

UNIVERSIDADE FEDERAL DO TRIÂNGULO MINEIRO  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS E EXATAS

Hivana Priscila Campos Amorim

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE  
DA ÁGUA UTILIZANDO BIOINDICADORES

UBERABA – MG  
SETEMBRO/2018

Hivana Priscila Campos Amorim

Avaliação da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água utilizando  
bioindicadores

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Instituto de Ciências Tecnológicas e Exatas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anhê

Co-orientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

UBERABA-MG

2018

**Catálogo na fonte: Biblioteca da Universidade Federal do  
Triângulo Mineiro**

A543a Amorim, Hivana Priscila Campos  
Avaliação da influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água  
utilizando bioindicadores / Hivana Priscila Campos Amorim. -- 2018.  
68 f. : il., fig., graf., tab.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) -- Univer-  
sidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 2018

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anê

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Paula Milla dos Santos Senhuk

1. Bacias hidrográficas. 2. Água - Qualidade. 3. Ecossistemas - Manejo. 4.  
Impacto ambiental. 5. Indicadores biológicos. I. Anê, Ana Carolina Borella  
Marfil. II. Universidade Federal do Triângulo Mineiro. III. Título.

CDU 556.51

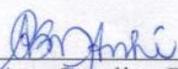
HIVANA PRISCILA CAMPOS AMORIM

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA  
ÁGUA UTILIZANDO BIOINDICADORES

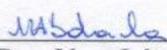
Dissertação apresentada à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, para obtenção do título de mestre.

Aprovada em 04 de setembro de 2018

Banca Examinadora:

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Ana Carolina Borella Marfil Anê  
Orientadora – PPGCTA – UFTM

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Elcides Rodrigues da Silva  
Membro Titular – UFTM

  
\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Vera Lúcia Abdala  
Membro Titular – IFTM

Dedico à minha família (minha mãe Nazaré, meu irmão Sandro e meu sobrinho Rafael), à eles que são minhas dores e meus amores, meu início, meu meio e meu fim!

## AGRADECIMENTOS

À DEUS por tudo que eu tenho, ou melhor, por todos que eu tenho! Pois as pessoas são a melhor parte da jornada! Obrigada Senhor por todas as portas abertas e as fechadas também! Sei que cada uma delas faz parte importante de tudo isso! Apenas OBRIGADA POR TUDO MEU PAI!

À minha Mãe Oxum, por me presentear com seu brilho, sua doçura, sua força, determinação e persistência!

A meu Pai Ogum por me dar força e coragem sempre!

A meu Pai Oxóssi pela fartura do alimento do corpo e da mente!

Aos meus amados Guias que me conduziram até aqui!

À minha mãezinha Nazaré por seu apoio, amor e dedicação incondicional!

Ao meu irmão Sandro por sempre torcer por mim.

Ao meu sobrinho Rafael que, com sua inocência e curiosidade me proporcionou descontração nos momentos em que eu mais precisei.

Ao Prof. Dr. Renato Farias do Valle Júnior por compartilhar comigo seu conhecimento no início desta jornada.

À minha querida amiga e parceira de mestrado que deixou saudades, Marcinha Rodrigues Torres.

Ao senhor Ariovaldo Fernandes Monteiro por sua generosidade e tudo o que fez por mim e minha família, o que contribuiu significativamente para esta conquista.

Aos professores do PPGCTA pelo compromisso e dedicação.

Agradeço especialmente ao Prof. Dr. Afonso Pelli por sua ajuda incomparável no meu aprendizado, por abrir as portas de seu laboratório para me receber e compartilhar comigo seus conhecimentos e seu tempo! Sua ajuda foi imprescindível!

À coordenação do PPGCTA, nas pessoas do Prof. Dr. Júlio Cesar de Souza Inácio Gonçalves e Prof. Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira pelo acolhimento, prestatividade, compreensão e empenho em nos atender bem sempre.

À Luciana, secretária do PPGCTA, pelos mil e um pedidos sempre atendidos com um grande sorriso.

A minha orientadora Profa. Dra. Ana Carolina que, além da enorme e imensurável contribuição para o desenvolvimento do meu projeto e da minha formação, a todo momento me mostrou que orientação é muito mais do que compartilhar uma publicação, é formar pessoas... pessoas que vão formar outras pessoas e que, nesse caminho não se pode deixar a compreensão,

o acolhimento e a humanidade de lado pois, como dizia nosso gênio Charles Chaplin: “Não sois máquina, homem é que sois...”

À minha co-orientadora Profa. Dra. Ana Paula por igual acolhimento e carinho, boa vontade e disponibilidade em me auxiliar sempre.

Aos colegas do Mestrado que tornaram mais alegres nossos momentos e sempre estenderam a mão quando precisei de ajuda. Em especial ao William Raimundo Costa, Marcos Vinicius Matheus, Amanda Biscalquini e Francisco Netto.

Aos membros da banca pela importante contribuição para o aprimoramento deste trabalho.

Aos meus amados amigos que sempre estiveram ao meu lado (mesmo que virtualmente e de coração sempre!), torcendo pelo meu sucesso e ficando feliz por mim a cada conquista: Juliana Meira, Kliszilla Paula Ávila, Michelly Conrado, Cristiane Monteiro, Ana Paula Costa, Aline França e Daniela Miranda.

À minha prima maravilhosa Edilene Marinho por tudo que sempre fez e faz pela minha felicidade!

Ao meu GRANDE e ETERNO amigo Otoniel Santana Teles e sua família linda! Nem posso agradecer por nada em especial, porque vocês sempre fizeram parte de TUDO!

À todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Ao suporte financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

“A persistência é o caminho do êxito.”

Charles Chaplin

## RESUMO

Ecossistemas aquáticos têm sido alterados significativamente por diversos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas. Nesse contexto, torna-se necessária uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição e macroinvertebrados bentônicos tem-se mostrado eficientes. Assim, o objetivo do estudo foi avaliar a qualidade ambiental das microbacias Lanoso e Mangabeiras (Uberaba-MG) em função do uso e ocupação do solo utilizando bioindicadores. Para esta avaliação adotou-se: BMWP, grupos tróficos funcionais (GTF), índices de diversidade, equitabilidade e dominância, análises físico-químicas, aplicação de Protocolo de Avaliação Rápida e SIG para mapear o uso e ocupação do solo. Foi observado que locais menos alterados tiveram BMWP mais elevados, maiores diversidades e equitabilidade e, menor dominância. Os mais alterados apresentaram menores BMWP, diversidade e equitabilidade e, maior dominância de organismos tolerantes à poluição. A avaliação GTF também foi compatível com a qualidade da água, indicando maior diversidade e distribuição para ambientes preservados e, evidente dominância de grupos tolerantes à poluição e menor diversidade em ambientes mais alterados. Houve queda na qualidade da água da estação chuvosa para a seca, normalmente, acompanhada de decaimento nos índices biológicos e estatísticos de diversidade ecológica, menor diversidade de grupos funcionais e predomínio evidente de grupos tolerantes. O decaimento progressivo de qualidade da água observado no sentido montante-jusante em ambas as microbacias apresentou correlação moderada negativa, pelo coeficiente de *Spearman*, com aumento da degradação ambiental das APP's nas nascentes e, moderada positiva com o percentual da área das microbacias ocupado por Agricultura. Foi perceptível o decaimento progressivo de qualidade da água observado de L1 à L3 na microbacia Lanoso e de M1 à M2 na microbacia Mangabeiras. O decaimento da qualidade da água no sentido montante-jusante está estreitamente relacionado ao estado de conservação das APP's das nascentes que abastecem os respectivos afluentes onde foram coletados os macroinvertebrados. Aqueles que contaram com a contribuição de nascentes com bom estado de conservação apresentaram índices bióticos mais elevados e à medida que houve aumento na degradação das APP's foi registrado queda na qualidade da água.

Palavras-chave: Biomonitoramento, Ecossistemas aquáticos, Bacias Hidrográficas, Preservação nascentes, APP.

## ABSTRACT

Aquatic ecosystems have been significantly altered by several environmental impacts from anthropogenic activities. In this context, an integrated assessment of the ecological effects caused by multiple sources of pollution and benthic macroinvertebrates has proved to be efficient. Thus, the objective of the study was to evaluate the environmental quality of the micro-basins of Lanoso and Mangabeiras (Uberaba-MG) as a function of soil use and occupation using bioindicators. BMWP, functional trophic groups (GTF), indexes of diversity, equitability and dominance, physical-chemical analysis, application of Rapid Assessment Protocol and GIS to map land use and occupation were used for this evaluation. It was observed that less altered places had higher BMWP, greater diversity and equitability, and lower dominance. The most altered presented smaller BMWP, diversity and equitability and, greater dominance of organisms tolerant to the pollution. The GTF assessment was also compatible with water quality, indicating greater diversity and distribution for preserved environments, and the evident dominance of groups tolerant to pollution and less diversity in more altered environments. There was a decrease in water quality from the rainy season to drought, usually accompanied by decay in the biological and statistical indexes of ecological diversity, lower diversity of functional groups and evident predominance of tolerant groups. The progressive decay of water quality observed upstream and downstream in both microbasins presented a moderate negative correlation, by the *Spearman* coefficient, with an increase in the environmental degradation of the PPAs in the springs and a moderate positive with the percentage of the microcatchment area occupied by Agriculture. Progressive water quality decay observed from L1 to L3 in the Lanoso microbasin and from M1 to M2 in the Mangabeiras microbasin was perceptible. The water quality decay in the upstream-downstream direction is closely related to the state of conservation of the PPAs of the sources that supply the respective tributaries where the macroinvertebrates were collected. Those that had the contribution of springs with good state of conservation had higher biotic indexes and as there was increase in the degradation of the PPPs, a decrease in water quality was registered.

Keywords: Biomonitoring, Aquatic Ecosystems, Hydrographic Basins, Preservation springs, APP.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1– Localização das microbacias no município de Uberaba - MG. ....	31
Figura 2 – Pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos nas microbacias Lanoso e Mangabeiras.....	32
Figura 3 – Coleta de macroinvertebrados bentônicos utilizando rede de mão.....	33
Figura 4 – Médias mensais de precipitação e temperatura do ar nas microbacias estudadas no período de novembro/2016 a dezembro/2017. ....	38
Figura 5 – Estrutura trófica funcional dos macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados .....	42
Figura 6 – Mapa de uso e ocupação do solo nas microbacias Lanoso e Mangabeiras.....	44
Figura 7– Mapa das AID's definidas em torno dos pontos de coleta (AID) .....	45
Figura 8 – Mapa das APP's das nascentes das microbacias Lanoso e Mangabeiras.....	46
Figura 9 – Mapa das APP's ao longo dos cursos d'água nas microbacias Lanoso e Mangabeiras .....	47

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 – Classificação das água pelos índices de diversidade ecológica e BMWP.....	39
Tabela 2 – Parâmetros físico químicos da água nos pontos amostrados .....	43
Tabela 3 – Matriz de correlação entre índices bióticos e o uso e ocupação do solo n .....	48

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA – Área de Preservação Permanente

APP – Área de Preservação Permanente

BMWP – *Biological Monitoring Working Party Score System*

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio.

DQO – Demanda química de oxigênio

PAR – Protocolo de Avaliação Rápida

pH – Potencial hidrogeniônico

PPGCTA - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

RN – Coeficiente de Rugosidade

UN – *Union Nation* (Nações Unidas)

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA</b> .....	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>17</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	17
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>18</b>
3.1	RECURSOS HÍDRICOS: IMPORTÂNCIA E FRAGILIDADES .....	18
3.2	POLUIÇÃO DAS ÁGUAS .....	18
3.3	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA .....	20
3.4	MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	22
<b>3.4.1</b>	<b>Biomonitoramento de qualidade da água</b> .....	<b>23</b>
3.4.1.1	<i>Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores</i> .....	24
3.4.1.1.1	Índices bióticos .....	26
<b>3.4.2</b>	<b>Protocolo de avaliação rápida</b> .....	<b>27</b>
3.5	INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	28
3.6	CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO DE UBERABA.....	29
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>31</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	31
4.2	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS .....	33
<b>4.2.1</b>	<b>Índice biótico</b> .....	<b>34</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Índice de diversidade ecológica</b> .....	<b>34</b>
4.3	PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA.....	35
4.4	MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA.....	36
4.5	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO .....	36
4.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	37
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>38</b>
5.1	CONDIÇÃO BIOLÓGICA DAS ÁGUAS .....	38
5.2	INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA ..	44
5.3	CORRELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES BIÓTICOS E O USO E OCUPAÇÃO DOS SOLO .....	48
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>50</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>51</b>

<b>APÊNDICE A</b> .....	<b>59</b>
<b>APÊNDICE B</b> .....	<b>60</b>
<b>APÊNDICE C</b> .....	<b>62</b>
<b>APÊNDICE D</b> .....	<b>64</b>
<b>APÊNDICE E</b> .....	<b>65</b>
<b>ANEXO A</b> .....	<b>66</b>

## 1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O constante aumento da degradação ambiental está frequentemente relacionado a alterações não planejadas no uso da terra (GUERRA; CUNHA, 1996). Aumentos na produtividade agrícola têm sido acompanhados, muitas vezes, por múltiplos e diversos impactos ambientais, devido à expansão de lavouras, ao mau uso de inseticidas, erosão e lixiviação dos solos cultiváveis (SANCHES, 2008).

O manejo inadequado do solo, sem a observância dos limites e riscos de degradação ambiental, tem provocado o desenvolvimento de processos erosivos acelerados (GUERRA; CUNHA, 1996). Destaca-se o desmatamento de grandes áreas para a agropecuária, muitas vezes não planejada que, expõe o solo aos agentes erosivos potencializando a erosão natural, perdas de solos, nutrientes e perturbando consideravelmente o meio ambiente (SANCHEZ, 2008).

As alterações dos parâmetros de qualidade das águas podem estar relacionadas a características pedológicas, declividade e tipo de uso e cobertura do solo, que regulam a quantidade de sedimentos e concentrações químicas que são carregados para os cursos d'água, sendo a agricultura e pecuária importantes fontes de poluição difusa (SANTOS, 2005). Nesse contexto, as ações antrópicas sem planejamento do uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas são uma das principais causas para a baixa disponibilidade hídrica. Alterações significativas em ecossistemas aquáticos têm como consequência nota-se expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003; VALLE JR. et al., 2012).

Sendo os rios coletores naturais das paisagens recebendo materiais, sedimentos e poluentes de sua bacia de drenagem acabam refletindo o uso e ocupação do solo das áreas vizinhas. Os principais processos degradantes decorrentes de atividades humanas nas bacias de drenagem são assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, com consequente redução da diversidade de habitats e micro habitats e eutrofização artificial (CALLISTO et al., 2002; GOULART; CALLISTO, 2003).

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada por meio da medição de alterações nas concentrações de variáveis físico-químicas, metodologia que traz algumas vantagens como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema também

apresenta desvantagens, como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. Além disso, o monitoramento físico-químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e micro habitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (GOULART; CALLISTO, 2003).

As comunidades biológicas, no entanto, refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica) (BARBOUR et al., 1999), pois apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (ALBA-TERCEDOR, 1996). Portanto sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (CALLISTO et al., 2003).

O monitoramento biológico é realizado principalmente por meio da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, sendo que os principais métodos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas entre outros (BARBOUR et al., 1999).

Dentre os organismos aquáticos utilizados em biomonitoramentos, os macroinvertebrados bentônicos são frequentes e tem-se mostrado eficientes para avaliação de impactos de atividades antrópicas (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, 2000; GOULART; CALLISTO, 2003). Esta preferência se deve ao tamanho dos organismos (visíveis a olho nu), serem de fácil amostragem, existência de técnicas padronizadas e que não requerem equipamentos caros (ALBA-TERCEDOR, 1996), além de serem relativamente sésseis, possuírem ciclos de vida curtos, refletindo mais rapidamente à mudanças ambientais, hábitos alimentares intrinsecamente ligados aos sedimentos os quais tendem a acumular toxinas, estruturas e funções ecológicas complexas revelando maior variabilidade de respostas a diferentes tipos de impactos ambientais (CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; HELLAWELL, 1986; REECE; ROSENBERG; RESH, 1993; WARD et al., 1995).

