ambiente preservado é pouco tolerante (tolerância igual a 1) (HAUER e LAMBERTI, 2001). A família comum às três áreas, Perlidae, da ordem Plecoptera, é utilizada como indicadora ambiental, com organismos sensíveis às perturbações e que ocorrem principalmente em águas limpas e bem oxigenadas (BISPO e OLIVEIRA, 2007; ROSENBERG e RESH, 1993). Os indivíduos da família Perlidae habitam ambientes lóticos com alta concentração de oxigênio dissolvido na água. As ninfas podem ser detritívoras, filtradoras, coletoras ou predadoras (HAMADA; NESSIMIAN e QUERINO, 2014).

Contudo, a abundância foi significativamente mais baixa nas áreas com predominância do cultivo agrícola em comparação com a área preservada, que apresentou aproximadamente o dobro de indivíduos dessa família. Tal fato, acrescido ao índice de similaridade das comunidades de invertebrados entre as áreas abaixo de 70%, pode indicar um possível distanciamento entre as áreas influenciadas pela atividade antrópica e o ambiente de referência com relação à composição das espécies funcionais destes ambientes.

Diante do comportamento obtido para os controles interativos analisados pode-se observar um padrão para a integridade ambiental, tendo como base as características ambientais da sub-bacia do Córrego Cabeça-de-Veados (Figura 39). Com base nestas características, foram esquematizadas na Figura 40 as principais características relacionadas à alteração da integridade ambiental dos ambientes sob influência agrícola.

Sem a manutenção dos habitats ripários e um manejo adequado nas bacias hidrográficas, a dinâmica dos ecossistemas de córregos pode ser alterada, resultando em um sistema operante bem diferente do que era antes dos distúrbios na bacia de drenagem (DELONG e BRUSVEN, 1994). A manutenção da qualidade da água pode ser sustentada naturalmente em função do papel que as espécies que vivem no leito dos corpos hídricos exercem (GILLER e MALMQVIST, 1998). Contudo, no que diz respeito à integridade ecológica, pode-se observar alteração nas estruturas que mantêm o ambiente aquático em equilíbrio ecossistêmico. O tempo para pesquisa dos ecossistemas que ainda possuem integridade ecológica é curto devido à intensa taxa de modificação dos mesmos. Com isso deve-se salientar a necessidade de conhecimento acerca do comportamento destes ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos.

CONCLUSÃO

- Os menores valores de clorofila-a no seston e no perifiton, somando-se ao acúmulo de matéria orgânica de origem alóctone, sugerem que o ambiente preservado apresenta metabolismo conforme modelos descritos para córregos sombreados, com processo ecossistêmico de respiração predominando ao de produção. Além disso, a heterogeneidade de substrato no leito do corpo hídrico preservado contribuiu para a diversidade de habitats e, conseqüentemente, para a geração de ambientes propícios ao refúgio de fluxo para os organismos, ocasionando maior diversidade de invertebrados bentônicos em comparação com os ambientes sob influência do fator de estado antrópico.

- As sub-bacias com influência antrópica, por sua vez, demonstraram regimes de distúrbio que podem estar diferindo do ambiente preservado no que diz respeito à integridade ecológica. Os maiores valores de condutividade elétrica se comparado com o ambiente preservado foram indicativos indiretos da maior concentração de nutrientes no córrego sob influência da agricultura convencional, explicando assim a maior concentração de clorofila-a no perifiton. Tais observações permitiram inferir que o funcionamento do ambiente aquático em questão tem diferido do comportamento metabólico do ambiente preservado, com indícios de maior produtividade primária em função da remoção da cobertura ripária.

- Em relação aos invertebrados bentônicos, houve maior diversidade no ambiente preservado, enquanto que padrões de ocorrência de indivíduos das famílias Hydropsychidae e Dryoptidae nos ambientes sob influência antrópica ressaltaram alterações na integridade ecológica dos mesmos. A abundância de indivíduos da família Hydropsychidae, pertencente à ordem Tricoptera, demonstrou relação com a menor velocidade no fluxo de água, que possivelmente facilitou o hábito alimentar via suspensão nos ambientes sob influência antrópica. Além disso, a maior concentração de clorofila-a no perifiton como observado no tópico anterior pode ser correlacionada à presença e a abundância dos indivíduos da família Dryoptidae, organismos raspadores essencialmente herbívoros. A menor presença do grupo funcional de predadores, assim como a baixa diversidade de espécies nos córregos Jardim e Capão Comprido podem ser explicadas pela diminuição da heterogeneidade de habitats. Com isso, tem-se redução dos refúgios de fluxos e aglomeração de presas em habitats pouco complexos, onde possivelmente podem ter ocasionado a diminuição abrupta e a maior competição entre predadores.

A metodologia adotada para análise da integridade ecológica com base no estudo dos controles interativos em uma visão ecossistêmica demonstrou-se adequada para análise da integridade ecológica, permitindo observar diferenças quanto à estrutura do habitat, fontes de energia e qualidade da água entre os ambientes sob influência antrópica e aquele em condições prístinas, com eventuais reflexos na composição dos grupos funcionais de invertebrados bentônicos. Tendo como referência as informações instantâneas obtidas pode-se verificar redução no grau de integridade ecológica dos córregos Jardim e Capão Comprido em comparação com o córrego Cabeça-de-Veados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os dados obtidos com base nos invertebrados bentônicos predadores e os indivíduos da família Dryoptidae, Hydropsychidae e Perlidae, aliados às informações relacionadas ao recurso e microambiente subsidiaram a verificação do estado de integridade ecológica nos ambientes sob diferentes padrões de distribuição de uso e cobertura do solo em amostragem única.

Embora as variáveis físico-químicas da água nos ambientes estudados tenham apontado para padrões de qualidade equivalentes à corpos hídricos de classe 1, conforme a resolução CONAMA 357, pode-se observar modificações na integridade ecológica dos mesmos. Isso reforça a necessidade de incorporar na legislação brasileira padrões de qualidade de água mais regionais, integrando dados obtidos por métodos de monitoramento tradicionais àqueles fornecidos pela análise biológica, no que diz respeito à proteção dos ecossistemas aquáticos continentais.

PERSPECTIVAS FUTURAS

A utilização da metodologia de isótopos estáveis de carbono nos compartimentos analisados neste estudo pode vir a complementar as informações sobre a integridade ecológica em córregos com Floresta de Galeria. Esta metodologia é capaz de fornecer informações indiretas sobre a relação entre fotossíntese e respiração, e, portanto sobre a produção primária de uma determinada área. Além disso, por meio da composição isotópica de carbono no solo podem-se obter inferências a respeito do processo de decomposição da matéria orgânica (MARTINELLI *et al.*, 2009).

Desse modo, a abordagem multiparâmetro com a utilização dos isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) nos compartimentos solo, serapilheira, seston, perifiton e sedimento

depositado, aliada aos parâmetros estudados, poderia ser utilizada de forma conjunta como uma ferramenta capaz de indicar com mais acurácia a integridade ecológica desses ambientes (Figura 41).

A assinatura isotópica do carbono provavelmente confirmaria a relação entre os indivíduos da família Dryoptidae com o perifiton no ambiente de agricultura convencional e a relação do Hydropsychidae com o seston, pela facilitação no seu modo de forrageamento. Por fim, aplicando o método de análise isotópica de carbono no solo, serapilheira, sedimento e nos invertebrados bentônicos poderiam ser indicadas modificações na estrutura e no funcionamento das zonas ripárias, por meio das alterações no fluxo de matéria e energia entre a interface do ecossistema terrestre e aquático. Isso facilitaria a tomada de decisão a respeito do nível de integridade ecológica do ecossistema em questão.