Neste contexto, estudos de qualidade da água são importantes para verificar possíveis impactos provenientes do uso e ocupação do solo nos ecossistemas aquáticos e saúde dos corpos hídricos. Assim foi investigado os efeitos do uso do solo nas comunidades de macroinvertebrados em duas microbacias no município de Uberaba. Além de serem utilizadas para atividades característica da região (agricultura e pecuária), estas microbacias fazem parte

da Área de Preservação Permanente do Rio Uberaba (APA - Rio Uberaba), o que reforça a necessidade de verificação de relação entre as atividades desenvolvidas na região e a qualidade da água que abastece o município.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade ambiental das microbacias Lanoso e Mangabeiras em Uberaba-MG em função do uso e ocupação do solo utilizando bioindicadores.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conhecer as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nas microbacias;
- Determinar os índices ecológicos de estrutura das comunidades e analisar a estrutura trófica dos macroinvertebrados bentônicos;
- Determinar qualidade da água nos pontos de coleta utilizando o índice biológico BMWP;
- Caracterizar estado de conservação dos pontos de coleta e entorno por meio do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR);
- Analisar dados físico-químico dos cursos d'água amostrados;
- Mapear o uso e ocupação do solo nas microbacias;
- Calcular percentual conservado das Áreas de Preservação Permanente (APP) no entorno dos pontos de coleta, segundo legislação vigente;
- Calcular percentual conservado das APP's nas nascentes das microbacias, segundo legislação vigente;
- Calcular déficit de APP nas nascentes e ao longo dos cursos d'água;
- Verificar a relação do uso e ocupação do solo na qualidade da água nestas microbacias.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 RECURSOS HÍDRICOS: IMPORTÂNCIA E FRAGILIDADES

Aproximadamente 80% da Terra é composta por água, porém, 97% deste volume encontra-se nos oceanos, restando apenas menos de 3% como reserva de água doce. Teoricamente esta seria a quantidade disponível para consumo, mas é bom lembrar que as geleiras representam 77%, enquanto que 22% são águas subterrâneas sobrando apenas 1% em águas superficiais (rios, lagos, represas e açudes). Mais de 60% do consumo humano é provido por reservas subterrâneas (LIMA, E., 2001).

Mesmo em estimativas otimistas, sabe-se que a água é um recurso que fica mais escasso a cada dia e, não é apenas a falta de chuvas responsável pela menor disponibilidade de água, mas sim um conjunto de fatores que leva ao desequilíbrio do ciclo hidrológico. E mesmo diante da dependência óbvia de todos os seres vivos em relação a disponibilidade de água, há apenas poucos anos a gestão deste recurso passou a ser prioridade (LIMA, J.E.F.W., 2001; FUCHS, 2012).

Embora o Brasil estando em situação privilegiada pois, detém 19% da água doce disponível no mundo, não são raros os episódios de escassez e racionamento de água. Portanto o cenário é preocupante e tem chamado a atenção de governantes, comunidades científicas e sociedade civil organizada diante da fragilidade dos ciclos naturais que renovam este recurso (RESENDE, 2002; LIMA, J.E.F.W., 2001).

Não diferente do restante do mundo, o Brasil começa a experimentar a crescente perda da qualidade de água como resultado do aumento das atividades produtivas e do crescimento populacional comum aos países em desenvolvimento. Como a perda da qualidade da água é um problema ainda irreversível, resta voltar a atenção para as estratégias de economia, gestão e preservação controlando efetivamente as agentes e processos que levam a contaminação da água (RESENDE, 2002).

#### 3.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Muitas vezes, devido à natureza dinâmica das águas, não é possível determinar a origem do contaminante e por isso ocorre a difusão da poluição. São muitas as formas de poluição da água, podendo ser por detritos (material plásticos de inúmeras embalagens, lixo doméstico),

compostos orgânicos ou inorgânicos, substâncias químicas muitas vezes tóxicas, nutrientes e microrganismos nocivos à saúde (RESENDE, 2002).

O recurso hídrico não é um sistema isolado, está em constante troca com o solo e atmosfera, portanto a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e ações antrópicas que acontecem na bacia hidrográfica e que, poderão ser percebidas a curto, médio ou longo prazo (FUCHS, 2012).

É comprovada a influência do manejo do solo na qualidade da água. A remoção da vegetação, diversas práticas de preparo do solo e despejos agrícolas estão entre os responsáveis pela alteração química das águas. Portanto em regiões onde há predomínio de agropecuária o solo tem importante contribuição nas características física e químicas da água (FUCHS, 2012; VEIGA et al., 2003).

Assim, os corpos d'água podem receber grandes quantidades de nutrientes, sobretudo em áreas com solos desprotegidos. Eles são lixiviados juntamente com outras partículas e, uma vez na água, atuarão como contaminantes trazendo diversas consequências nocivas não apenas as águas superficiais como também as subterrâneas. Mesmo a presença destes nutrientes fazendo parte natural do ciclo da água e a maioria sem efeitos comprovadamente prejudiciais, dois particularmente são limitantes nos ecossistemas aquáticos (nitrogênio e fósforo).

Governantes e comunidade acadêmica tiveram enfim, sua atenção voltada a necessidade de compreender a estreita relação entre o uso do solo e os recursos hídricos a partir do evento, em escala mundial, de crescimento populacional. O tema foi abordado no documento *Perspectivas da Urbanização Mundial (World Urbanization prospects)* publicado pelas Nações Unidas (UN) em 2008 quando, pela primeira vez, o número de habitantes nas áreas urbanas se igualou às zonas rurais. Portanto diante da necessidade de ampliações da malha urbana para comportar a nova realidade demográfica nas cidades, estabeleceu-se o quadro permanente de constante pressão sobre o meio a fim de suprir as necessidades humanas. A partir deste momento o tema uso e ocupação do solo e suas consequências, ainda desconhecidas, sobre o meio tornou-se recorrente nas discussões de conferências e debates em torno de políticas e medidas que comportassem todo esse processo de transformação.

Porém, a realidade dos acontecimentos ultrapassou a velocidade dos estudos e planejamentos quando ainda em 2014, de acordo com revisão de relatório da UN, contava-se mais de 54% da população mundial em áreas urbanas, com previsão de que se eleve à 66% até 2050. Assim um complexo enigma entre os planejamentos construídos sobre a realidade de outrora diante da realidade do porvir se constituiu nas mãos de governantes diante do dever da tomada de decisões assertivas que conduzissem à mitigação da pressão sobre os recursos

naturais como mudanças na paisagem, impactos sobre a biodiversidade, alterações climáticas, escassez de água e, exposição e vulnerabilidade das populações a elas (MORGADO, 2016; UN, 2009; 2014).

Foi neste cenário que, não apenas a expansão da malha urbana para acomodar áreas residenciais como também a ampliação das fronteiras agropecuárias para maior produção de alimentos, passou a exercer fortes e intensas pressões sobre os ecossistemas naturais sobretudo o hídrico pois, crescimento demográfico e desenvolvimento socioeconômico estão quase sempre acompanhados por aumento na demanda de água (BUENO, 2005; VANZELA et al., 2010).

### 3.3 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA

Há várias décadas, os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo alteração por conta da ação humana e suas diversas atividades (mineração, construção de barragens, desvio do curso natural e retificação dos rios, lançamentos de efluentes domésticos e industriais, desmatamentos e degradação do solo devido ao mal uso sobretudo em áreas sensíveis ambientalmente como regiões ripárias. Portanto atividades antrópicas tanto em áreas urbanas quanto rurais representam impactos sobre os recursos hídricos configurando fontes múltiplas e difusas de poluição (GOULART; CALLISTO, 2003; VALLE JR. et al., 2013).

Neste contexto solo e água são, portanto, recursos primordiais à manutenção da vida humana e também do modelo socioeconômico instituído atualmente os quais, tem suas disponibilidades diretamente relacionadas ao uso consciente e planejado tanto de um quanto de outro pois, o tipo de cobertura do solo resulta em distintos comportamentos dos atributos do solo e água (VALLE JR., 2008).

O uso e a ocupação do solo estão intrinsecamente ligados ao escoamento superficial e aporte de sedimentos no leito dos mananciais podendo refletir na qualidade e quantidade de água disponível. Erosão acelerada, carreamento de grandes quantidades de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas para o leito dos rios são consequências do uso não planejado do solo que, além dos prejuízos à agropecuária afeta também os corpos d'água pois geram assoreamento e poluição devido ao aumento da concentração de sólidos e nutrientes com a consequente eutrofização das águas superficiais. Dessa forma a ausência de boas práticas de uso do solo não reflete apenas na capacidade produtiva da terra, mas também na oferta de recursos hídricos (BUENO et al., 2005; VALLE JR., 2008; VANZELA et al., 2010).

A expansão das fronteiras do agronegócio tem sido indicada como a maior responsável por grande parte dos impactos sobre solo e água. O uso de pastagens degradadas e plantios até a margem dos cursos d'água com a remoção completa da mata ciliar são algumas práticas das atividades agropecuárias que geram impactos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; VALLE JR., 2008). Então, com a degradação ambiental atingindo níveis críticos, estudos e planejamentos se fizeram necessários para a gestão e monitoramento adequados dos recursos hídricos e, para isso as bacias hidrográficas tem sido a unidade de manejo comumente adotadas para avaliação de impactos devido à forte correlação entre uso do solo e qualidade da água. A divisão de bacias hidrográficas em microbacias é defendida para uma melhor avaliação e identificação pontual de fontes difusas de degradação (BARUQUI; FERNANDES, 1985; FERNANDES; SILVA, 1994; PISSARRA, 1998; PISSARRA et al., 2004).

Uma vez que a quantidade e qualidade da água são fundamentais para garantir a saúde de qualquer comunidade, muitos têm sido os estudos realizados para verificação dos efeitos específicos que atividades e práticas de uso do solo exercem sobre a qualidade e disponibilidade da água. Existem evidências de que a retirada da vegetação diminui a precipitação local, a infiltração de água no solo e abastecimento de reservatórios subterrâneos, acelera o processo natural de erosão causando assoreamento, alterando vazão e volume dos corpos d'água (PIRES; SANTOS, 1995) assim como há evidências também de que, práticas adequadas são capazes de controlar perda de solos e nutrientes ajudando na conservação da qualidade da água (LIMA; REICHARDT, 1987).

Estudos apontam a dependência manutenção da qualidade da água de pequenas bacias dos ecossistemas terrestres adjacentes (SEGALLI, 1998). Todos os processos antrópicos, sejam eles industriais, domésticos ou agrícolas vertem sobre os cursos d'água, podendo comprometer a qualidade da água de toda uma bacia hidrográfica (KATSUÓKA, 2001).

Com o desenvolvimento da atividade agrícola observa-se claramente a contaminação da água por nutrientes, principalmente o nitrogênio. Embora não seja o único, a agricultura contribui direta ou indiretamente na perda da qualidade da água, quer seja por contaminação através de substâncias orgânicas ou inorgânicas, naturais ou sintéticas ou até agentes biológicos. O uso de insumos, muitas vezes de forma inadequada, é tido como a principal responsável pela perda da qualidade da água nas áreas rurais (RESENDE, 2002).

Sobre a prática da silvicultura autores argumentam não afetar nocivamente o regime hídrico do solo mais que outras coberturas vegetais presentes no cenário atual (mata nativa e pastagem). Há também aqueles que ressaltam como contrapartida de plantios florestais aos

produtores rurais através da diminuição dos efeitos nocivos da retirada da vegetação nativa (LEITE et al., 1997; PASSOS; COUTO, 1997).

### 3.4 MONITORAMENTO E CONTROLE DA QUALIDADE DA ÁGUA

Como poluição pode ser definida como alteração das características físicas, químicas ou biológicas do meio devido a remoção ou adição de substâncias, a aferição das variáveis físico-químicas tem sido tradicionalmente utilizada no monitoramento de qualidade da água juntamente com variáveis microbiológicas. Devido a eficiência, precisão, rapidez e objetividade deste método, ele foi legalmente estabelecido para classificar e determinar a qualidade da água para os diferentes usos humanos. A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº357/2005 estabelece limites aceitáveis das variáveis físico-químicas e microbiológicas que indicam qualidade apropriada para os diversos usos da água (GOULART; CALLISTO, 2003).

Foram definidas treze classes de qualidade para os cursos d'água, cinco de águas doce (salinidade  $<0,5\%$ ), quatro salobras (salinidade  $>0,5\%$  e  $<30\%$ ), quatro salinas (salinidade  $>30\%$ ). Dentre as águas doce é chamada "especial" aquela que pode ser destinada ao consumo humano sem tratamento prévio, passando apenas por desinfecção. As condições e padrões a serem observados para enquadramento dos corpos d'água estão amplamente especificados na resolução do CONAMA, porém, ressalta-se que são admitidos também a avaliação da qualidade da água por indicadores biológicos e de sedimentos e biota aquática para quantificar concentrações de substâncias que não puderem ser mensuradas por métodos analíticos.

São regulados, pela legislação, componentes naturais ou introduzidos por atividades antrópicas sejam eles orgânicos ou inorgânicos, físicos, químicos ou biológicos. Estes parâmetros são indicativos de qualidade da água e quando encontrados em níveis superiores ao regulamentado são considerados impurezas ou poluentes (BRASIL, 2005).

Dentre os principais parâmetros físicos pode-se citar: temperatura, sabor e odor, cor, turbidez, sólidos suspensos, sedimentáveis ou dissolvidos e, condutividade elétrica a qual, indica a facilidade ou dificuldade de passagem de corrente elétrica na água devido a presença de íons (partículas eletricamente carregadas) e que pode ser favorecida ou não, por compostos orgânicos ou inorgânicos. Para os parâmetros químicos são estabelecidos limites para: pH, alcalinidade, dureza, cloretos, ferro e manganês, nitrogênio, fósforo, fluoretos, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, componentes inorgânicos e componentes orgânicos. Sobre a parte microbiológica, são de

interesse o monitoramento daqueles cuja presença ou determinado tamanho de população sejam capazes de afetar a saúde humana ou propiciem desequilíbrios aos ecossistemas aquáticos como coliformes e algas (BRASIL, 2005).

Como dito anteriormente são diversos os usos da água e os teores máximos dos componentes listados são determinado em função disso constituindo assim, os padrões de qualidade da água.

Este sistema de monitoramento apresenta algumas vantagens como: identificação imediata de alterações nas variáveis físico-químicas, precisão da variável modificada e as concentrações alteradas (GOULART; CALLISTO, 2003). Mas, embora a ferramenta legal tenha sido um importante marco na garantia de qualidade de água para a população, ao longo do tempo as técnicas tradicionais de monitoramento foram se mostrando incapazes de responder todos os questionamentos no que se refere a qualidade da água, sobretudo no que diz respeito aos ecossistemas aquáticos (GOULART; CALLISTO, 2003).

#### **3.4.1 Biomonitoramento da qualidade da água**

Há várias décadas, gestores e pesquisadores dos recursos hídricos discutem que as metodologias tradicionais de classificação das águas, baseadas apenas na avaliação de características físicas, químicas e microbiológicas, não contemplam a gama de respostas necessárias para uma clara compreensão e avaliação do estado das águas diante dos múltiplos usos existentes (CAIRNS JR.; PRATT, 1993; ROSENBERG; RESH, 1993). Assim, mesmo as metodologias comumente utilizadas identificando precisamente as variáveis que apresentam alterações e suas concentrações, por ser uma aferição pontual, deixa lacunas espaço-temporais, além de serem incapazes de diagnosticar impactos sobre os ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2002; GOULART; CALLISTO, 2003).

Neste contexto, os organismos aquáticos, por integrarem condições ambientais ao longo de toda a sua vida, se mostram eficientes alternativas pois, são capazes de refletir alterações físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático. Respondem tanto a ondas tóxicas intermitentes como a lançamentos crônicos contínuos além de fontes não pontuais o que nos permite uma análise integrada dos impactos provenientes de diversas fontes e ainda, possibilitam avaliações em escala regional (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2003; PRATT; COLER, 1976).

Nesse sentido, o biomonitoramento se baseia no uso das respostas de organismos vivos para avaliar alterações no ambiente. A utilização de parâmetros biológicos para mensurar a

qualidade da água apoia-se na interpretação do comportamento da biota aquática diante de diferentes estímulos naturais ou de origem antrópica. Então saber diferenciar as respostas dos organismos às ações humanas nos capacita a gerir de forma adequada esse recurso (CAIRNS JR. et al., 1993).

Mesmo em situações nas quais os lançamentos estão dentro do que permite a lei, as comunidades aquáticas são capazes de nos abastecer com informações importantíssimas como a biomagnificação que é a transferência, para o próximo nível da cadeia trófica, de compostos que não são metabolizados ou excretados e, que tem potencial de toxicidade quando acumulados no organismo. Insumos organoclorados e metais pesados são exemplos dessas substâncias. Devido ainda as suas especificidades, os bioindicadores se mostram muito eficientes na avaliação de impactos uma vez que podem ser sensíveis a determinados poluentes e tolerantes a outros, possibilitando inclusive a criação de índices e protocolos para perturbações ambientais específicas (WASHINGTON, 1984).

Alguns critérios para seleção de um bom indicador biológico são sugeridos por Johnson et al. (1993). Segundo ele, os organismos devem ser taxonomicamente bem definidos e facilmente identificáveis, abundantes, de fácil coleta e amplamente distribuídos geograficamente, possuir tamanho grande (de preferência), baixa mobilidade e ciclo de vida longo além de ecologicamente bem conhecidos e, ainda possuir baixa variabilidade genética e ecológica e ter possibilidade de estudo em laboratório.

Muitos são os organismos que podem ser usados em programas de biomonitoramento. Existem metodologias descritas na utilização de fitoplâncton, macrófitas aquáticas, peixes e macroinvertebrados bentônicos (ALBA-TERCEDOR, 1996; BEST, 1990; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; HASLAM, 1982; ROSENBERG; RESH, 1993).

#### *3.4.1.1 Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores*

O grupo dos macroinvertebrados bentônicos é composto por vários tipos de organismos os quais passam ao menos uma parte de sua vida na água, habitando substratos que variam entre folhas, areia, lama ou rochas. São encontrados entre eles anelídeos, crustáceos, moluscos e insetos. Os bêmicos, como também são chamados, podem ser vistos a olho nu pois possuem tamanho a partir de 0,5mm e, ao atuarem como bioindicadores são usualmente divididos em três grupos: sensíveis, tolerantes e resistentes (CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; HEPP; RESTELLO, 2007).

Os descritos como sensíveis são aqueles que desaparecem a menor perturbação do meio, por isso costumam ser utilizados como indicativo de água de boa qualidade. Exigem altas concentrações de oxigênio dissolvido e requerem uma grande diversidade de habitats. São representados por insetos da ordem Ephemeropteras, Tricópteras e Plecópteras (CALLISTO et al., 2001).

Os tolerantes são aqueles que suportam certas variações, mas não condições muito adversas, necessitam de menores taxas de oxigênio uma vez que, alguns utilizam oxigênio da atmosfera. Este grupo é formado por insetos (Coleópteras, Heterópteras, Dípteras, Odonatas), moluscos e crustáceos. Pelo fato de alguns integrantes (coleópteras e Heterópteras) viverem-na coluna d'água acabam necessitando de menor diversidade de habitats quando comparados aos sensíveis (CALLISTO et al., 2001).

Já os organismos classificados como resistentes podem suportar as condições mais inóspitas, podendo ser encontrados onde mais nenhum macroinvertebrado bentônico sensível ou tolerante seja capaz de sobreviver. Grupo normalmente composto por larvas de Dípteras e Oligochaetas os quais podem sobreviver com taxas baixíssimas de oxigênio na água. Por serem fossoriais e se alimentarem de detritos não apresentam exigências quanto a habitats (CALLISTO et al., 2001).

Embora metodologias de avaliação de impacto ambiental tenham sido elaboradas para diversos grupos de organismos aquáticos, muitos autores atestam a larga aplicação dos macroinvertebrados bentônicos. O fato de serem visíveis a olho nu, apresentarem pouca mobilidade (o que facilita sua amostragem), a diversidade de espécies com diferentes níveis de tolerância a alterações no ambiente, ciclos de vida diretamente ligados ao substrato e com duração capaz de retratar rapidamente diferentes impactos aliados ao baixo custo e simplicidade das metodologias de coleta que, não afetam nocivamente o ambiente tornam os macroinvertebrados excelente alternativa capaz de oferecer ampla variedade de respostas a diferentes níveis de poluição. Além disso estão por toda parte, independente da sazonalidade, são capazes de responder a perturbações em qualquer ambiente desde pequenos córregos e riachos até grandes rios sendo que, o porte do curso d'água não interfere na riqueza de espécies que pode ser amostrada (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; ROSENBERG; RESH, 1993). Por isso, a estrutura das comunidades de macroinvertebrados tem sido comumente utilizada para diagnosticar situações de impactos em rios e lagos.

Estudos mostram que macroinvertebrados como bioindicadores têm sido eficientes para a interpretação de alterações em ambientes aquáticos causadas por impactos de diferentes

atividades antrópicas como: desmatamento, lançamento de efluentes, mineração, agricultura, cultivo de cana-de-açúcar, represamentos (BARBOLA, 2011; CERUTTI, 2015; CORBI, 2006; CORBI et al., 2000; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; PARESCHI, 2009; VALLE JR. et al., 2015).

Inicialmente alguns autores inferiam que um ambiente era poluído por acreditarem que a abundância de organismos estava relacionada a sua capacidade de tolerar ambientes adversos. Posteriormente, ao observar que, estes mesmos organismos tolerantes também eram encontrados em ambientes equilibrados passou-se a interpretar a falta de registro ou diminuição na abundância relativa de espécies tidas como sensíveis como algo importante (CAIRNS JR.; PRATT, 1993; KOLKWITZ; MARSSON, 1909).

Para a utilização dos macroinvertebrados como bioindicadores várias metodologias foram desenvolvidas, os mais difundidos são os índices biológicos. Também são comumente utilizados os protocolos de avaliação rápida que, constituem uma metodologia complementar baseada na avaliação do estado de conservação dos ambientes em que os macroinvertebrados bentônicos estão inseridos.

#### 3.4.1.1.1 Índices Bióticos

Essa metodologia é baseada na atribuição de valores ou pontuações, também conhecidas como “scores”, a grupos de organismos conforme sua tolerância aos impactos. Dentro dessa lógica, diversos índices foram criados e testados, porém, um teve maior notoriedade, o *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP). Sua origem partiu do trabalho de um grupo de estudo na Grã-Bretanha em 1976, mas desde então sofreu correções, revisões e surgiram várias adaptações (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; METCALFE, 1989; ROSENBERG; RESH, 1993). O que prevalece hoje é a identificação dos organismos ao nível taxonômico de família com pontuações que variam de 1 a 10 de acordo com a sensibilidade a alterações físicas e/ou químicas. Os grupos mais sensíveis às mudanças no ambiente recebem elevada pontuação, pois desaparecem com a menor perturbação ambiental e, os mais resistentes recebem pontuações mais baixas de acordo com a tolerância moderada ou extrema a condições adversas. Os valores obtidos são somados e a partir do total o curso d'água ou ponto amostral pode ser classificado em: excelente, bom, satisfatório, ruim ou muito ruim (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; ROSENBERG; RESH, 1993).

### 3.4.2 Protocolos de avaliação rápida (PAR)

Houve preferência, por parte da comunidade científica, por métodos que levassem em conta além da estrutura ecológica das comunidades de macroinvertebrados embasada em análises estatísticas como também a prévia caracterização ambiental uma vez que, o estado de conservação do ambiente influi diretamente nas comunidades aquáticas. Saindo, portanto, de uma abordagem unicamente quantitativa dos índices de diversidade para uma qualitativa a partir da aplicação dos protocolos de avaliação rápida (PAR) (CALLISTO et al., 2002; RESH; JACKSON, 1993).

Esta metodologia está relacionada com a descrição das condições físicas do ambiente levando a uma análise do estado de conservação do ecossistema a partir das características dos trechos da bacia hidrográfica, nível de alteração antrópica que tenha sofrido, juntamente com as condições de habitat e nível de preservação das condições naturais e com a posterior comparação com um ambiente controle pré-definido, cujas condições ambientais sejam consideradas “ideal” (CALLISTO et al., 2002).

Ao adotar essa metodologia aceita-se no monitoramento, a integração ambiental de todos os atributos do ambiente (geológicos, pedológicos, fitossociológicos (estrutura ecológica da vegetação natural) e antrópicos (uso do solo)) admitindo-se, portanto, a interação entre eles. É uma metodologia complementar, eficiente e amplamente utilizada em programas de biomonitoramento, além de ser uma metodologia dinâmica que aceita adaptações a partir de uma boa base empírica sem prejuízos a sua eficiência (MINATTI-FERREIRA; BEAUMORD, 2006).

A aplicação do PAR baseia-se na avaliação visual dos atributos do ambiente, classificando-os segundo parâmetros pré estabelecidos. Costuma-se seguir o preenchimento sistemático de tabelas descritivas dos vários elementos que constituem o ambiente estudado atribuindo-se pontuações a cada aspecto pertinente a uma análise integrada dos ecossistemas lóticos (CALLISTO et al., 2002; MORENO; CALLISTO, 2006). Apesar da subjetividade inerente a metodologia, a caracterização através dos protocolos de avaliação rápida cumpre eficientemente o seu papel que é o levantamento do maior número de informações possível, em curto espaço de tempo e com baixo custo o que, favorece e viabiliza tomadas de decisão no que se refere a gestão dos recursos hídricos sem, portanto, dispensar o devido suporte técnico/científico.

### 3.5 INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE AS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.

A relação entre uso do solo e comunidades aquáticas tem recebido considerável atenção e sido frequentemente investigada (SPONSELLER, 2001; VALLE JR et al., 2015). Estudos apontam que a retirada da cobertura vegetal para plantio, conversão de áreas de vegetação nativa em pastos ou impermeabilização do solo para ampliação da malha urbana podem influenciar processos naturais do meio como infiltração, evapotranspiração e comprometer o regime natural (CHANGNON; DEMISSIE, 1996; SWANK et al., 1988).

Práticas não planejadas de uso da terra aceleram o processo de erosão natural, que além da perda de solos cultiváveis gera a poluição dos cursos d'água pela implementação de nutrientes orgânicos e inorgânicos ou insumos agrícolas causando alterações químicas e físicas que afetam diretamente a biodiversidade aquática.

Alterações dos leitos dos rios pela adição de sedimentos, compromete diretamente os macroinvertebrados bentônicos os quais colonizam os substratos (CALLISTO, 2000; CALLISTO et al., 2001; GOULART; CALLISTO, 2003; REECE; RICHARDSON, 1999; HELLAWELL, 1986; ROSENBERG; RESH, 1993; WARD et al., 1995). A presença de partículas muito finas, que resultam da sedimentação, está associada as práticas de uso do solo (agricultura, silvicultura e construção de estradas) (SPONSELLER, 2001). Vários estudos apontam que a integridade da vegetação à beira dos cursos d'água inibe a adição de sedimentos aos riachos. Matas ciliares de 19m removeram 90% de material particulado carreados de áreas agrícolas (PETERJOHN; CORRELL, 1984). Em Iowa 3 metros de largura de mata ciliar foi capaz de reter 70% de sedimentos escoados para os rios (GHAFFARZADEH, 1997).

Mudanças na temperatura da água causada pela incidência direta de luz solar devido a retirada de vegetação ciliar também geram impactos aos bêmicos que tem seus processos ecológicos sensivelmente ligados aos regimes térmicos (SPONSELLER, 2001; GOULART; CALLISTO, 2003). Estudos comprovam que alterações das variáveis físico-química dos cursos d'água estão intimamente ligadas a padrões de cobertura do solo, sendo que as maiores temperaturas são registradas em ponto onde há maior porcentagem de áreas sem vegetação. Foi verificado rápidas mudanças locais na temperatura da água quando a vegetação é removida, sendo registrado ainda flutuações entre 4 a 5 °C por até 50m em áreas onde a vegetação foi experimentalmente removida (BURTON; LIKENS, 1973; SPONSELLER, 2001).

Estudos evidenciam diferentes respostas das comunidades de macroinvertebrados aquáticos aos diferentes usos da terra (SPONSELLER, 2001; VALLE JR et al., 2015).

Sponseller (2001) verificou a relação da distribuição espacial do uso do solo e sua magnitude sobre as comunidades de macroinvertebrados, concluindo que a estrutura das comunidades de macroinvertebrados correspondem à variação nos padrões de cobertura do solo, enquanto Valle Jr et al. (2015) registrou alteração de respostas quanto a diferentes práticas de uso da terra (agricultura, pastagem, pastagem e vegetação e, vegetação) sobretudo quando há conflito de uso embora sem distinção entre as estações seca e chuvosa.

### 3.6 CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NA REGIÃO DE UBERABA

Gobbi et al. (2008) relacionam a deterioração ambiental observada no Triângulo Mineiro nas últimas décadas ao crescimento demográfico e industrial, além da expansão da malha urbana e na zona rural à retirada da cobertura vegetal para cultivo, expansão de pastagens, e larga utilização de insumos agrícolas.

Observa-se no âmbito da APA do rio Uberaba, onde estão inseridas as microbacias, o uso indevido por atividades agropecuárias de aproximadamente 138 km<sup>2</sup> que deveriam estar preservados compondo as APP's estabelecidas por lei (VALLE JR. et al., 2010).

Segundo Valle Jr. (2008) a proteção dos solos e recursos hídricos depende de medidas disciplinadoras no âmbito da bacia hidrográfica, pois a qualidade final da água reflete as atividades desenvolvidas na bacia.

No que se refere a área de estudo, pesquisas apontam considerável nível de degradação ambiental quanto ao estado de conservação das Áreas de Preservação Permanente (APP), em virtude do uso e ocupação inadequados do solo devido a conflito de uso na APA do Rio Uberaba, onde estão inseridas as duas microbacias estudadas. Identificou-se um déficit de 115 ha de vegetação nativa, sendo a pecuária responsável por 4% da ocupação indevida e a agricultura por 1,2% no que se refere ao instituído pela regulamentação legal vigente (VALLE JR. et al., 2010).

Por meio de análise morfométrica, determinou-se com base no Coeficiente de rugosidade (RN), a classificação dos potenciais usos do solo para a Bacia do Rio Uberaba. Sendo que 47,12% (1140 Km<sup>2</sup>) da bacia apresenta aptidão para agricultura, 36,37%, (880 km<sup>2</sup>) para pecuária, 11,86% (287 km<sup>2</sup>) para pecuária/reflorestamento e 1,40% (34 km<sup>2</sup>) para reflorestamento (STRAHLER, 1957; ROCHA; HURTZ, 2001; VALLE JR. et al., 2012). Assim foi identificado conflito de uso do solo em 413,13 Km<sup>2</sup> da bacia, que corresponde a 17,07% de sua área total, necessitando, portanto, de adequações quanto ao manejo e conservação dos solos (VALLE JR. et al., 2013).

Valle Jr e colaboradores (2012) analisaram a qualidade da água da Bacia do Rio Uberaba e verificaram alteração em todos os parâmetros físico-químicos analisados (temperatura da água, sólidos totais dissolvidos, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica, potencial de oxi-redução, amônia, demanda bioquímica de oxigênio-DBO, fósforo dissolvido, fósforo total, ortofosfato, sólidos totais, alcalinidade, acidez total, cloretos, coliformes totais e termotolerantes, DQO, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico), de acordo com a Resolução CONAMA nº357/2005. Foi constatada degradação ambiental e deterioração da qualidade água (VALLE JR. et al., 2012).