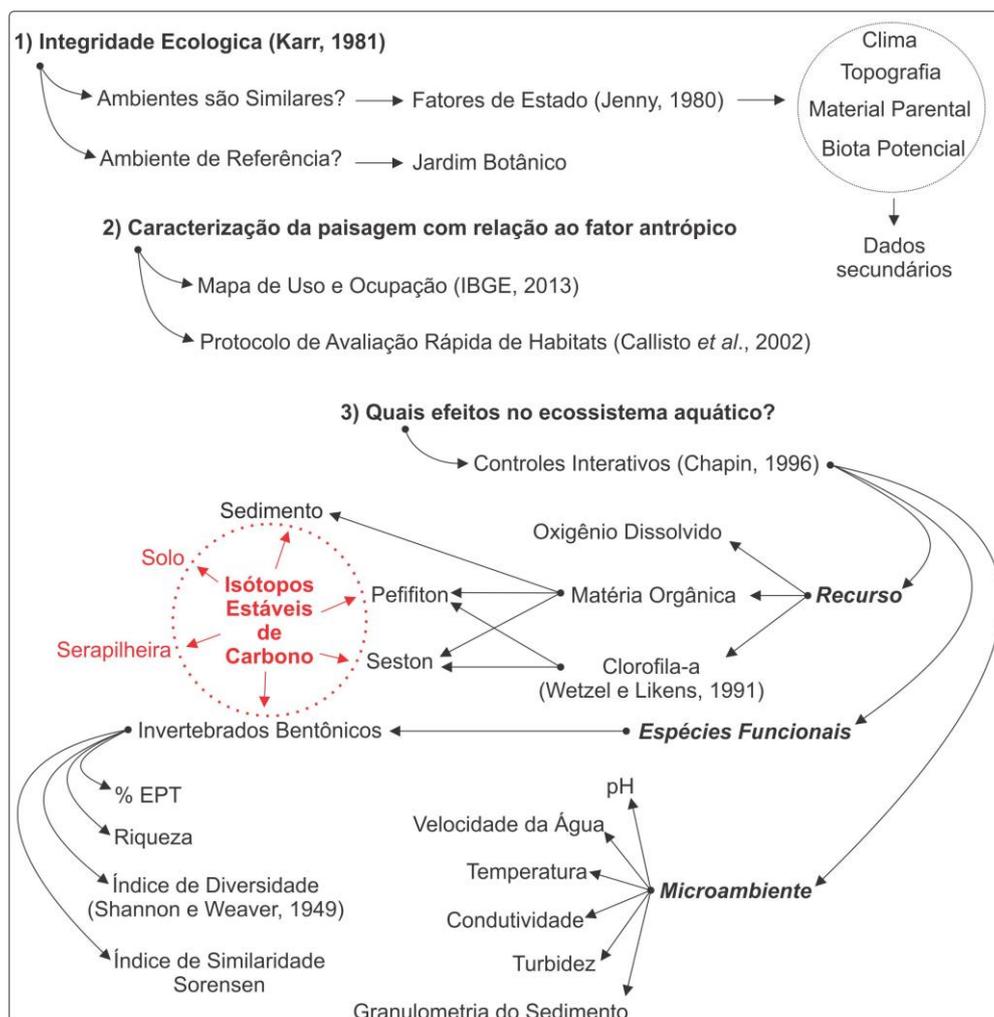


Figura 41 – Diagrama metodológico do estudo com acréscimo da análise isotópica do carbono nos diferentes compartimentos na interface terrestre-aquático.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 656–80, 17 nov. 2001.
- AFONSO, A. A. DE O.; HENRY, R.; RODELLA, R. C. S. M. Allochthonous Matter Input in Two Different Stretches of a Headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). **Braz. arch. biol. technol.**, v. 43, n. 3, 2000.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology - Structure and function of running waters**. 2^o. ed. [s.l.] Springer, 2007. p. 436
- ANDREASEN, J. K. et al. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 21–35, 2001.
- APHA. American Public Health Association. In: **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19^o. ed. New York.: American Public Health Association, 1995. p. 55.
- AQUARIPARIA. **Restauração ecológica de ambientes ripários**. Disponível em: <<http://www.aquariparia.org>>. Acesso em 10 de março de 2014.
- AQUINO, F. DE G. et al. **Cerrado: Restauração de Matas de Galeria e Ciliares**. Brasília, DF: Embrapa Cerrado, 2012. p. 40
- ARNOLD, C. L.; GIBBONS, C. J. Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. **Journal of the American Planning Association**, v. 62, n. 2, p. 37–41, 1996.
- BARBOSA, P.; CASTELLANOS, I. **Ecology of Predator-Prey Interactions**. [s.l.] Oxford University Press, 2005. p. 394
- BARBOUR, M. T. et al. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, n. 2, p. 185–211, 1996.
- BARBOUR, M. T. et al. **Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish**. 2^o. ed. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 1999. p. 339
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology - From Individuals to Ecosystems**. [s.l.] Wiley, 2006. p. 552
- BENDA, L. et al. Geomorphology Of Steepland Headwaters : The Transition From Hillslopes To Channels. **Journal of the American Water Resources Association**, p. 835–851, 2005.
- BENFIELD, E. F. Comparison of litterfall input streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, p. 104–108., 1997.
- BESCHTA, R. L. Riparian Shade and Stream Temperature : An Alternative Perspective. **Rangelands**, v. 19, n. 2, p. 25–28, 1997.
- BEZERRA, F. DE A. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. **Varição Temporal da Decomposição de Detritos Foliares em Córregos de Cabeceira No Cerrado**, p. 109, 2012.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 283–293, 2007.
- BOND, N. R.; DOWNES, B. J. . The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 455–465, 2003.
- BOOTH, D. B.; JACKSON, C. R. Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 33, n. 5, p. 1077–1090, 1998.