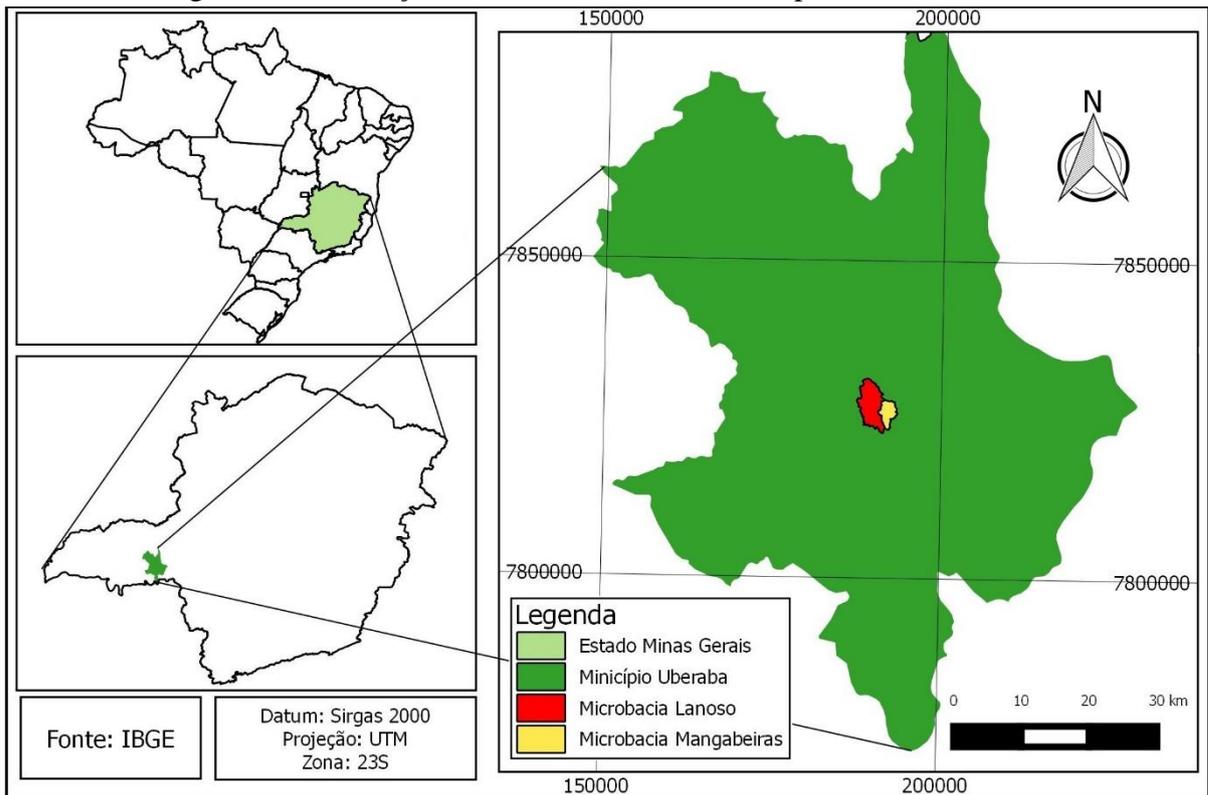
Assim, a queda na qualidade da água, perda de biodiversidade devido a desestruturação do ambiente físico-químico e da dinâmica das comunidades aquáticas são consequências potenciais dessas atividades antrópicas e a escassez da água se torna tema recorrente entre as prioridades ambientais fazendo se, portanto, urgente a proteção e gestão consciente desse recurso. Neste cenário o monitoramento da qualidade da água apresenta-se como importante ferramenta para se estabelecer um eficiente sistema de gerenciamento dos recursos hídricos a fim de assegurar a oferta à população tanto em quantidade, quanto em qualidade (GOULART; CALLISTO, 2003).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

Para a avaliação da qualidade da água das microbacias, foram amostrados três pontos na microbacias Lanoso e dois pontos na microbacia Mangabeiras situadas no Triângulo Mineiro, município de Uberaba-MG (Figura 1). Os cursos d'água principais destas microbacias são os córregos Lanoso e Mangabeiras que nomeiam as respectivas Microbacias, ambas inseridas na Área de Preservação Permanente do Rio Uberaba - APA Rio Uberaba. A microbacia Lanoso ocupa aproximadamente, 4,13% e a Mangabeiras 0,15% da área desta APA (PREFEITURA UBERABA, 2012).

Figura 1. Localização das microbacias no município de Uberaba-MG



Fonte: Dos autores

A microbacia Lanoso possui área de 216,3 km<sup>2</sup> e se localiza entre as coordenadas 47° 56'29" Sul e 19° 35' 24" Oeste. O ponto mais alto encontra-se no chapadão a uma altitude de 895m e o ponto mais baixo está na altitude 745m, sendo o desnível máximo de 160 m (VALLE JR. et al., 2010). A soma de todos os seus cursos d'água é de 27.781,63 m de comprimento. O

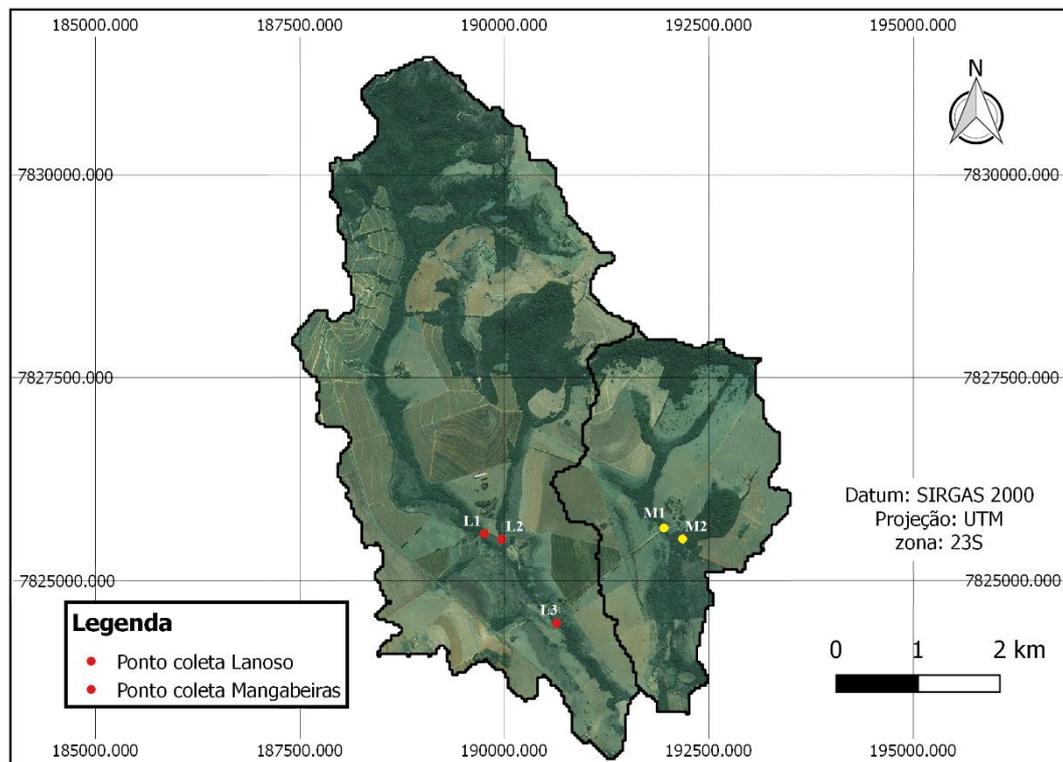
curso principal tem o comprimento da nascente à foz de 10.431m (FUCHS, 2012; PREFEITURA UBERABA, 2012).

A microbacia Mangabeiras está situada entre os paralelos 19° 34' 54'' e 19° 37' 15'' sul e os meridianos de 47° 55' 29'' e 47° 56' 30'' a oeste. Possui uma área total de 7,8 km<sup>2</sup>, sendo o ponto mais baixo a foz com o rio Uberaba situado na altitude de 750m e, o ponto mais alto está na altitude de 834m, portanto o desnível máximo total de 84 m. A soma total de todos os seus cursos d'água é de 10.431m de comprimento. O curso principal tem o comprimento da nascente até sua foz de 4.972 m (SIQUEIRA et al., 2012).

O clima da região é caracterizado por duas fases predominantes: estação seca de junho a agosto e, úmida de novembro a março, tendo 1.400 mm de média pluviométrica anual. O período de abril/maio e setembro/outubro são considerados de transição. Pela sistemática de Köeppen o clima é definido como AW (PREFEITURA UBERABA, 2010).

A Figura 2 mostra o mapa com os pontos de coleta L1, L2, L3 na microbacia Lanoso e M1 e M2 na microbacia Mangabeiras. Foram selecionados por situarem-se em áreas de influência das atividades predominantes nas microbacias (agricultura e pastagens). As fotografias dos pontos amostrados encontram-se no Apêndice A.

Figura 2. Pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos nas microbacias Lanoso e Mangabeiras



Fonte: Dos autores

## 4.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Para amostragem dos macroinvertebrados bentônicos, foram realizadas seis coletas do sedimento dos córregos, sendo três na estação chuvosa (novembro/2016 e janeiro, março/2017) e três na seca (abril, junho e agosto/2017). Foram amostrados trechos de fluxo mais turbulento e de sedimentação (fluxo lento ou sem fluxo), nos substratos formados por folhiços, pedras, detritos, lama, areia e cascalho buscando incluir os diferentes tipos de habitats presentes (CALLISTO, 2000; INAG I.P., 2008).

Foi utilizado coletor tipo *Kicking Nets* (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001), formato quadrangular com 30 cm de lado, malha 0,5 mm (INAG I.P., 2008). Em cada unidade, formada por um trecho de aproximadamente 50 m de comprimento, foram realizados três arrastos de 1m por 0,3m (largura da rede) amostrando os habitats presentes. A coleta sempre foi realizada da jusante para a montante, posicionando a rede contra a correnteza e removendo o substrato com o auxílio dos pés colocados imediatamente antes da boca da rede, a fim de desprender os organismos, que eram carregados para o interior da rede pela correnteza (INAG I.P., 2008) (Figura 3).

Figura 3. Coleta de macroinvertebrados bentônicos utilizando rede de mão



Fonte: Dos autores

As amostras foram embaladas em potes plásticos com tampa rosqueável, acondicionadas em caixas térmicas e posteriormente encaminhadas ao laboratório.

A triagem das amostras foi realizada com os organismos ainda vivos num prazo de até 48h após a coleta (INAG I.P., 2008) os quais, foram posteriormente fixadas e conservadas em

álcool etílico 70% (SILVEIRA et al., 2004). A identificação foi realizada utilizando lupa estereoscópica segundo chaves de identificação sugeridas por Merritt e Cummins (1996), Mugnai (2010) e Tachet et al. (2000). Chegou-se ao nível taxonômico de família, exceto para os táxons Hidracarina, Hirudínea, Nematodeo, Oligochaeta e Ostracoda,

#### 4.2.1 Índices bióticos

Para cada ponto de amostragem foi calculado o índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), que ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família foi atribuída uma pontuação, que oscila de 10 (mais sensíveis) a 1 (mais tolerantes) (ALBA-TERCEDOR, 1996; JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998; LOYOLA, 2000).

Utilizou-se o índice BMWP adotado por Junqueira e Campos (1998) com adaptações sugeridas por Loyola (2000) (APÊNDICE A), baseada na inclusão de algumas famílias como equivalentes ecológicos e semelhança quanto ao nível de tolerância à poluição. Dessa forma as famílias que não constavam em Junqueira e Campos (1998), mas, estavam presentes no trabalho de Loyola (2000) foram incluídas seguindo pontuações adotadas pelo primeiro autor utilizando o princípio da equivalência ecológica descrito por Watanabe (1997) como "espécies não relacionadas filogeneticamente que desempenham papéis ecológicos análogos, em áreas ou habitats geograficamente distintos".

A separação dos organismos em grupos funcionais tróficos foi realizada segundo Merritt e Cummins (1996) e Cummins et al. (2005) (APÊNDICE C).

#### 4.2.2 Índices de diversidade ecológica

A diversidade de espécies foi determinada pelo índice Shannon-Wiener ( $H'$ ) que permite a visualização quantitativa da diversidade de uma comunidade por incorporar tanto a riqueza quanto a equitabilidade através da porcentagem relativa ( $P_i$ ), expresso pela fórmula:

$$H = -\sum(P_i \cdot \ln P_i) \quad (1)$$

Em que:

$$P_i = \frac{n_i}{N} \quad (2)$$

Sendo,  $n_i$  o número de indivíduos de um determinado táxon e  $N$  o número total de indivíduos na amostra.

Para verificação da equitabilidade, foi calculado o índice de Pielou ( $J'$ ) que expressa a relação entre a diversidade real e a diversidade máxima teórica (CANCELA DA FONSECA, 1979; DAGET, 1976). É uma medida de uniformidade da comunidade expressa pela fórmula:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}$$
 (3)

Em que  $H'$  é o valor obtido para o índice de Shannon-Wiener e  $H'_{\text{máx}}$  é o valor máximo teórico do mesmo, que é dado por  $\ln$  do número de famílias. A equitabilidade varia entre 0 e 1, atingindo o máximo quando todas as espécies estão representadas pelo mesmo número de exemplares (CANCELA DA FONSECA, 1979; DAGET, 1976).

A dominância da comunidade foi analisada com a utilização do índice de Berger-Parker ( $d$ ), que expressa a relação entre o número de indivíduos de uma determinada espécie e o número de indivíduos de todas as espécies encontradas:

$$d = \frac{N_{\text{máx}}}{N}$$
 (4)

Sendo,  $N_{\text{máx}}$  o número de indivíduos da espécie mais abundante e  $N$  número total de indivíduos da comunidade.

#### 4.3 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA

Foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) proposto Callisto et al. (2002) (ANEXO A) para diagnóstico ambiental dos pontos de estudo.

O protocolo aplicado, composto por dois quadros, considerou as características dos trechos, estado de preservação e os níveis de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas. Foram analisados vinte e dois parâmetros, sendo dez relacionados a impactos gerados por atividades antrópicas (Quadro I) (ANEXO A) e doze que buscam avaliar as condições de habitat e nível de conservação das características naturais (Quadro II) (ANEXO A).

O conjunto de parâmetros avaliados neste protocolo é organizado em categorias descritivas e ordenativas, com pontuações que variam de 0 a 4 no primeiro quadro e de 0 a 5 no segundo quadro. As pontuações de cada parâmetro são atribuídas conforme as características e condições observadas, por fim a somatória identifica o nível de preservação dos trechos estudados:

- de 0 a 40 pontos: trechos “impactados”;
- de 41 a 60 pontos: trechos “alterados”;
- acima de 60 pontos: trechos “naturais”.

#### 4.4 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DA ÁGUA

Os aspectos físico-químicos foram amostrados nos cinco pontos com o uso de sonda multiparâmetros YSI Professional Plus, durante três meses do período hidrológico seco e chuvoso, totalizando seis coletas de dados. Foram avaliados os parâmetros temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e potencial de oxi-redução (mV).

#### 4.5 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Um sistema de informação geográfica (SIG) foi utilizado para quantificar a cobertura da terra em cada microbacia.

Utilizando o software QGIZ versão 2.18, a partir de imagem de satélite obtida pelo software GOOGLE EARTH foi delimitado manualmente os diferentes usos do solo nas microbacias Lanoso e Mangabeiras. Foram identificadas três classes de uso da terra: agricultura, pastagem e vegetação (VALLE JR. et al., 2010; VALLE JR. et al., 2012).

Para analisar a influência quanto ao uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água verificou-se, quantitativamente:

1. A proporção de cada classe de uso do solo em cada microbacia com base no cálculo da área total ocupada por cada atividade;
2. Utilizando a ferramenta “*buffer*” do software QGiz, a manutenção de Áreas de Preservação Permanentes (APP) com largura de 30 metros, ao longo dos cursos d’água de cada microbacia, conforme estabelecido pelo Código Florestal vigente (Lei 12.651/2012);
3. O estado de conservação do entorno dos pontos de coleta a partir da delimitação de duas áreas circulares de Influência Direta (AID) com raios 30 e 50 metros respectivamente. As metragens foram definidas com base na legislação vigente que estabelece 30 metros para cursos d’água de até 10 metros de largura e, 50 metros que é o que se aplica às nascentes que são áreas sensíveis e de grande relevância ambiental (VALLE JR. et al., 2010) para fins de comparação do potencial nível de proteção no caso de vegetação mais extensa;
4. E, a manutenção das APP’s circulares com 50 metros de raio das nascentes das microbacias estudadas.

Todos os mapas elaborados adotaram o sistema de projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 22, datum planimétrico WGS84 (World Geodetic System 1984), equivalente ao SIRGAS2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas).

#### 4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para verificação da normalidade dos dados foi aplicado o teste não paramétrico de *Lilliefors*.

A partir disso aplicou-se teste T de Student para os dados com distribuição normal a fim verificar se as médias das variáveis mensuradas diferiam entre a estação chuvosa e seca. E, teste de Mann-Whitney para os dados não paramétricos.

Para análise da correlação entre os índices bióticos e uso e ocupação do solo que, apresentaram anormalidade na distribuição dos dados (não paramétricos) utilizou-se o coeficiente de *Spearman*.