- BRASIL. CONAMA, Brazilian Council for the Environment. **Resolution no. 357**, 2005.
- BROSOFSKE, K. D. et al. Harvesting Effects on Microclimatic Gradients from Small Streams to Uplands in Western. **Ecological Applications**, v. 7, n. 4, p. 1188–1200, 1997.
- BROWN, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecology Letters**, v. 6, n. 4, p. 316–325, abr. 2003.
- BROWN, S. A. et al. Seston capture by Hydropsyche siltalai and the accuracy of capture efficiency estimates. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 1, p. 113–126, jan. 2005.
- BUENDIA, C. et al. Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 184–196, fev. 2013.
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 333–345, 1999.
- BUSS, D.; OLIVEIRA, R.; BAPTISTA, D. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339–345, 2008.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 34, p. 91–97, 2002.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2001.
- CARDINALE, B. J.; PALMER, M. A.; COLLINS, S. L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. **Nature**, v. 415, n. January, p. 4–7, 2002.
- CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n. 2, p. 283–288, 2010.
- CHAMBERLIN, T. W.; HARR, R. D.; EVEREST, F. H. Timber harvesting, silviculture, and watershed processes. In: MEEHAN, W. (Ed.). **Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats**. [s.l.] American Fisheries Society, 1991. p. 181–206.
- CHAPIN, F. S.; TORN, M. S.; TATENO, M. The University of Chicago Principles of Ecosystem Sustainability changes use , as seen from of overgrazed lands (Schlesinger of lakes (Schindler agricultural (Francis 1990). Ecosystem who study attempting of goods and services Research on agroforestry. **The American Naturali**, v. 148, n. 6, p. 1016–1037, 1996.
- CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. **Principles Of Terrestrial Ecosystem Ecology**. [s.l.] Springer New York Dordrecht Heidelberg London, 2011. p. 529
- CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. DOS. Ocupação do solo , fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica Land use , landscape fragmentation , and water quality in a small watershed. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambienta**, n. 61, p. 922–930, 2009.
- CHAVES, T. A. et al. Comparação da perda de solo atual em relação ao ambiente natural na bacia do Rio Jardim- DF. **Espaço & Geografia**, v. 14, n. 1, p. 95–125, 2011.
- CLARKE, A. et al. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 9, p. 1707–1721, set. 2008.

- COOPER, J. R. et al. Riparian Areas as Filters for Agricultural Sediment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 2, p. 416–420, 1987.
- COUCEIRO, S. R. M. et al. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 1, p. 89–103, 10 nov. 2009.
- COVICH, A. P.; PALMER, M. A.; CROWL, T. A. The Role of Benthic Invertebrate Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience**, v. 49, n. 2, p. 119–127, 1999.
- CRÉTAZ, A. L. DE LA; BARTEN, P. K. **Land use Effects on Streamflow and Water Quality in the Northeastern United States**. [s.l.] CRC Press, 2007. p. 344
- CUMMINS, K. W. Function Stream Ecosystems. **BioScience**, v. 24, n. 11, p. 631–641, 1974.
- CUMMINS, K. W. et al. Shredders Riparian Vegetation stream invertebrates. **BioScience**, v. 39, n. 1, p. 24–30, 1989.
- CUNHA, G. **Plantio direto**. 39. ed. São Paulo: Saraiva, 1997. p. 28p
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, ago. 2001.
- DARROW, P. O.; PRUESS, K. P. Effects of Substrate on Density of Aquatic Insects in a Southeast Nebraska Stream. **Transactions of the Nebraska Academy of Sciences XVI**, p. 19–22, 1989.
- DAVIES, P.; NELSON, M. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. **Marine and Freshwater Research**, v. 45, n. 7, p. 1289, 1994.
- DAVIS, J. M. et al. Anticipating Stream Ecosystem Responses to Climate Change: Toward Predictions that Incorporate Effects Via Land–Water Linkages. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 909–922, 9 mar. 2013.
- DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Allochthonous Input of Organic Matter from Different Riparian Habitats of an Agriculturally Impacted Stream. **Environmental Management**, v. 18, n. 1, p. 59–71, 1994.
- DEVAI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) in shallow Lake Balaton. **Hydrobiologia**, v. 191, p. 189–198, 1990.
- DOWNES, B. J. et al. Scales and frequencies of disturbances: rock size, bed packing and variation among upland streams. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 625–639, 1998.
- DRUCKER, D. P.; COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 01, p. 65–74, 3 jan. 2008.
- ELLIS, E. C.; RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439–447, out. 2008.
- ESTEVEES, F. A.; GONÇALVES, J. F. J. Etapas do Metabolismo Aquático. In: ESTEVEES, F. DE A. (Ed.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 119–124.
- ESTEVEES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^o. ed. [s.l.] Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FELFILI, J. M. et al. Flora fanerogâmica das matas de galeria e ciliares do Brasil Central. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Eds.). **Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria**. [s.l.] Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 2001. p. 19.

- FERNANDES, A. C. M. Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica. **Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília**, p. 226, 2007.
- FERRIGO, S.; MINOTI, R.; KOIDE, S. Utilização do modelo swat (soil and water assessment tool) na estimativa de produção de sedimentos decorrentes de diferentes cenários de uso do solo na bacia do córrego Capão Comprido no Distrito Federal. **anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–20, 2011.
- FIEBIG, D. M.; LOCK, M. A.; NEAL, C. Soil water in the riparian zone as a source of carbon for a headwater stream. **Journal of Hydrology**, v. 116, p. 217–237, 1990.
- FLECKER, A. S.; ALLAN, J. D. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. **Oecologia**, v. 64, p. 306–313, 1984.
- FOLEY, J. A et al. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570, 22 jul. 2005.
- FONSECA, B. M. et al. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 1, p. 19–33, jan. 2014.
- FONSECA, C. P. Caracterização dos ecossistemas aquáticos do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília-DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 439.
- FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Revista Brasil. Bot**, v. 3, p. 145–158, 2011.
- FOREST, M.; ABELHO, M.; GRAÇA, M. A. S. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest. **Hydrobiologia**, v. 386, p. 147–152, 1998.
- FREITAS-SILVA, F. H.; CAMPOS, J. E. G. Geologia do Distrito Federal. In: **Inventário hidrogeológico e dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal**. Vol.1 part ed. [s.l.] IEMA/SEMATEC/UnB, 1988. p. 86.
- FULLER, R. L.; ROELOFS, J. L.; FRY, T. J. The Importance of Algae to Stream Invertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 5, n. 4, p. 290, dez. 1986.
- GEORGIAN, T. J.; WALLACE, J. B. A Model of Seston Capture by Net-Spinning Caddisflies. **Oikos**, v. 36, p. 147–157, 1981.
- GILLER, P. S.; MALMQVIST, B. **The Biology Of Streams And Rivers**. [s.l.] Oxford University Press, 1998. p. 296
- GOLLADAY, S. W.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Disturbance Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 1987.
- GOMI, T.; SIDLE, R. C.; RICHARDSON, J. S. Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 905–916, 2002.
- GONÇALVES, G. R. Influencia do sedimento em ecossistemas aquáticos. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Eds.). **Qualidade dos sedimentos**. [s.l.] Porto Alegre: ABRH, 2006. p. 315–342.
- GONÇALVES JR, J. F. et al. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologia**, v. 44, p. 40–48, 2014.

- GONÇALVES JR, J. F.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. November, p. 967–973, 2006.
- GONÇALVES JR, J. F.; SANTOS, A.; ESTEVES, F. influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal. **Hydrobiologia**, n. 2002, p. 125–137, 2004.
- GRABOWSKI, R. C.; DROPO, I. G.; WHARTON, G. Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. **Earth-Science Reviews**, v. 105, n. 3-4, p. 101–120, abr. 2011.
- GRAÇA, M. A. S. C. et al. Food quality , feeding preferences , survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, 2001.
- GREGORY, S. V. et al. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540–551, set. 1991.
- GURTZ, M. E.; WEBSTER, J. R.; WALLACE, J. B. Seston dynamics in southern Appalachian streams: effects of clear-cutting. **Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 624–631, 1980.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira : taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014.
- HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in Stream Ecology**. [s.l.] Academic Press, 2001. p. 833
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para o consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. p. 859
- HILL, W. R.; RYON, M. G.; SCHILLING, E. M. Light Limitation in a Stream Ecosystem : Responses by Primary Producers and Consumers. **Ecology**, v. 76, n. 4, p. 1297–1309, 1995.
- HUSZAR, V. L. DE M.; GIANI, A. Amostras da Comunidade fitoplânctonica em água continentais: Reconhecimento de padrões espaciais e temporais. In: BICUDO, CARLOS E. D. M; BICUDO, D. DE C. (Eds.). **Amostragem em Limnologia**. [s.l.] RiMa, 2004. p. 371.
- HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. [s.l.] Univ. Toronto Press., 1970. p. 555
- HYNES, H. B. N. Aquatic insects and mankind. In: **The Ecology of Aquatic Insects**. New York - USA: Preager Publishers, 1984. p. 578–587.
- IBGE. **Manual técnico de uso da terra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- INMET. **Dados meteorológicos de estações automáticas**. Disponível em: < http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_aut_o_graf >. Acesso em: 20 de ago. 2014
- JEFFRIES, M. J.; LAWTON, J. H. Predator-prey ratios in communities of freshwater invertebrates: the role of enemy free space. **Freshwater Biology**, v. 15, n. 1, p. 105–112, fev. 1985.
- JENNY, H. **Factors of soil formation**. New York: McGraw-Hill, 1941.
- KARR, J. R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66–84, 1991.
- KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological Perspective on Water Quality Goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, 1981.
- KIFFNEY, P. M.; RICHARDSON, J. S.; BULL, J. P. Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. **Journal of Applied Ecology**, v. 40, p. 1060–1076, 2003.