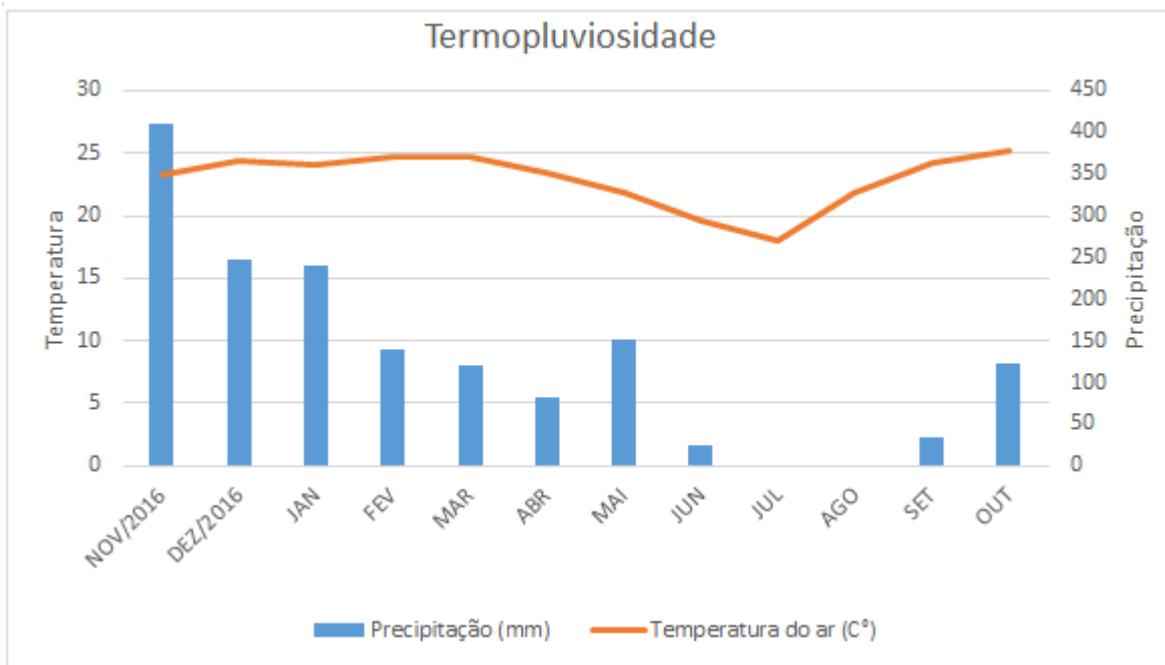
As análises foram realizadas por meio do *software* Biostat 5.0.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CONDIÇÃO BIOLÓGICA DAS ÁGUAS

O regime climático da região classificado pela sistemática de Koppen como AW, foi característico durante o período de coleta, apresentando temperatura do ar acompanhando variações das estações, com temperaturas mais elevadas no verão e mais baixas no inverno, conforme demonstrado na Figura 4.

Figura 4 – Médias mensais de precipitação e temperatura do ar nas microbacias estudadas no período de novembro/2016 a dezembro/2017



Fonte: EPAMIG

Foram coletados 1905 indivíduos de 38 diferentes táxons de macroinvertebrados bentônicos (Anexo B). Destes, 2 pertenciam ao filo Annelida (Oligochaeta e Hirudinea), 2 ao Filo Mollusca (Planorbidae, Bivalve), 1 ao filo Nematodeo e 33 ao filo Arthropoda, distribuídos em Crustacea, Arachnida e Insecta. As 8 ordens e 33 famílias de insetos foram: Coleoptera (Elmidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrochidae, Hydrophilidae, Lutrochidae e Staphylinidae); Diptera (Chironomidae, Blephariceridae, Empididae, Ptychopteridae Simuliidae, Tipulidae); Ephemeroptera (Baetidae, Leptohiphidae, Leptophlebiidae); Heteroptera (Mesoveliidae, Naucoridae, Veliidae); Megaloptera (Corydalidae); Odonata (Aeshnidae, Calopterygidae, Gomphidae, Libellulidae e Megapodadriónidae); Plecoptera (Perlidae) e Trichoptera

(Brachycentridae, Hydropsychidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae). Chironomidae, Oligochaeta e Elmidae foram os táxons mais abundantes.

A análise dos macroinvertebrados bentônicos permitiu classificar as águas das microbacias Lanoso e Mangabeiras desde muito limpas à fortemente contaminadas (Tabela 1). Observou-se oscilações entre número de famílias e estrutura das comunidades, com a diminuição de táxons sensíveis à poluição e predomínio de tolerantes/resistentes, contribuindo para uma diminuição da qualidade da água no período seco.

Tabela 1 – Classificação das águas pelos índices de diversidade ecológica e BMWP

PONTOS	H'	H' max	J'	D	BMWP	QUALIDADE	SINGIFICADO
CHUVA							
L1	2,00	2,77	0,72	0,34	88	Excelente	Águas muito limpas
L2	1,43	2,71	0,53	0,53	69	Boa	Efeitos evidentes de contaminação
L3	1,49	2,77	0,54	0,62	74	Boa	Efeitos evidentes de contaminação
M1	2,29	3,00	0,77	0,36	102	Excelente	Águas muito limpas
M2	1,45	2,40	0,60	0,59	36	Ruim	Águas fortemente contaminadas
SECA							
L1	1,42	2,64	0,54	0,45	62	Satisfatória	Águas contaminadas
L2	1,42	2,64	0,54	0,61	67	Boa	Efeitos evidentes de contaminação
L3	1,52	2,20	0,69	0,45	39	Satisfatória	Águas contaminadas
M1	2,13	2,56	0,83	0,18	59	Satisfatória	Águas contaminadas
M2	0,89	1,10	0,81	0,58	24	Ruim	Águas fortemente contaminadas

H' – diversidade; H' max. – valor máximo diversidade; J' – equitabilidade; D – dominância

O L1, primeiro ponto amostrado na microbacia Lanoso, obteve a mais elevada pontuação da microbacia no índice BMWP durante a estação de chuva (88 pontos), sendo caracterizado, com águas muito limpas. Isso foi decorrente à presença de animais sensíveis à poluição como Ephemeropteras, Plecopteras e Tricopteras (Apêndice B), geralmente indicativos de água de boa qualidade. O elevado BMWP foi acompanhado de alta diversidade e equitabilidade, seguido de baixa dominância, características de um ambiente preservado (VON SPERLING, 2005).

Todavia tal condição ambiental não se manteve, uma vez que, na seca, as águas foram descritas como contaminadas devido à queda de pontuação do BMWP. Esta condição foi acompanhada pelo decaimento também na diversidade e equitabilidade e, conseqüente elevação

da dominância, pelo predomínio de animais resistentes e tolerantes como Chironomidae (Diptera) e Elmidae (Coleoptera) (Apêndice B). Essa alteração pode ser justificada pela diminuição de vazão uma vez que é o fluxo das águas que carrega material alóctone pelo leito de cursos d'água e é responsável também pelo aumento da profundidade e largura de riachos, gerando aumento do número de habitats disponíveis (CALLISTO et al., 2001). O PAR (Apêndice C) classificou o ponto amostral como alterado devido às influências antrópicas observadas como: existência de ponte próxima e utilização da área para dessedentação e travessia animal e características de preservação das margens como: indícios de erosão, pisoteamento do solo pelo gado e extensão de vegetação ripária.

O índice BWMP caracterizou as águas de L2 e L3 da microbacia Lanoso com efeitos evidentes de contaminação, apresentando uma queda na qualidade da água na estação de chuva quando comparados à L1. Apesar do registro de táxons sensíveis como Ephemeropteras, Plecopteras e Tricopteras, observa-se predomínio de táxons resistentes e tolerantes, sendo encontrado um grande número de quironomídeos no L2 (mais de 50% da população amostrada) e de elmídeos no L3 (aproximadamente 62% da população). Tal fato reforça que não é suficiente apenas a presença de táxons correspondentes a boa qualidade de água, mas sim sua abundância na estrutura das comunidades (CALLISTO et al., 2001). Essa elevada dominância foi acompanhada de menores índices de diversidade e equitabilidade na microbacia Lanoso.

Durante a estação seca, apesar do BMWP ter mantido as águas de L2 diagnosticadas com efeitos evidentes de contaminação, observou-se um aumento no índice de dominância. Já para L3, embora pouca variação nos índices de diversidade biológica, foi atribuída, a menor pontuação da estação para o índice BMWP nesta microbacia, significando queda na qualidade ambiental de suas águas. Tal fato reflete também o menor registro de táxons sensíveis e o aumento de predomínio de indivíduos resistentes/tolerantes. A menor qualidade da água registrada para L2 e L3 em relação a L1, possivelmente está relacionada a vegetação que antecede o ponto que, em L1 é superior aos demais pontos da microbacia Lanoso, além da redução do volume de água característico da estação que, pode ainda, ser agravado pelo estado de preservação de suas nascentes. A retirada da vegetação ripária na margem dos rios elimina as barreiras naturais que impedem o carreamento de fertilizantes e herbicidas, favorece a erosão, facilita o transporte de sedimentos e o assoreamento do leito dos rios (CALLISTO et al., 2003).

O M1, primeiro ponto amostrado na microbacia Mangabeiras, recebeu a mais elevada pontuação BMWP registrada durante a estação de chuvas (102 pontos) (Tabela 1), tendo, portanto, suas águas descritas como muito limpas. Tal classificação se deve ao maior registro, de táxons com pontuação máxima no BMWP, como Blephariceridae (Diptera), Leptophlebiidae

(Ephemeroptera), Calopterygidae (Odonata), Perlidae (Plecoptera), Brachycentridae e Lepidostomatidae (Tricoptera). O elevado BMWP foi acompanhado pelos altos índices de diversidade e equitabilidade, seguido por baixa dominância.

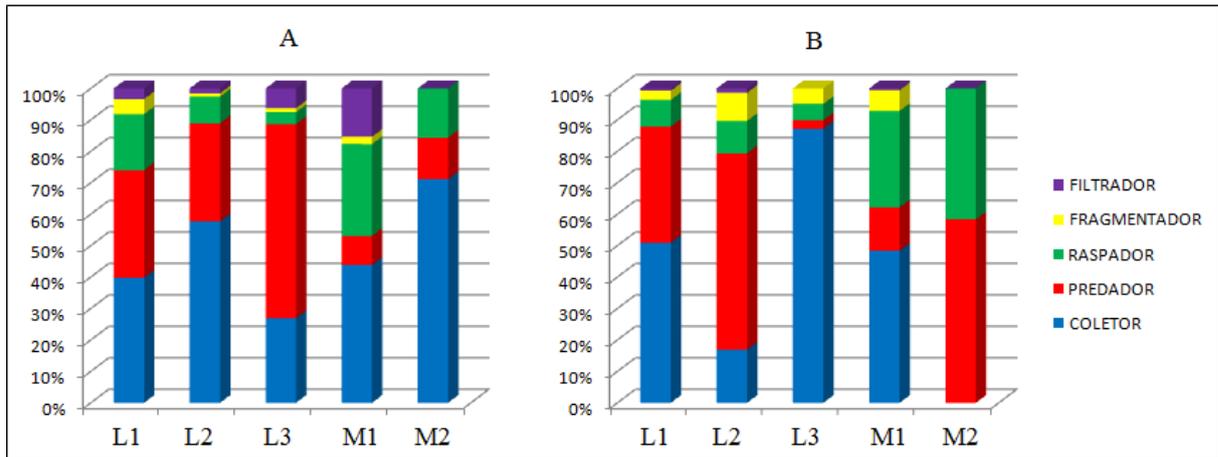
Na estação seca, como observado na microbacia Lanoso e possivelmente decorrente da menor vazão e menor disponibilidade de habitats a serem colonizados por macroinvertebrados bentônicos (CALLISTO et al., 2001), houve queda na qualidade da água, passando a águas contaminadas segundo índice de qualidade biológica. Tal situação é caracterizada pela menor ocorrência de táxons sensíveis a poluição.

Já para M2, é descrita a menor qualidade ambiental, devida a mais baixa pontuação no índice BMWP que caracteriza suas águas como fortemente contaminadas em ambas as estações. Este também foi o ponto amostral que obteve menor registro de táxons sensíveis, sendo apenas um (Leptohephalidae - Ephemeroptera) na estação chuvosa e nenhum na seca. A menor qualidade ambiental de M2 na microbacia Mangabeiras e também em relação aos demais pontos amostrados no estudo se deve à falta de diversidade de habitats (CALLISTO et al. 2001, 2002; GOULART; CALLISTO, 2003; TUPINAMBÁS et al., 2007) devido ao seu leito uniforme coberto constantemente por matéria orgânica autóctone, condição responsável pela menor pontuação do PAR. Esta situação se agrava na estação seca, a qual gerou redução drástica do fluxo do curso d'água, chegando a secar completamente em agosto de 2017, ocasionando ausência de condição à manutenção de macroinvertebrados bentônicos no local.

Assim como observado por Tupinambás et al. (2007), áreas cujas avaliações no PAR indicam impactos humanos pontuaram baixos valores nos índices biológicos de qualidade da água (BMWP), assim como para a diversidade de organismos bentônicos. Locais mais preservados apresentam maiores riquezas de espécies, inclusive sensíveis a poluição, e baixa dominância (PARESCHI, 2009).

A análise dos grupos tróficos funcionais permitiu identificar cinco categorias: predador, coletor, filtrador, fragmentador e raspador (Figura 5). Dentre os indivíduos coletados, os mais abundantes foram coletores (52,7% do número total de organismos), seguido de raspadores (29,19%) e predadores (12,13%). Os pontos amostrais L1, L2, L3 e M1 apresentaram representantes dos cinco grupos tróficos funcionais, embora com evidente predomínio de alguns. Em M2, houve ausência de fragmentadores e filtradores em ambas as estações (Apêndice C).

Figura 5 - Estrutura trófica funcional dos macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados



A – Estação chuvosa; B – Estação seca

Observa-se, de forma evidente, um decaimento na qualidade das águas no sentido L1-L3 na microbacia Lanoso e M1-M2 na microbacia Mangabeiras, assim como da estação chuvosa para a seca. Na estação seca, no sentido L1 à L3, verifica-se diminuição da diversidade dos grupos, pelo aumento dos predadores e coletores e redução de filtradores. Essa redução de diversidade na estação seca também foi observada de M1 à M2, expressa no aumento de coletores e ausência de filtradores e fragmentadores. Quando as estações são comparadas, há uma potencialização dos efeitos observados da dominância na estação seca e menor representatividade dos grupos.

O predomínio de coletores, normalmente, está associado à sua rápida capacidade de colonização e tolerância à poluição. Altas densidades destes indivíduos podem evidenciar elevado teor de matéria orgânica no ambiente, o que os tornam eficientes indicadores de degradação ambiental (BARBOLA et al., 2011; HEPP et al., 2010; KÖNIG et al., 2008; PARESCHI, 2009). Predadores segundo Giuliatti e Carvalho (2009), alimentam-se de pedaços ou de presas inteiras de todos os grupos funcionais, não refletindo diretamente a influência do alimento de origem externa no ecossistema lótico.

Ambientes alterados apresentam menor diversidade de grupos tróficos, sendo fragmentadores e filtradores os grupos funcionais menos abundantes (MORH et al., 2011; PARESCHI, 2009).

Os parâmetros físico-químicos: temperatura, condutividade e potencial de oxirredução apresentaram diferença significativa pelo teste T de Student entre as estações de chuva e seca (Tabela 2).

A queda na temperatura da água possivelmente está relacionada a queda da temperatura do ar característica no período seco (Figura 4). Também foi registrado aumento de pH, no entanto, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe 2, os pontos do estudo estão dentro dos limites estabelecidos para pH (entre 6 e 9) assim como oxigênio dissolvido (não inferior a 5 mg, L<sup>-1</sup>). A exceção foi o M2, que na estação seca apresentou OD médio de 4,33 mg, L<sup>-1</sup>, o que pode ser devido à diminuição drástica de vazão neste ponto e grande presença de matéria orgânica alóctone.

Houve ainda elevação de ORP que significa alteração de íons e nutrientes e, está relacionado a solubilidade de metais e nutrientes para as comunidades aquáticas (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Embora a resolução CONAMA não estabeleça padrões de ORP, para o Ministério do Meio ambiente valores entre 200 mV e 600 mV indicam meio fortemente oxidante e, entre -100 mV e -200 mV indicam meios redutores. As condições de um rio não poluído são fracamente oxidantes devido à presença de quantidades limitadas de oxigênio dissolvido. Os resultados obtidos podem ser considerados como meio fortemente oxidante, tendo suas variações relacionadas a menor vazão registrada no período seco.