- KODADA, J.; JÄCH, M. A. Elmidae Curtis. In: R.G., B.; LESCHEN, R. A. B. (Eds.). **Handbook of Zoology. Volume IV. Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, Beetles.** Berlin, Germany.: Walter de Gruyter, 2005. p. 471–196.
- KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M.; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 1–17, 21 dez. 2011.
- LAKATOS, G. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertö. **Biol. Forschun. für Burg**, v. 71, p. 125–134, 1989.
- LAMOUREUX, N.; DOLÉDEC, S.; SEBASTIEN, G. Biological traits of stream macroinvertebrate communities : effects of microhabitat , reach , and basin filters. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 449–466, 2004.
- LANCASTER, J.; HILDREW, A. G. Characterizing In-stream Flow Refugia. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, p. 1663–1675, 1993.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. J. **Numerical Ecology**. 2. ed. [s.l.] Elsevier, 1998. p. 852
- LOWRANCE, R. et al. Riparian Filters in Watersheds Agricultural. **BioScience**, v. 34, n. 6, p. 374–377, 1984.
- LUCZAK, C.; JANQUIN, M.; KUPKA, A. Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. **Hydrobiologia**, v. 354, p. 87–94, 1997.
- LUZ, L. DA; FERREIRA, M. A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos– analisando os focos das diretrizes brasileira e européia. **REGA**, v. 8, n. 1, p. 19–31, 2011.
- MARGALEF, R. **Limnología**. [s.l.] Ediciones Omega, 2010. p. 1010
- MARQUES-LEITE, G. F. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. **Processos Ecológicos em Zonas Ripárias: O Efeito da Integridade da Vegetação Ripária Sobre as Comunidades Aquáticas em Riachos de Cabeceira**, p. 111, 2013.
- MARTINELLI, L. A. et al. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. [s.l.] Oficina de Textos, 2009. p. 144
- MATTHAEI, C. D.; ARBUCKLE, C. J.; TOWNSEND, C. R. Stream Stable surface stones as refugia for invertebrates during disturbance in a New Zealand stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 1, p. 82–93, 2000.
- MAY, C. W. et al. Effects Of Urbanization On Small Streams in the Puget Sound Ecoregion. **Watershed Protection Technique**, v. 2, n. 4, p. 494, 1999.
- MENDONÇA-GALVÃO, L. et al. Águas do Cerrado do Distrito Federal: biodiversidade, integridade e conservação. In: FAGG, C. W.; MUNHOZ, C. B. R.; SOUSA-SILVA, J. . (Eds.). **Conservação de áreas de preservação permanente do Cerrado**. 1º. ed. Brasilia-DF: CRAD, 2011. p. 21–46.
- MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Brasília: UnB/CNPq, 2012. p. 266
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. USA: Kendall/Hunt, 1996.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. **Environmental pollution**, v. 60, n. 1-2, p. 101–139, jan. 1989.

- MEYER, J. L. et al. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 86–103, 26 jan. 2007.
- MORETTI, M. S. et al. Invertebrates Colonization on Native Tree Leaves in a Neotropical Stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 2, p. 199–210, maio 2007.
- MOZETO, A. A. Sedimentos e Particulados Lacustres: Amostragens e Análises Biogeoquímicas. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Eds.). **Amostragem em Limnologia**. 2^o. ed. [s.l.] São Carlos: RiMa, 2007. p. 295–320.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação dos Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro**. [s.l.] Technical Books, 2010. p. 174
- MUNIZ, D. H. DE F. et al. Caracterização da Qualidade da Água Superficial de Três Corpos Hídricos Rurais do Distrito Federal. **anais do XX simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–8, 2013.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia - Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities**. [s.l.: s.n.]. p. 425
- NAVAS-PEREIRA, D.; HENRIQUE, R. M. Aplicação de índices biológicos numéricos na avaliação da qualidade ambiental. **Rev. Brasil. Biol**, v. 56, p. 441–450, 1996.
- NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89–111, 15 dez. 2004.
- NOVAES PINTO, M. Unidades geomorfológicas do Distrito Federal. **Geografia**, v. 11, n. 21, p. 97–109, 1986.
- NOVAES PINTO, M. Caracterização geomorfológica do Distrito Federal. In: PINTO, N. (Ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2^o. ed. [s.l.: s.n.]. p. 285 – 320.
- NUNES, S. S. et al. A 22 year assessment of deforestation and restoration in riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Environmental Conservation**, v. 1, p. 1–11, 4 nov. 2014.
- OKSANEN, J. et al. **Vegan: Community Ecology Package**.
- OLIVEIRA FILHO, A. T. et al. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, p. 67–85, 1994.
- OSMUNDSON, A. D. B. et al. Flow-Sediment-Biota Relations : Implications for River Regulation Effects on Native Fish Abundance. **Ecological Applications**, v. 12, n. 6, p. 1719–1739, 2002.
- PALMER, M. A. et al. Disturbance and patch . specific responses : the interactive effects of woody debris and floods on Iotic invertebrates. **Oecologia**, v. 105, p. 247–257, 1996.
- PARRON, L. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D. Fluxes of nitrogen and phosphorus in a gallery forest in the Cerrado of central Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1-3, p. 89–104, 28 out. 2010.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. STREAMS IN THE URBAN LANDSCAPE. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 32, p. 333–365, 2001.
- PELEGRI, S. P.; BLACKBURN, T. H. Nitrogen cycling in lake sediments bioturbated by *Chironomus plumosus* larvae under different degrees of oxygenation. **Hydrobiologia**, v. 325, p. 231–238, 1996.