Tabela 2 – Parâmetros físico-químico da água nos pontos amostrados

	PONTOS	Temperatura (°C)	pH	ORP (mV)	Condutividade (mS/cm)	OD (mg/L)
Chuva	L1	19,80	7,03	146,33	0,10	10,08
	L2	20,11	7,15	122,22	0,10	8,80
	L3	20,33	6,62	192,78	0,09	7,91
	M1	20,51	6,30	201,11	0,07	7,22
	M2	21,03	5,78	250,83	0,05	5,60
	Média ± DP	20,36 ± 0,46*	6,58 ± 0,56	182,65 ± 50,16**	0,08 ± 0,02**	7,92 ± 1,68
Seca	L1	13,53	8,08	192,83	78,67	9,49
	L2	15,18	7,66	207,57	53,23	7,99
	L3	14,39	7,67	242,03	55,84	7,25
	M1	15,15	7,34	256,53	40,19	7,31
	M2	15,48	6,64	289,77	20,22	4,33
	Média ± DP	14,74 ± 0,79	7,48 ± 0,54	237,75 ± 38,75	49,63 ± 21,50	7,27 ± 1,88

\*Diferença significativa pelo teste T de Student (p<0,05)

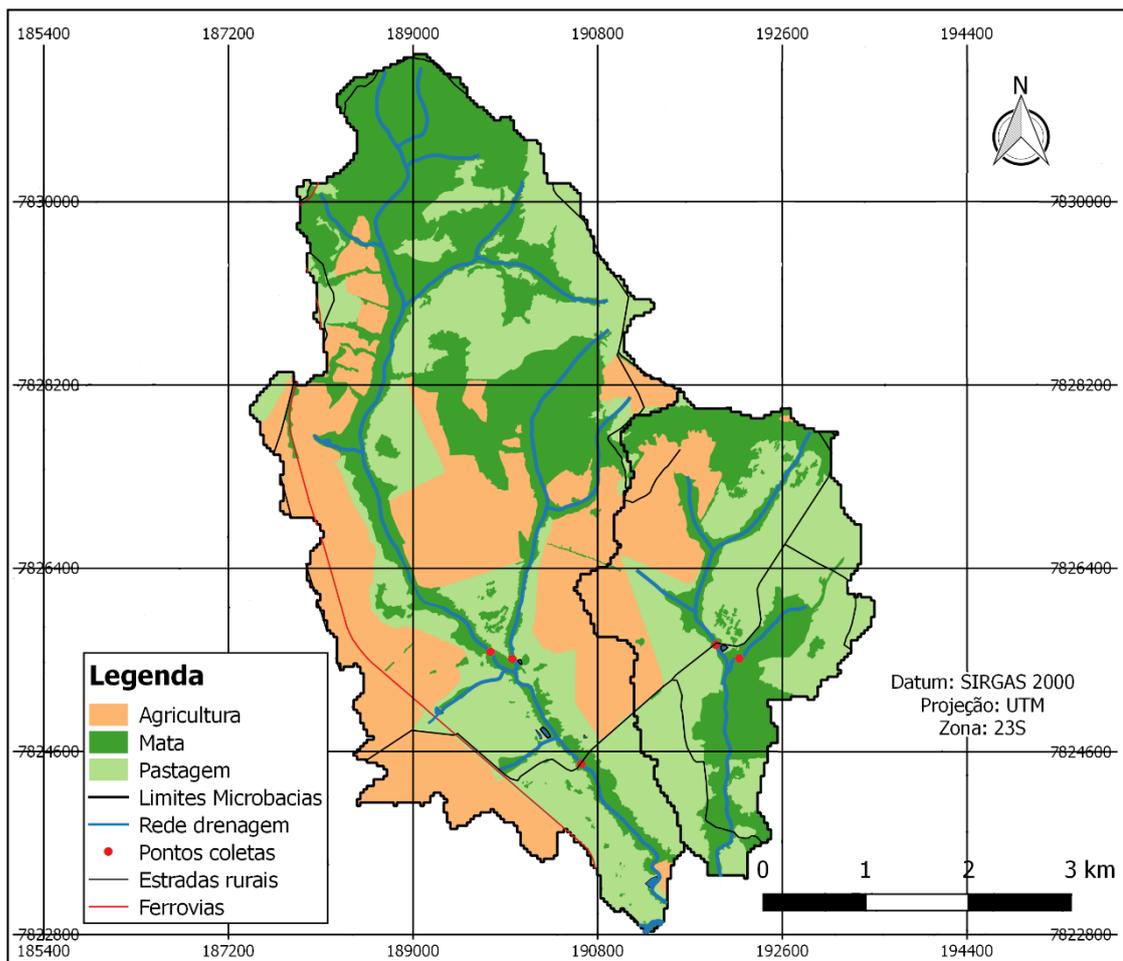
\*\*Diferença significativa pelo teste de Mann-Whitney (p<0,05)

Os demais parâmetros avaliados não possuem limites estabelecidos pela resolução 357/2005, mas segundo regulamentações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, a condutividade também se encontra dentro do limite estabelecido (100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) (CETESB, 2006). Estes resultados coincidem com os encontrados por Siqueira et al. (2012) para a microbacia Mangabeiras e com os resultados obtidos por Fuchs (2012) para pH na microbacia Lanoso.

## 5.2 INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA

O mapa de uso e ocupação do solo (Figura 6) mostra as proporções distintas do uso do solo nas microbacias.

Figura 6 – Mapa de uso e ocupação do solo nas microbacias Lanoso e Mangabeiras

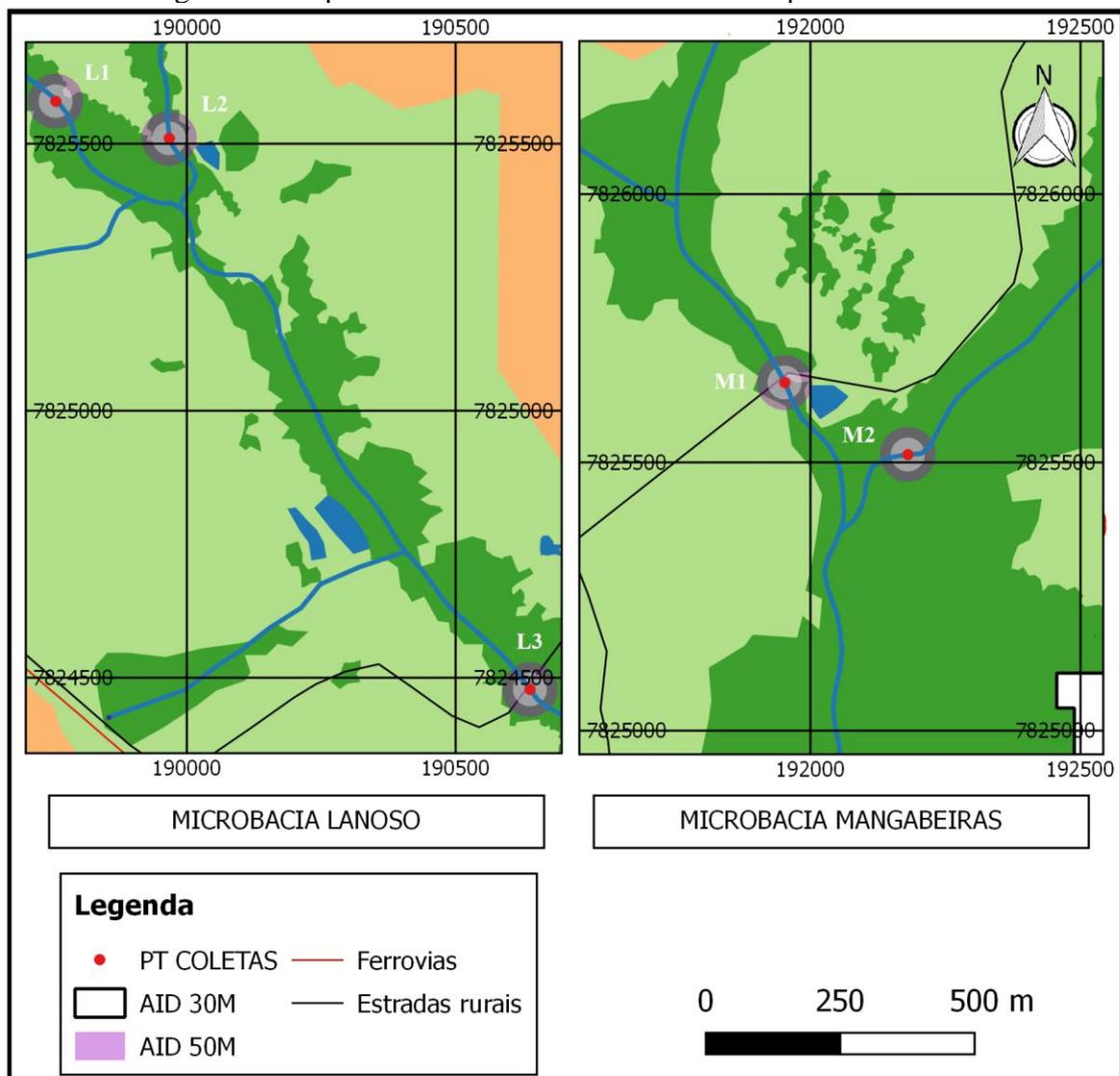


Fonte: Dos autores

Na microbacia Lanoso a pecuária é o uso predominante, tendo 42,3% de sua área ocupada por pastagens, seguido por 30% de agricultura e 27,7% por vegetação. Na microbacia Mangabeiras, 20% do solo é ocupado por atividade agrícola, 24,8% por pastagens e 55,2% por vegetação. A partir do mapeamento das atividades desenvolvidas (agricultura, pastagem e vegetação), verificou-se que, em ambas as microbacias, a pecuária é a atividade antrópica predominante.

Para análise do estado de conservação no entorno dos pontos de coleta, foi elaborado mapa das áreas de influência direta (AID) com projeções de áreas circulares com raios de 30 e 50 metros para cada um dos cinco pontos amostrados (Figura 7).

Figura 7 – Mapa das AID's definidas em torno dos pontos de coleta

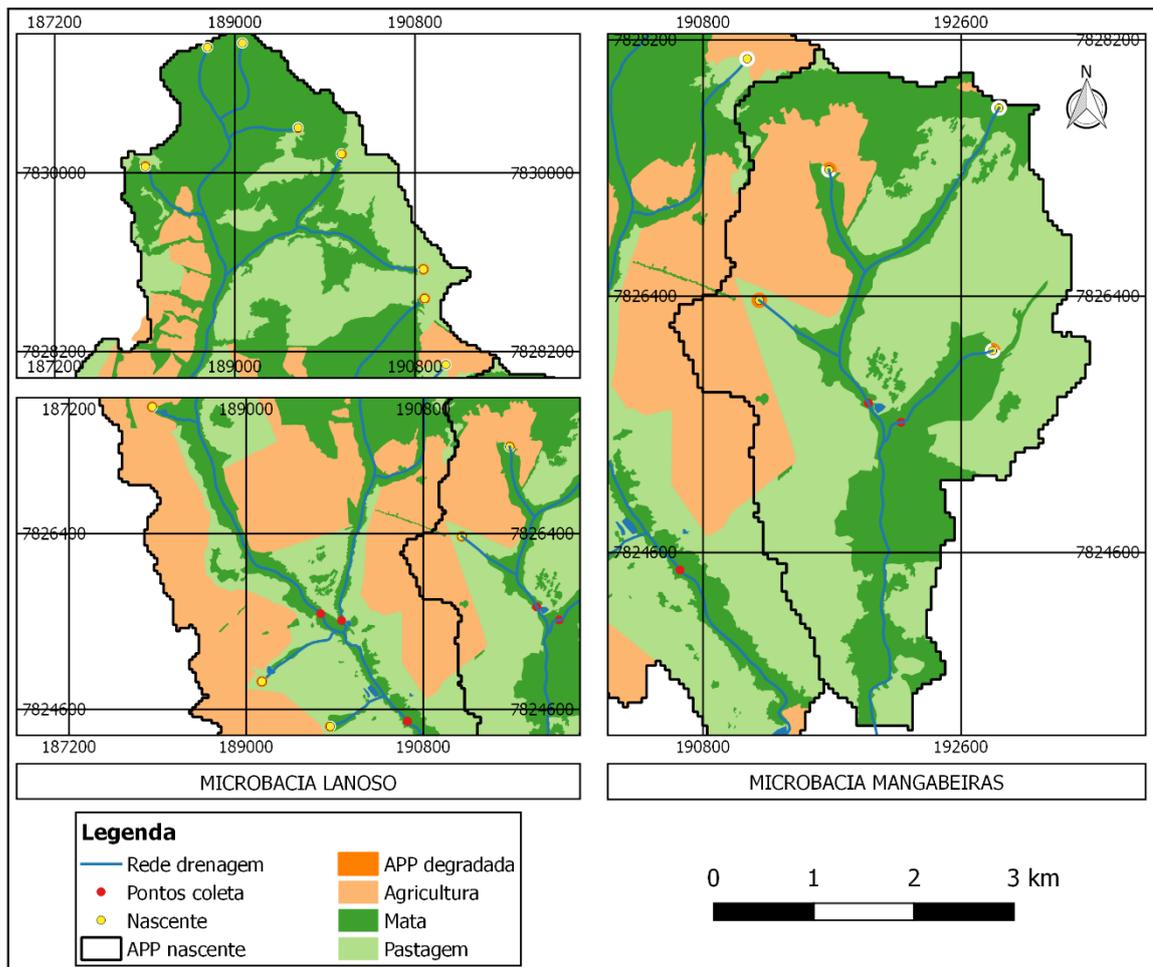


Fonte: Dos autores

A partir da análise da abrangência das AID's estabelecidas para os pontos de coleta verificou-se que, na Microbacia Lanoso, apenas L3 apresenta vegetação preservada no raio de 50m, ficando 10,7% de L1 e 15,7% de L2 invadido por pastagens. Os pontos de coleta L1 e L2 estão parcialmente inseridos no raio de 30m, com 93,5% e 99,92% respectivamente, da área dessa circunferência coberta por vegetação. Na microbacia Mangabeiras, M2 é completamente vegetada no raio de 50m, ficando fora desta circunferência 13% de M1 e 13% fora do raio de 30m que, são ocupados por pastagens.

As nascentes que abastecem as microbacias foram mapeadas e, tiveram projetadas e contabilizadas as áreas de suas APP's dentro da metragem estabelecida por lei, como apresentado pela Figura 8.

Figura 8 – Mapa das APP's das nascentes das microbacias Lanoso e Mangabeiras



Fonte: Dos autores.

Observa-se que o primeiro ponto de coleta da microbacia Lanoso (L1) recebe contribuição de sete nascentes (LN3, LN4, LN5, LN6, LN7, LN8 e LN9), o segundo ponto (L2) de duas (LN1 e LN2) e o terceiro (L3) de todas que estão a montante (LN1, LN2, LN3, LN4,

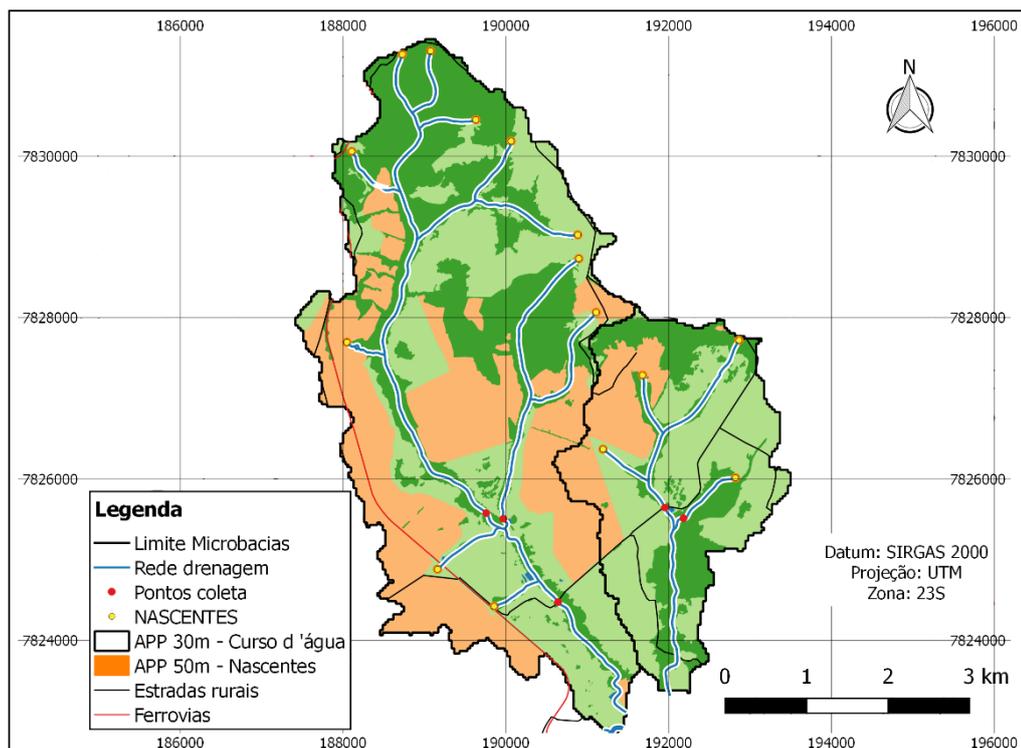
LN5, LN6, LN7, LN8 e LN9), além de outras duas (LN10 e LN11). O ponto M1 da microbacia Mangabeiras recebe contribuição de três nascentes (MN1, MN2 e MN3) e o M2 de apenas uma (MN4).

Das onze nascentes da microbacia Lanoso, duas (LN6 e LN7) possuem APP circular de 50m de raio preservadas e duas (LN1 e LN10) estão completamente ausentes. As demais (LN2, LN3, LN4, LN5, LN8, LN9, LN11) apresentam déficit de 86,8%, 77%, 22,8%, 8,5%, 20,8%, 60,3%, 41,9%, respectivamente, em suas APP's de 50 m de raio de acordo com o Código Florestal (Figura 8).

A microbacia Mangabeiras também apresenta degradação das APP's de suas nascentes, três (MN2, MN3 e MN4) das quatro não têm extensão de raio de 50m estabelecida pela legislação, apresentando déficit de 40,5%, 100,00%, 9,2% respectivamente. Assim, apenas uma nascente possui APP preservada, duas parcialmente e uma completamente ausente, situação irregular inclusive perante artigo 61- A, parágrafo 5º do Código Florestal que trata de APP's de nascentes e olhos d'água para áreas rurais consolidadas e permite APP de 15 metros, sendo então a normatização menos restritiva.

A legislação brasileira estabelece faixa de 30 metros de largura de APP's para margens de cursos d'água com até 10m de largura. A Figura 9 apresenta a projeção dessas APP's.

Figura 9 – Mapa das APP's ao longo dos cursos d'água nas microbacias Lanoso e Mangabeiras



Fonte: Dos autores

A microbacia Lanoso apresenta 19,5% da soma de seus 27,7 km de extensão sem a devida APP e, a microbacia Mangabeiras 16,5% de um total de 10,4 km com APP's degradadas, mostrando déficit para ambas as microbacias. Destaca-se que a APP do ponto M2 possui a maior extensão das microbacias, variando entre 60 a 330m.

### 5.3 CORRELAÇÃO ENTRE OS ÍNDICES BIÓTICOS E O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A correlação de Spearman aplicada entre o percentual preservado das APP's de nascentes e os índices bióticos indicou correlação moderada positiva que, corresponde a uma tendência monotônica crescente entre as variáveis, ou seja, quanto maior o nível de preservação das APP nas nascentes melhores foram os índices bióticos (H' e BMWP) os quais são indicativos de boa qualidade de água (Tabela 3).

Dessa forma, na microbacia Lanoso, o ponto com maiores índices bióticos de qualidade da água (Tabela 1) (L1) apresenta mais de 80% de suas margens protegidas por vegetação e é abastecido por maior número de nascentes em estado de preservação superior ao que estabelece a lei (Figura 8). De montante a jusante, o decaimento da qualidade da água foi acompanhado por menores extensões de APP's nas margens somado ao menor estado de preservação das APP's das nascentes.

Tabela 3 - Matriz de correlação entre índices bióticos e o uso e ocupação do solo

	<b>BMWP</b>	<b>H'</b>	<b>Agricultura</b>	<b>%APP Nascente</b>
<b>BMWP</b>	1.00	---	---	---
<b>H'</b>	0.90	1.00	---	---
<b>Agricultura</b>	---	- 0,61	1.00	---
<b>%APP Nascente</b>	---	0,61	---	1.00

A microbacia Mangabeiras possui os pontos de melhor (M1) e pior (M2) qualidade da água pelo índice biótico (Tabela 1). Apesar do M1 não exibir preservação da faixa obrigatória de 30m, conta com três nascentes, das quais uma está totalmente preservada, fato este que reflete na melhor qualidade da água. O ponto M2 apresenta a maior faixa de APP (Figura 9), mas recebe contribuição de apenas uma nascente, a qual se mostra degradada. Este fato reflete na sua pior qualidade da água pelos índices bióticos e pode ser responsável pelo regime intermitente observado, reforçando a importância da preservação das nascentes (VALLE JR. et al., 2010) (Figura 8).

Dessa forma observa-se que não é apenas a vegetação do entorno que determina a manutenção da qualidade da água e dos ecossistemas aquáticos e sim a continuidade de preservação da qualidade ambiental ao longo de todo o curso d'água e sobretudo nas nascentes, para garantir o fluxo de água mínimo constante e a capacidade de amortecer os impactos que a mata ciliar possui (BURTON; LIKENS, 1973; CALLISTO et al., 2001; SPONSELLER, 2001; VALERA et al., 2017; VALLE JR. et al., 2015). Além disso, embora as AID's estabelecidas no presente estudo apresentem faixa de vegetação ripária em grande parte superior a legalmente estabelecida que, é de 30 metros, verifica-se pelos índices bióticos, perturbações ambientais que refletem o uso e ocupação do solo nas microbacias, as quais apresentam predomínio ou grandes proporções de atividades antrópicas (VALLE JR. et al., 2013).

O coeficiente de Spearman (Tabela 3) também indicou uma correlação moderada negativa, estatisticamente significativa, entre índices bióticos e o percentual de área ocupada por agricultura nas microbacias, indicando que, quanto maior for a área ocupada por atividade agrícola, menores índices bióticos serão obtidos, implicando numa queda de qualidade ambiental das águas da respectiva bacia (VALLE JR. et al., 2015). Não foi observada correlação com a pecuária, corroborando os estudos de Valle Jr. e colaboradores (2010, 2012, 2015), que mostram que a agricultura é mais impactante que a pecuária para os corpos d'água.

## 6 CONCLUSÃO

Os resultados apontam que as influências antrópicas nas microbacias Lanoso e Mangabeiras estão exercendo pressões negativas sobre os ecossistemas aquáticos.

Nos locais menos alterados, observou-se valores mais elevados no BMWP, maiores diversidades e equitabilidade e, menor dominância. Sendo que, os que apresentaram maiores alterações no estado de preservação apresentaram menores valores no BMWP, menores índices de diversidade e equitabilidade e maior dominância de organismos tolerantes à poluição.

A queda na qualidade da água observada na comparação entre estação chuvosa e seca, de forma geral, foi acompanhada pelo decaimento nos índices biológicos e estatísticos de diversidade ecológica.

A análise dos grupos tróficos funcionais nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos acompanhou os índices bióticos. Nos locais mais preservados houve maior diversidade de grupos funcionais. Nos ambientes mais alterados, foi evidente a dominância de grupos tolerantes à poluição e menor diversidade de grupos funcionais. Na estação seca, a menor qualidade ambiental também foi evidenciada pela composição dos grupos funcionais, com menor diversidade e predomínio evidente de grupo tolerantes.

Foi perceptível o decaimento progressivo de qualidade da água observado de L1 à L3 na microbacia Lanoso e de M1 à M2 na microbacia Mangabeiras. O decaimento da qualidade da água no sentido montante-jusante está estreitamente relacionado ao estado de conservação das APP's das nascentes que abastecem os respectivos afluentes onde foram coletados os macroinvertebrados. Aqueles que contaram com a contribuição de nascentes com bom estado de conservação apresentaram índices bióticos mais elevados e à medida que houve aumento na degradação das APP's foi registrado queda na qualidade da água.

Espera-se que este estudo possa subsidiar a avaliação da qualidade da água em outras bacias hidrográficas, nortear o uso e ocupação do solo priorizando a preservação de áreas verdes sobretudo às de preservação permanente em detrimento a ocupação não planejada de áreas ambientalmente importantes fornecendo assim, informações aos tomadores de decisão na adoção de políticas ambientais voltadas à gestão e recuperação de bacias hidrográficas.

## REFERÊNCIAS

- ALBA-TERCEDOR, J. **Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. IV Simposio de Agua em Andaluçia (SIAGA), Almeria. v. 2, p. 203-213. 1996.**
- BARBOLA, I. F. et al. **Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná-Brasil.** Iheringia, Série Zoologia, v 101, n 2, p. 15-23. 2011.
- BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. e GALDEAN, N. **The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil.** Journal Aquatic Ecosystem Health & Management. 2000.
- BARBOUR, M.T. et al. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.** 3. ed. EPA 841-B-99-002, U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water Washington, D.C. 1999.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 27 de março 2018.
- BARUQUI, A.M.; FERNANDES M.R. Práticas de conservação do solo. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 11, n. 128, p. 55 – 59. ago/1985.
- BEST, E. P. H. Models on metabolism of aquatic weeds and their application potential. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (ed.). **Aquatic Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation**, Oxford: Oxford University Press. p. 254-273. 1990.
- BUENO, L. F.; GALBIATTI, J.A.; BORGES, M. J. **Monitoramento de variáveis de qualidade da água do horto Ouro Verde - Conchal – SP.** Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, set./dez. 2005.
- BURTON, T.M.; LIKENS, G.E. **The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire.** Bio Science, v. 23, n. 7, p.433-435. 1973.
- CALLISTO, M. Macroinvertebrados bentônicos. In: BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A. e ROLAND, F. **Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico.** Rio de Janeiro: IB-UFRJ/SBL. p. 139-152. 2000.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; e BARBOSA, F. A. R. **Habitat Diversity And Benthic Functional Trophic Groups At Serra Do Cipó, Southeast Brazil.** Revista Brasileira de Biologia. v. 61, n. 2, p. 259-266. 2001.

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

CALLISTO, M. et al. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)**. Acta Limnologica Brasiliensia. São Carlos. v. 14, n 1, p. 91-98. 2002.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JR., J. F.; e MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: GOULARD, E. M. A. (org). **Navegando o Rio das Velhas das Minas Gerais**. Belo Horizonte: Ed. UFTM. p. 555-567. 2003.

CANCELA DA FONSECA, J. P. **Species colonization models of temporary ecosystems habitats**. In: INNIS, G. S.; O'Neill, R. V. (eds.) Systems Analysis of Ecosystems. Burtonsville: International Cooperative Pbl. House. p 125-195. 1979.

CAIRNS JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.). New York: Chapman and Hall. p. 10-27. 1993.

CAIRNS Jr., J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. **A proposal framework for developing indicators of ecosystem health**. Hydrobiologia, v. 263, p. 1-44. 1993.

CERUTTI, V.L. **Variação espaço-temporal dos macroinvertebrados bentônicos e nectônicos no reservatório do Rio Verde, Paraná – Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. UTFPR. Curitiba, PR, 2015. p. 99.

CETESB. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo. 2006. Disponível em: <[http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb\\_QualidadeAguasInteriores\\_2017\\_02-06\\_VF.pdf](http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2017_02-06_VF.pdf)>. Acesso em: 20 de abril de 2018.

CHANGNON, S. A.; M. DEMISSIE. **Detection of Changes in Streamflow and Floods Resulting from Climatic Fluctuations and Land Use Changes**. Climatic Change, v. 32, p. 411-421. 1996.

CORBI, J.J. **Influência de práticas de manejo do solo sobre os macroinvertebrados aquáticos de córregos: ênfase para cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR – São Carlos, SP, 2006. p. 92.

CORBI, J.J. et al. **Levantamento preliminar da entomofauna aquática do centro nacional de pesquisa de peixes tropicais (CEPTA)**. Bol. Téc. CEPTA, v. 13, 2000.

CUMMINS, K.W.; MERRIT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. **The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil**. Studies on Neotropical Fauna and Environment, v. 40, p. 69-89, 2005.

DAGET, J. **Les modèles mathématiques en écologie**. Paris: Masson. 1976. 172 p.

FERNANDES, M.R.; SILVA, J.C. **Programa Estadual de Manejo de Sub0bacias Hidrográficas: fundamentos e estratégias.** Belo Horizonte-MG: EMATER-MG, 1994, p. 24.

FUCHS, C. R. **Classificação da qualidade da água do córrego Lanoso, Uberaba-MG.** Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, UNESP - Jaboticabal, 2012. p. 50.

GALDEAN, N. et al. **Lotic ecosystem of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community.** Journal Aquatic Ecosystem Health and Management. 2000.

GHAFFARZADEH, M., F. et al. **Tillage effect on soil water content and corn yield in a strip intercropping system.** Agronomie Journal, v. 89, n. 6, p. 893–899. 1997.

GIULIATTI, T. L.; CARVALHO, E. M. **Distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do córrego Laranja Doce, Dourados/MS.** Interbio, v. 3, n. 1, p. 4-14. 2009.

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

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. Degradação ambiental. In: CUNHA, S. B. **Geomorfologia e meio ambiente.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 337-379. 1996.

HASLAM, S. M. **A proposed method for monitoring river pollution using macrophytes.** Environmental Technology Letters, v. 3, p.19-34. 1982.

HEPP, L. U. et al. **Effects agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil).** Revista Brasileira de Zoologia, v. 27, n. 1, p. 106-113. 2010.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEVSKI, S. B. (Org.). **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares.** Erechim: Ed. Fapes, p. 75-85. 2007.

HELLAWELL, J. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.** London e New York: Elsevier Applied Science Pbl. 1986. p. 546.

INAG I,P, **Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentônicos.** Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água. I. P. Portugal. 2008.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. **Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates.** In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York: Chapman e Hall, p. 40-158. 1993.

JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. **Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil).** *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-35, 1998.

KATSUÓKA, L. **Avaliação do impacto da atividade agropecuária na qualidade da água em áreas de captação superficial nas bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo-São Paulo.** Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Brasil, 2001. p. 203.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. **Oekologie dertierischen Saprobien.** *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, v. 2, p. 126-152. 1909.

KÖNIG, R.; SUZIN, C. R. H.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. **Qualidade das águas de rios da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis, físicas, químicas e biológicas.** *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 3, n. 1, p. 84-93. 2008.

LIMA, E. **Recurso estratégico do século: água.** 2001. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br>>. Acesso em: 5 de julho de 2018.

LIMA, J.E.F.W. **Recursos hídricos no Brasil e no mundo.** Planaltina: Embrapa cerrados, 2001. p. 46.

LIMA.W.P.; REICHARDT, K. **Regime de água do solo sob floresta homogênea de eucalipto e de pinheiro.** Piracicaba: CENA, v. 31 p. 43. 1987.

LEITE, F.P.; BARROS,N.F.; SANS, L.M.A.; FABRES, A.S. **Regime hídrico do solo sob povoamento de eucalipto, floresta nativa e pastagem, na região de Guanhães - MG.** *Revista Árvore: Viçosa*, v. 21, n. 4, p. 455-6. 1997.

LOYOLA, R. G. N. **Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade.** V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Anais. Vitória (ES), 2000.

MERRITT, R. W. e CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3. ed. Iowa: Kendall/Hunt. 1996. p. 862.

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

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. **Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos Físicos.** *Revista Saúde e Ambiente*, v. 7, n. 1, p. 39-47. 2006.

MOHR, A. et al. **Influência da integridade ambiental na abundância de guildas tróficas de macroinvertebrados bentônicos.** 2011. Disponível em : [http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgec/docs/Producoes\\_Curso\\_de\\_Campo\\_2011/Relatorios\\_Grupos\\_2011/Mohr\\_et\\_al\\_Influencia\\_da\\_itegridade\\_ambiental\\_sobre\\_macroinvertebrados\\_bentonicos.pdf](http://portal.unemat.br/media/oldfiles/ppgec/docs/Producoes_Curso_de_Campo_2011/Relatorios_Grupos_2011/Mohr_et_al_Influencia_da_itegridade_ambiental_sobre_macroinvertebrados_bentonicos.pdf). Acesso em: 05/05/2018.

MORGADO, P. Uso e Ocupação do Solo. In: ROCHA, J. (ed.). **Atlas digital da Área Metropolitana de Lisboa**. 2016. p. 20. Disponível em: [https://www.aml.pt/susProjects/susWebBackOffice/uploadFiles/wt1wwpgf\\_aml\\_sus\\_pt\\_site/componentText/SUS57FCBBEE58CA4/EATLAS\\_AML\\_USO\\_SOLO\\_FORMATADO.PDF](https://www.aml.pt/susProjects/susWebBackOffice/uploadFiles/wt1wwpgf_aml_sus_pt_site/componentText/SUS57FCBBEE58CA4/EATLAS_AML_USO_SOLO_FORMATADO.PDF). Acesso em: 5 de julho de 2018.

MORENO, P.; CALLISTO, M. **Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil**. *Hydrobiologia*, v. 560, p. 311-321. 2006.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora: Rio de Janeiro. 2010. p. 176.

PARESCHI, D. C. **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores da Qualidade da Água em Rios e Reservatórios da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré (SP)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR – São Carlos, SP. 2009. p. 172.

PASSOS, C.A.M.; COUTO, L. **Sistemas agroflorestais potenciais para o Estado do Mato Grosso do Sul**. Seminário sobre sistemas florestais para o Mato Grosso do Sul. Dourados: EMBRAPA-CPAO, p.16-22. 1997.

PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L. **Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest**. *Ecology*, v. 65, p. 1466-1475. 1984.

PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. **Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego rico, Jaboticabal (SP)**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa. v. 28, n. 2, p. 297-305. 2004.

PISSARRA, T. C. T. **Avaliação quantitativa das características geomorfológicas de microbacias hidrográficas 1º ordem de magnitude em quatro posições do sistema natural de drenagem**. 1998. 124p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1998.

PRATT, J. M.; COLER, R. A. **A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers**. *Water Research*, v. 10, p. 1019-1025. 1976.

PREFEITURA DE UBERABA. **Plano de manejo da APA Rio Uberaba**. 2012. Disponível em: < <http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/conteudo,623>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2018.

PREFEITURA DE UBERABA. **Projeto água via 1 e 2**. Relatório ambiental Uberaba. 2010 Disponível em: <[http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/agua\\_viva/arquivos/avaliacao\\_ambiental/Relatorio%20Ambiental%201.pdf](http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/agua_viva/arquivos/avaliacao_ambiental/Relatorio%20Ambiental%201.pdf)> Acesso em: 12 de junho de 2018.

PIRES, J.S.R.; SANTOS, J.E. **Bacias hidrográficas: integração entre meio ambiente e desenvolvimento**. *Ciência Hoje*, São Carlos, v.19, n.10, p.4-45. 1995.

REECE, P. F.; RICHARDSON, J. S., **Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk.** In: DARLING, L. M. (ed.). Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk. v. 2. p. 15-19. 1999.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato.** Planaltina-DF: Embrapa cerrados, dez/2002, p. 29.

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

ROCHA, J. S. M. KURTZ, S. M. J. M. **Manual de Manejo Integrado de bacias Hidrográficas.** Santa Maria: Editora da UFSM, 2001. p. 282.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (eds.). Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, p. 235-247. 2004.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman and Hall. 1993. p. 1-9.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental conceitos e métodos.** São Paulo: Oficina de Textos. 2008. p. 495.

SANTOS, N. A. P. **Influência do uso e da cobertura do solo na qualidade da água na Bacia do Rio das Velhas.** Dissertação (Mestrado em Geografia) Departamento de Geografia. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2005.

SEGALLI, C.V.S. **Aplicação da abordagem ecossistêmica ao estudo da microbacia do córrego São José (São Carlos-SP).** Livro de resumos. Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Escola de Engenharia de São Carlos-USP. 1998.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos.** Jaguariúna: Embrapa. Comunicado Técnico, n. 19. 2004.

SIQUEIRA, H, E. et al. **Diagnóstico da qualidade da água em área de conflito de uso do Solo na microbacia Mangabeira, Uberaba-MG.** Enciclopédia Biosfera. Goiânia, v. 8, n. 14, p. 1164-1178. 2012.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALLET, H. M. **Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities.** Freshwater Biology, v. 46, p. 1409-1424. 2001.

STRAHLER, A.N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology.** Transactions American Geophysical Union, Washington, v. 38, n. 6, p. 913-920. 1957.

SWANK, W.T., SWIFT JR., L.W., DOUGLASS, J. E. **Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances.** In: SWANK, W.T.; CROSSLEY JR., D.A. (ed.). *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Ecological Studies, v. 66. Springer, New York, p. 297-312. 1988.

TACHET, H. et al. **Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie.** Paris: CNRS Edition, 2000. 588 p.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, p. 631. 2008.

TUPINAMBÁS, T. H.; CALLISTO, M.; SANTOS, G. B. **Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil.** *Revista Brasileira de Zoologia.* v. 24, n. 4, p. 887–897. dez/2007.

UBERABA EM DADOS, Edição 2009. Ano base 2008. 23 p. Disponível em: [http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/desenvolvimento\\_economico/arquivos/uberaba\\_em\\_dados/Edicao\\_2009/capitulo\\_01.pdf](http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/acervo/desenvolvimento_economico/arquivos/uberaba_em_dados/Edicao_2009/capitulo_01.pdf). Acesso em: 16 outubro 2016.

UNITED NATIONS, **Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2009).** *World Population Prospects: The 2008 Revision, Highlights, Working Paper No. ESA/P/WP.210.* Disponível em: [http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2008/wpp2008\\_highlights.pdf](http://www.un.org/esa/population/publications/wpp2008/wpp2008_highlights.pdf). Acesso em: 5 de julho de 2018.

UNITED NATIONS, **Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014).** *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352).* Disponível em: <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/Files/WUP2014-Methodology.pdf>. Acesso em: 5 de julho de 2018.

VALERA, C. A. **A legal framework with scientific basis for applying the ‘polluter pays principle’ to soil conservation in rural watersheds in Brazil.** *Land use policy,* Pergamon. v. 66, p. 61-67. 2017.

VALLE JÚNIOR, R. F. **Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba.** Tese (Doutorado em Agronomia, Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2008. p. 222.

VALLE JR, R. F. et al. **Diagnóstico das áreas de preservação permanente na microbacia hidrográfica do córrego Lanoso, Uberaba – MG: utilizando Sistema de Informação Geográfica – SIG.** *Global Science and Technology,* Rio Verde. v. 3, n. 3, p. 40-49. 2010.

VALLE, R, F. J. et al. **Monitoramento das variáveis físicoquímicas e microbiológicas das águas superficiais na bacia do rio Uberaba – MG.** *Global Science and Technology,* Rio Verde. v. 5, n. 2, p. 150-163. 2012.

VALLE, R, F. J. et al. **Diagnóstico do conflito de uso e ocupação do solo na bacia do rio Uberaba.** *Global Science and Technology,* Rio Verde. v. 6, n. 1, p. 40-52. 2013.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. **Multi Criteria Analysis for the monitoring of aquifer vulnerability: A scientific tool in environmental policy.** Environmental Science and Policy, v. 48, p. 250-264, 2015.

VALLE JÚNIOR., R. F. et al. **Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflict.** Science of the Total Environment, v. 493, p. 812–827, 2014.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. **Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do córrego Três Barras, Marinópolis.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, p. 55-64, 2010.

VEIGA, M. P.; MARTINS, S. S.; TORMENA, C. A.; SILVA, O. H. **Influência da mata ciliar sobre a qualidade da água do Ribeirão Aurora, no município de Astorga, Paraná.** Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia UNIPAR, Umuarama, v. 6, n. 2, p. 149-152. 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, v. 1, 2005.

WARD, D.; HOLMES. N.; JOSE, P. **The New Rivers and Wildlife Handbook.** Bedfordshire: SPP, NRA e The Wildlife Trusts. 1995. p. 426.

WATANABE, K.; SAKAI, F.; ORII, H. **Stepwise dilution screening of a cDNA library by polymerase chain reaction.** Analytical Biochemistry, v. 252, n. 1, p. 213-214. 1997.

WASHINGTON, H. G. **Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems.** Water Research, v. 18, p. 653-694. 1984.

## APÊNDICE A

### Adaptação índice BMWP adotado

CLASSE/ORDEM	FAMÍLIA	BMWP
ACARI	HIDRACARINA	<b>4</b>
ANNELIDAE	OLIGOCHAETA	1
BIVALVE	SPHAERIIDAE	<b>3</b>
COLEOPTERA	ELMIDAE	4
	GYRINIDAE	6
	HYDRAENIDAE	<b>4</b>
	HYDROCHIDAE	<b>4</b>
	HYDROPHYLIDAE	4
	LUTROCHIDAE*	
	STAPHYLINIDAE*	
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	2
	BLEPHARICERIDAE	8
	EMPIDIDAE	4
	PTYCHOPTERIDAE*	
	SIMULLIIDAE	5
	TIPULIDAE	3
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	4
	LEPTOHYPHIDAE	7
	LEPTOPHLEBIIDAE	8
GASTROPODA	PLANORBIDAE/BIOMPHALARIA	3
HETEROPTERA	MESOVELLIDAE	<b>3</b>
	NAUCORIDAE	5
	VELIIDAE / RHAGOVELIA	7
HIRUDINEA (subclasse)		<b>3</b>
MEGALOPTERA	CORYDALIDAE	5
NEMATODEO (filo)*		
ODONATA	AESHNIDAE	5
	CALOPTERYGIDAE	8
	GOMPHIDAE	5
	LIBELLULIDAE	5
	MEGAPODAGRIONIDAE	<b>8</b>
OSTRACODA		3
PLECOPTERA	PERLIDAE	8
TRICOPTERA	BRACHYCENTRIDAE	8
	HYDROPSYCHIDAE	5
	LEPIDOSTOMATIDAE	<b>8</b>
	LEPTOCERIDAE	7

**Negrito:** táxons adaptados de Junqueira e Campos (1998) a partir de Loyola (2000);

\*táxons que não possuem pontuação.

**APÊNDICE B**  
**MICROBACIA LANOSO**



Ponto coleta - L1



Ponto coleta - L1



Ponto coleta - L2



Ponto coleta - L2



Ponto coleta - L3



Ponto coleta - L3

MICROBACIA MANGABEIRAS



Ponto coleta – M1



Ponto coleta – M1



Ponto coleta – M2



Ponto coleta – M2

## APÊNDICE C

### Táxons e Grupos funcionais presentes dos pontos amostrados

CLASSE/ ORDEM/ FAMÍLIA	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3		PONTO 4		PONTO 5		GRUPO FUNCIONAL	
	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE	CH	SE		
ACARI (subclasse)												
Hidracarina		1		2		18	6	29			PREDADOR	
ANNELIDA												
Oligochaeta	3	2	2			183	6	4	7		COLETOR	
BIVALVE												
Sphaeriidae				2							FILTRADOR	
COLEOPTERA												
Elmidae	50	98	53	130	147	11	12	23			RASPADOR	
Hydraenidae										1	PREDADOR	
Hydrochidae										1	PREDADOR	
Hydrophilidae										1	1	PREDADOR
Lutrochidae						1					PREDADOR	
Staphylinidae						1		1			PREDADOR	
DIPTERA												
Chironomidae	31	123	101	28	18	97	47	29	71		COLETOR	
Blephariceridae	1							1			COLETOR	
Empididae		1									PREDADOR	
Gyrinidae			1								PREDADOR	
Ptychopteridae			3								PREDADOR	
Simuliidae						9					FILTRADOR	
Tipulidae	2	2	1		1		4	1			FILTRADOR	
EPHEMEROPTERA												
Baetidae				1	24						COLETOR	
Leptohyphidae	4		3	2	8		3	3	1		COLETOR	
Leptophlebiidae	22	5	8	4	13	60	6	20			COLETOR	
GASTROPODA												
Planorbidae/biomphalaria		2	1	3				1	16	7	RASPADOR	
HETEROPTERA												
Mesovellidae								1			PREDADOR	
Naucoridae	8	15	6	13	3	2		2			PREDADOR	
Veliidae / Rhagovelia			1					1			RASPADOR	
HIRUDINEA (subclasse)												
								1		6	PREDADOR	
MEGALOPTERA												
Corydalidae		2									PREDADOR	
NEMATODEO (filo)												
									1		PREDADOR	
ODONATA												
Aeshnidae	1							1			PREDADOR	
Calopterygidae	1							1			PREDADOR	
Gomphidae	9	3	3	6	1	1	18	25		4	PREDADOR	
Libellulidae	2						3			9	PREDADOR	

Megapodagrionidae	1		13								PREDADOR
CLASSE/ ORDEM/ FAMÍLIA	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3		PONTO 4		PONTO 5		GRUPO FUNCIONAL
	CH	SE									
OSTRACODA (classe)		8	1	1	1	13		33	7		COLETOR
PLECOPTERA											
Perlidae	1	1	3		2		6				PREDADOR
TRICOPTERA											
Brachycentridae							2				FILTRADOR
Hydropsychidae					6		6				FILTRADOR
Lepidostomatidae				1			3				FILTRADOR
Leptoceridae	7	8	2	19	3	20	3	12			FRAGMENTADOR

## APÊNDICE D

Estrutura trófica funcional dos pontos amostrados.

PONTOS/ ESTAÇÃO					
CHUVOSA	COLETOR	FILTRADOR	FRAGMENTADOR	PREDADOR	RASPADOR
1	58 (39,73%)	5 (3,42%)	7 (4,79%)	26 (17,81%)	50 (34,25%)
2	109 (57,67%)	3 (1,59%)	2 (1,06%)	16 (8,47%)	59 (31,22%)
3	64 (26,89%)	15 (6,30%)	3 (1,26%)	9 (3,78%)	147 (61,76%)
4	57 (43,85%)	20 (15,38%)	3 (2,31%)	38 (29,23%)	12 (9,23%)
5	86 (71,07%)	0	0	19 (15,70%)	16 (13,22%)
Média ± desvio padrão	47,8 ± 17 %	5,3 ± 6,1%	1,9 ± 1,8%	15,0 ± 9,7%	29,9 ± 20,9%
SECA					
1	138 (50,92%)	2 (0,74%)	8 (2,95%)	23 (8,49%)	100 (36,90%)
2	36 (16,90%)	3 (1,41%)	19 (8,92%)	22 (10,33%)	133 (62,44%)
3	353 (87,16%)	0	20 (4,94%)	21 (5,19%)	11 (2,72%)
4	88 (48,35%)	1 (0,55%)	12 (6,59%)	56 (30,77%)	25 (13,74%)
5	0	0	0	5 (41,67%)	7 (58,33%)
Média ± desvio padrão	40,67 ± 33,7%	0,54 ± 0,6%	4,68 ± 3,4%	19,29 ± 16,0%	34,83 ± 26,4 %

## APÊNDICE E

### Classificação obtida na aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)

		PARAMETROS	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO 5
IMPACTOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS	1	TIPO DE OCUPAÇÃO DAS MARGENS	2	2	2	2	2
	2	EROSÃO NAS MARGENS	2	2	2	2	2
	3	ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS	2	2	2	2	4
	4	COBERTURA VEGETAL NO LEITO	2	2	2	2	2
	5	ODOR DA ÁGUA	4	4	4	2	4
	6	OLEOSIDADE NA ÁGUA	4	4	4	4	2
	7	TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA	4	4	4	2	2
	8	ODOR DO SEDIMENTO	4	4	4	2	2
	9	OLEOSIDADE DO FUNDO	4	4	4	4	4
	10	TIPO DE FUNDO	2	2	2	2	2
CONDIÇÕES DE HABITAS E NÍVEL DE CONSERVAÇÃO DAS CONDIÇÕES NATURAIS	11	TIPOS DE FUNDO	2	2	2	2	0
	12	EXTENSÃO DE RÁPIDOS	2	2	2	2	0
	13	FREQUÊNCIA DE RÁPIDOS	2	2	2	2	0
	14	TIPOS DE SUBSTRATOS	2	2	2	2	0
	15	DEPOSIÇÃO DE LAMA	2	2	2	2	0
	16	DEPÓSITOS SEDIMENTARES	2	2	2	2	0
	17	ALTERAÇÃO NO CANAL DO RIO	3	3	3	3	5
	18	CARACTERÍSTICA FLUXO DAS ÁGUAS	3	3	2	3	3
	19	PRESENÇA DE MATA CILIAR	2	2	2	2	2
	20	ESTABILIDADE DAS MARGENS	2	3	2	2	3
	21	EXTENSÃO DA MATA CILIAR	2	2	2	2	3
	22	PRESENÇA DE PLANTAS AQUÁTICAS	3	3	2	3	3
PONTUAÇÃO			57	58	55	51	45
AVALIAÇÃO			ALTERADO	ALTERADO	ALTERADO	ALTERADO	ALTERADO

## ANEXO A

## Protocolo de avaliação rápida - PAR (CALLISTO et al., 2002)

Quadro I

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTOS
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 (fábricas, siderurgias, canalização, retilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal do leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderada	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento/canalizado

Quadro II

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 PONTOS	3 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTOS
11. Tipos de fundo	Mais de 30% com habitats diversificados: pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados: habitats adequados para a manutenção da população de organismos aquáticos	10 a 30% de habitats diversificados: disponibilidade de habitats insuficiente: substratos frequentemente modificados	Menos que 10% de habitats diversificados: ausência de habitats óbvia, substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas: rápido tão largos quanto o rio e com comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com 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 d'água "lisa" ou com rápidos raros; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo 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 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama	Entre 50 e 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 a significativa deposição de sedimentos.

Quadro II

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 PONTOS	3 PONTOS	2 PONTOS	0 PONTOS
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou drenagem ausente ou mínima: rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes: evidência de modificação há mais de 20 anos.	Alguma modificação à presente nas duas margens: 40 ou 80% do rio modificado.	Margens modificadas: acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas.	Fluxo relativamente igual em toda a largura o rio: mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio: ou menos de 25% do substrato exposto.	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 deflorestamento: todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa: deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação, maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa: deflorestamento óbvio, trechos com solo exposto ou vegetação eliminada: menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa: deflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis: evidência de erosão mínima ou ausente: pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% de margem afetada.	Moderadamente estáveis: pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 a 30% da margem com erosão.	Moderadamente instáveis: entre 30 e 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 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18m: sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc).	Largura de vegetação ripária entre 12 e 15m: mínima influência antrópica.	Largura de vegetação ripária entre 6 e 12m: influência antrópica intensa.	Largura e da vegetação ripária menor que 6m; vegetação restrita ou ausente devido a atividades antrópicas
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou algas remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausências de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (ex. água-pé).