- PETERSON, C. G.; STEVENSON, R. J. Resistance and Resilience of Lotic Algal Communities: Importance of Disturbance Timing and Current. **Ecology**, v. 73, n. 4, p. 1445–1461, 1992.
- POFF, N. L. et al. The Natural Flow Regime. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.
- POLLEY, H. W.; MORGAN, J. A.; FAY, P. A. Application of a conceptual framework to interpret variability in rangeland responses to atmospheric CO₂ enrichment. **The Journal of Agricultural Science**, v. 149, n. 01, p. 1–14, 5 out. 2010.
- RAMÍREZ, A.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. **Revista de biología tropical**, v. 62 Suppl 2, n. April, p. 155–67, abr. 2014.
- RASMUSSEN, J. B. Estimating terrestrial contribution to stream invertebrates and periphyton using a gradient-based mixing model for delta¹³C. **The Journal of animal ecology**, v. 79, n. 2, p. 393–402, mar. 2010.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223–230, 1997.
- RESH, V. H.; CARDÉ, R. T. **Encyclopedia of Insects**. 2. ed. [s.l.] Academic Press, 2009. p. 1024
- REZENDE, R. D. S.; GONÇALVES JR, J. F.; PETRUCIO, M. M. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 01, p. 23–34, 2010.
- RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L. DA; SILVA, J. C. S. **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. [s.l.] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 2001. p. 899
- RIBEIRO, N. B.; JOHNSON, R. M. F. Integridade Ecológica. **anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 12, 2013.
- RICHARDSON, J. S. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. **Freshwater Biology**, v. 27, n. 2, p. 169–176, abr. 1992.
- RIOS, S. L.; BAILEY, R. C. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 153–160, 2006.
- ROCHA, A. J. A. Caracterização limnológica do Distrito Federal. In: PINTO, M. N. (Ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. [s.l.] Universidade de Brasília, 1994. p. 681.
- RODRIGUES, A. S. DE L. Uma visão holística sobre os ecossistemas fluviais. **Revista da Biologia**, v. 2, p. 8–11, 2009.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993. p. 488
- SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental - Conceitos e Métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. p. 495
- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, n. 1-4, p. 113–24, jul. 2010.
- SCHADE, J. D.; FISHER, S. G. Leaf litter in a Sonoran Desert stream ecosystem. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 3, p. 612–626, 1997.

- SCHARENBROCH, B. C.; BOCKHEIM, J. G. Impacts of forest gaps on soil properties and processes in old growth northern hardwood-hemlock forests. **Plant and Soil**, v. 294, n. 1-2, p. 219–233, 19 abr. 2007.
- SCHMID, P. E. Fractal Properties of Habitat and Patch Structure in Benthic Ecosystems. In: **Advances in ecological research**. [s.l.] Academic Press, 2000. v. 30p. 339–401.
- SCHMID, P. E.; TOKESHI, M.; SCHMID-ARAYA, J. M. Scaling in stream communities. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 269, n. 1509, p. 2587–94, 22 dez. 2002.
- SCHMITZ, O. J.; KRIVAN, V.; OVADIA, O. Trophic cascades: the primacy of trait-mediated indirect interactions. **Ecology Letters**, v. 7, n. 2, p. 153–163, 4 fev. 2004.
- SCHUELER, T. **Planning for urban stream protection. Metropolitan Washington: Council of Governments**. [s.l.] Metropolitan Washington Council of Governments, 1995. p. 232
- SCHWARZBOLD, A.; ESTEVES, F. A.; PANOSO, R. F. Relações entre peso seco e clorofila do perifiton em gunçao de diferentes idades e épocas de coletas de pecíolos de Eichhornia azarea. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, p. 493–515, 1990.
- SENA-SOUZA, J. P. et al. Mapeamento Geomorfológico da Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, escala 1:100.000. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 314, p. 1–38, 2013.
- SHANNON, C. E.; WEAVER, W. A Mathematical Theory of Communication. **Urbana: University of Illinois Press**, p. 379–423, 1949.
- SHIKI, S.; SILVA, J. G.; ORTEGA, A. C. **Agricultura, meio ambiente e sustentabilidade do Cerrado Brasileiro**. Uberlândia: EMBRAPA/CNPAMA, 1997. p. 257–266.
- SMOCK, L. A. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. **Freshwater Biology**, v. 10, p. 375–383, 1980.
- SOARES, I. F.; MELO, A. C. DE; CHAVES, A. D. C. G. A AGRICULTURA FAMILIAR: Uma alternativa para o desenvolvimento sustentável no município de Condado – PB. **Informativo Técnico Do Semi-Árido Grupo Verde De Agricultura Alternativa (GVAA)**, v. 3, n. 1, p. 56–63, 2009.
- STATZNER, B.; HOLM, T. F. Oecologia Original papers Morphological adaptation of shape to flow: Microcurrents around lotic macroinvertebrates with known Reynolds numbers at quasi-natural flow conditions. **Oecologia**, v. 78, p. 145–157, 1989.
- STEIN, H.; SPRINGER, M.; KOHLMANN, B. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 4, p. 267–275, nov. 2008.
- STEVENSON, R.; BAHLS, L. Periphyton protocols. In: BARBOUR, M. . et al. (Eds.). **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition)**. Washington, DC.: U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, 1999. p. 1–23.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia. Edgard Blücher**. São Paulo: Edgard Blücher, 1973. p. 317
- TIERNEY, G. L. et al. Monitoring and evaluating the ecological integrity of forest ecosystems. **Front Ecol Environ**, v. 7, n. 6, p. 308–316, 2009.

- TOWNSHEND, J. R. G. **Global Change Report: improved global data for land applications : a proposal for a new high resolution data set.** Edição 20 ed. [s.l.] IGBP, 1992. p. 87
- VAN DE BUND, W. J.; GOEDKOOP, W.; JOHNSON, R. K. Effects of Deposit-Feeder Activity on Bacterial Production and Abundance in Profundal Lake Sediment. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 13, n. 4, p. 532–539, 1994.
- VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, jan. 1980.
- VEIGA, J. E. DA. Problemas da Transição à Agricultura Sustentável. **Estudos Econômicos**, v. 24, p. 1–16, 1994.
- WALLACE, J. et al. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102–104., 1997.
- WALLACE, J. B.; MERRIT, R. W. Filter-Feeding Ecology of aquatic insects. **Ann. Rev. Entomol.**, v. 25, p. 36–38, 1980.
- WARD, J. V; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. Biodiversity Of Floodplain River Ecosystems : Ecotones. **Regul. RiTers: Res. Mgmt.**, v. 15, p. 125–139, 1999.
- WATERS, T. F. **Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control.** Universidade da Califórnia: American Fisheries Society, 1995. p. 251
- WETZEL, R. G. Recommendations for future research on periphyton. In: WETZEL, R. G. (Ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems.** [s.l.] Developments in Hydrobiology, 1983. p. 339–346.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses.** [s.l.] Springer-Verlag, 1991. p. 391 p
- WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. **Hydrobiologia**, v. 353, p. 107–119, 1997.
- WHITEMAN, G. et al. Bringing Feedback and Resilience of High-latitude Ecosystems into the Corporate Boardroom. **A Journal of the Human Environment**, v. 33, n. 6, p. 371–376, 2004.
- WINTERBOTTOM, J. et al. Field experiments on flow refugia in streams. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 3, p. 569–580, jun. 1997.
- YU, X. et al. Forest classification based on MODIS time series and vegetation phenology. **anais do X International Geoscience and Remote Sensing Symposium**, v. 4, p. 2369–2372, 2004.

ANEXO A - PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DE HABITAT

Localização: _____			
Data da coleta: _____			
Hora da coleta: _____			
Tempo (situação do dia): _____			
Modo de coleta (coletor): _____			
Tipo de ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura: _____			
Profundidade: _____			
Temperatura da água: _____			
Parâmetros	Pontuação		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial; urbana (fabricas, siderurgicas, canalização, mudanças no curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto	Óleo / industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva	Opaca ou colorida
8. Odor do Sedimento de fundo	Nenhum	Esgoto	Oléo/industrial
9. Oleosidade do Fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/ Cascalho	Lama / areia	Cimento / canalizado

Parâmetros	Pontuação			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipo de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados: Pedacos de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos	10 a 30 % de habitats diversificados: disponibilidade de habitats insuficiente; substratos frequentemente modificados	Menos de 10% de habitats diversificados: ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para a fixação dos organismos
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bom desenvolvidas: rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio	Trechos rápidos podem estar ausentes: rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio	Rápidos ou corredeiras inexistentes
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25%	Geralmente com lâmina da água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalendo em nascentes)	Seixos abundantes; cascalho comum	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso
15. Deposição de lama	Entre 0-25% do fundo coberto por lama	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama	Entre 50 a 75% do fundo coberto por lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama

16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama: ausência de deposição nos remansos	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama: 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens: entre 30 a 50% do fundo afetado: deposição moderada nos remansos	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado: remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal	Alguma canalização presente, normalmente próxima à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos	Alguma modificação presente nas duas margens: 40 a 80% do rio modificado	Margens modificadas: acima de 50% do rio modificado
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposta	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa. Incluindo árvores, arbustos ou macrófitas. Mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal"	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa: desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal"	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa: desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal"	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado

20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão	Moderadamente instável; entre 30 - 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes	Instável; muitas áreas com erosão/ frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 50 e 100% da margem
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m: sem influencia de atividades antrópicas	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18m: mínima influencia antrópica	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m: influência antrópica intensa	Largura da vegetação ripária menor que 6 metros: vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifíton	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifíton abundante e biofilme	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas