

Universidade Federal de Uberlândia

Instituto de Biologia

Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

**Avaliação da qualidade ambiental da Bacia do Rio Uberabinha
através de um índice BMWP adaptado.**

Flávio Roque Bernardes Camelo

**Uberlândia - MG
2013**

Flávio Roque Bernardes Camelo

**Avaliação da qualidade ambiental da Bacia do Rio Uberabinha
através de um índice BMWP adaptado.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal
de Uberlândia como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais

Orientador

Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci

**UBERLÂNDIA
Fevereiro - 2013**

Flávio Roque Bernardes Camelo

**Avaliação da qualidade ambiental da Bacia do Rio Uberabinha
através de um índice BMWP adaptado.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal
de Uberlândia como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais

Aprovada em.

Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

UNESP

Profª. Dra. Solange Cristina Augusto

UFU

Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci

UFU (Orientador)

**UBERLÂNDIA
Fevereiro - 2013**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família e principalmente a minha companheira Ana Isa pelo apoio em todas as horas.

Agradeço aos amigos do LAQUA pela ajuda direta ou indiretamente.

Agradeço aos amigos da Ecologia 14 pelos momentos felizes e discussões nem sempre ecológicas.

Agradeço ao meu orientador pela oportunidade de trabalhar com o que gosto.

Agradeço a banca pela presença e pelas sugestões que virão e que com certeza farão a diferença.

Agradeço a CAPES, FAPEMIG e a Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais pelo financiamento e infraestrutura para desenvolver meu trabalho.

Obrigado a todos!

If

If you can keep your head when all about you
Are losing theirs and blaming it on you,
If you can trust yourself when all men doubt you
But make allowance for their doubting too,
If you can wait and not be tired by waiting,
Or being lied about, don't deal in lies,
Or being hated, don't give way to hating,
And yet don't look too good, nor talk too wise;

If you can dream--and not make dreams your master,
If you can think--and not make thoughts your aim;
If you can meet with Triumph and Disaster
And treat those two impostors just the same;
If you can bear to hear the truth you've spoken
Twisted by knaves to make a trap for fools,
Or watch the things you gave your life to, broken,
And stoop and build 'em up with worn-out tools;

If you can make one heap of all your winnings
And risk it all on one turn of pitch-and-toss,
And lose, and start again at your beginnings
And never breathe a word about your loss;
If you can force your heart and nerve and sinew
To serve your turn long after they are gone,
And so hold on when there is nothing in you
Except the Will which says to them: "Hold on!"

If you can talk with crowds and keep your virtue,
Or walk with kings --nor lose the common touch,
If neither foes nor loving friends can hurt you;
If all men count with you, but none too much,
If you can fill the unforgiving minute
With sixty seconds' worth of distance run,
Yours is the Earth and everything that's in it,
And --which is more-- you'll be a Man, my son!

Rudyard Kipling

Índice

LISTA DE FIGURAS	7
LISTA DE TABELAS	8
RESUMO	9
ABSTRACT	10
INTRODUÇÃO	11
MATERIAIS E MÉTODOS	18
Área de estudo	18
Coleta e processamento das amostras	20
Adaptação do índice BMWP à bacia do Rio Uberabinha	30
RESULTADOS	37
DISCUSSÃO	46
CONCLUSÃO	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa Bacia do Rio Uberabinha.....	19
Figura 2 – Pontos amostrados na Bacia do Rio Uberabinha – Rio.....	27
Figura 3 – Pontos amostrados na Bacia do Rio Uberabinha – Afluentes.....	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de referência para os graus de saprobidade utilizando os parâmetros físico-químicos (Junqueira & Campos 1998).....	33
Tabela 2 - Variáveis ambientais amostradas nos pontos situados na Bacia do Rio Uberabinha-MG...	35
Tabela 3 - Sistema de classificação da qualidade da água estabelecido para os macroinvertebrados bentônicos na Bacia do Rio Uberabinha, MG.....	36
Tabela 4 – Riqueza e abundância dos taxa encontrados nos pontos localizados no Rio Uberabinha...	37
Tabela 5 – Riqueza e abundância dos taxa encontrados nos pontos localizados nos afluentes do Rio Uberabinha.....	39
Tabela 6 - Graus de Saprobiidade encontrados na bacia do Rio Uberabinha-MG.....	41
Tabela 7 - Frequência de distribuição e ocorrência dos macroinvertebrados bentônicos relacionados ao Grau de Saprobiidade na bacia do Rio Uberabinha-MG.....	41
Tabela 8 - Pontuação atribuída às famílias de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do Rio Uberabinha-MG.....	43
Tabela 9 – Valores do BMWP-TRI e ASPT relativo aos pontos de coleta na Bacia do Rio Uberabinha, MG.....	44

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos têm sofrido forte pressão de atividades antrópicas. Estudos sobre qualidade de água são de grande importância, pois podem indicar possíveis impactos ambientais, e como estes impactos perturbam o ecossistema aquático e os organismos que lá vivem. Como a avaliação da qualidade da água por meio de parâmetros físico-químicos é insuficiente para determinar o estado ecológico da água, o monitoramento biológico tem sido apresentado como um método eficaz na determinação dessa qualidade, pois utiliza a estrutura de comunidades relacionadas ao ambiente como um indicador do grau de degradação. Assim, o objetivo desse estudo foi investigar a comunidade bentônica presente na Bacia do Rio Uberabinha e propor uma adaptação do índice BMWP para a realidade regional desta bacia, com o intuito de se estabelecer um primeiro diagnóstico da qualidade das águas da região do Triângulo Mineiro. Foram identificados 308.176 organismos, em 64 *taxa* nos 28 pontos amostrados. Deste total, 6.145 organismos estavam incluídos em 22 famílias de EPT. Dentre os pontos coletados, três foram considerados de excelente qualidade de água, nove foram considerados de boa qualidade, oito foram considerados satisfatórios, sete apresentaram uma qualidade ruim da água e somente um ponto foi considerado de péssima qualidade. Quando avaliamos os pontos localizados no Rio Uberabinha sob a perspectiva de microrregiões, fica clara uma tendência seguida pelo BMWP-TRI, em que a maioria dos pontos localizados à montante da cidade foram classificados com águas boas e satisfatórias, enquanto que a maioria dos pontos no perímetro urbano e à jusante da cidade foram classificados como ruins ou péssimos em relação à qualidade da água. Através dos resultados obtidos neste estudo, podemos destacar que a metodologia adotada mostrou-se capaz de evidenciar alterações nas condições de qualidade da água de forma bastante satisfatória. A pontuação e classificação dos pontos no período de estudo evidenciaram os processos de degradação dos ambientes estudados.

Palavras chave: Índice biótico, macroinvertebrados, qualidade da água, biomonitoramento, degradação ambiental.

ABSTRACT

Aquatic ecosystems have suffered intense pressure from human activities. Studies on water quality are important because they may indicate possible environmental impacts, and how these impacts disturb the aquatic ecosystem and the organisms that live there. As the assessment of water quality through physical and chemical parameters are insufficient to determine the ecological status of water biological monitoring has been presented as an effective method in determining this quality because it uses the structure of communities related to the environment as an indicator the degree of degradation. Thus the aim of this study was to investigate the benthic community in Uberabinha River Basin to propose an adaptation of BMWP to the regional reality of this basin, with the intention of establishing an initial diagnosis of the waters of the Triângulo Mineiro region. 308,176 organisms were identified in 64 *taxa* in the 28 sampling sites, of these, 6,145 distributed in 22 families belonged to the families of EPT. Among the points collected three were considered with excellent water quality, nine were considered of good quality, eight were considered satisfactory, seven had a poor quality of water and only one point was considered of terrible quality. When evaluating the points located on the Uberabinha river basin from the perspective of microrregions, then a tendency becomes clear by BMWP-TRI, where most of the points located upstream of the city were rated good to fair water, while most of the points on the perimeter urban and downstream of the city were classified as poor or very poor in relation to water quality. Through the results obtained by biomonitoring, we emphasize that the methodology adopted, was able to show changes in water quality conditions quite well. The score and rating points during the study period showed degradation processes in the studied environments.

Keywords: Biotic index, macroinvertebrates, water quality, biomonitoring, environmental degradation.

INTRODUÇÃO

Embora três quartos da superfície da Terra seja composta por água, a maior parte não está disponível para consumo humano, pois aproximadamente 97% é água salgada, encontrada nos oceanos e mares, e 2% formam geleiras inacessíveis, ou seja, apenas 1% de toda a água é doce podendo ser utilizada para consumo do ser humano e dos animais. Deste total 97% estão armazenados em fontes subterrâneas (ANA, 2005). Os recursos aquáticos são usados para diversas finalidades, seja o abastecimento de água, a geração de energia, a irrigação, navegação, aquicultura, dentre outros. Contudo, com o crescimento das cidades e a expansão das atividades agropecuárias, os ambientes aquáticos sofrem uma grande pressão antrópica exercida, ocasionando prejuízos ao equilíbrio da vida aquática e à própria humanidade (MORAES & JORDÃO, 2002).

Os recursos hídricos superficiais presentes no Brasil representam 53% (334,000 m³/s) do total dos recursos da América do Sul, e 12% (1.488.000 m³/s) dos recursos mundiais. É fato que o país tem um enorme potencial hídrico, o que faz parecer absurdo discutir o problema da escassez. No entanto, esta abundância de recursos hídricos brasileira é muito mal distribuída, tanto socialmente quanto geograficamente (REBOUÇAS, 1999).

Estudos sobre qualidade de água são de grande importância, uma vez que podem indicar possíveis impactos ambientais, e como estes impactos perturbam os ecossistemas aquáticos. Diversas metodologias têm sido utilizadas visando o monitoramento da qualidade hídrica (KÖNIG *et al.*, 2008). O uso de variáveis físicas e químicas, principalmente através de índices de qualidade da água, é um método bastante utilizado para essa finalidade (DA-SILVA & JARDIM, 2006). Determinados índices podem proporcionar um valor global da qualidade de água, incorporando valores individuais de uma série de parâmetros (RIZZI, 2001), uma vez que a utilização desses índices baseia-se no fato de que, ao alterar o ambiente, o homem afeta as variáveis hídricas e, pela análise destas, pode-se inferir a

integridade ambiental (KÖNIG *et al.*, 2008). Entretanto, esses parâmetros se tornam insuficientes ou muito custosos (MENDES & OLIVEIRA, 2004) quando queremos uma melhor definição do estado do corpo d'água ao longo de um maior período de tempo. Com base na análise das comunidades aquáticas, o conceito de “estado ecológico da água” permite ultrapassar as limitações impostas pelas análises físicas e químicas, já que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo mais amplo, refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido durante este período (BAPTISTA, 2008). Neste sentido, a comunidade aquática estaria indicando o estado de degradação do corpo d'água agindo como bioindicadora.

Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (CALLISTO *et al.*, 2004). Os bioindicadores mais utilizados são aqueles capazes de diferenciar entre fenômenos naturais e estresses de origem antrópica, relacionados a fontes de poluição pontuais ou difusas.

Com o avanço das pesquisas sobre o gerenciamento dos recursos hídricos, bem como em decorrência da necessidade de se verificar as reais consequências da contaminação dos corpos d'água para a biota aquática, recomenda-se que sejam estabelecidas associações dos métodos físico-químicos de avaliação da qualidade das águas, com métodos biológicos, permitindo assim uma caracterização mais completa dos ambientes aquáticos (CALLISTO *et al.*, 2004; POMPEU *et al.*, 2004).

Nessa perspectiva o monitoramento biológico tem sido apresentado como um método eficaz na determinação da qualidade da água, pois utiliza a estrutura de comunidades relacionadas ao ambiente como um indicador do grau de poluição (FLEITUCH *et al.*, 2002). O uso de indicadores biológicos requer um entendimento detalhado acerca das características e relações existentes entre os diversos componentes dos sistemas biológicos, que são afetados

pela tolerância a poluentes específicos e outros estressores (QUEIROZ *et al.*, 2008). As respostas biológicas fornecem subsídios para avaliar a qualidade de recreação, estética, ecológica e de saúde dos ambientes aquáticos (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998).

No Brasil, o biomonitoramento começa a se consolidar como uma ferramenta útil e de baixo custo na avaliação da qualidade das águas continentais (QUEIROZ *et al.*, 2008), uma vez que as metodologias de análise da qualidade das águas baseavam-se, principalmente, em parâmetros físico-químicos (ALBA-TERCEDOR, 1996), deixando em segundo plano os processos biológicos que estudam as relações entre os organismos aquáticos e o meio, bem com as relações estabelecidas entre estes organismos (AGENCES DE L'EAU, 1993).

O biomonitoramento de corpos hídricos através do uso de macroinvertebrados bentônicos tem sido cada vez mais usado e aceito como uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água (CALLISTO, 2000; GOULART & CALLISTO, 2003). Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo de rios, lagos e reservatórios, associados a diversos tipos de substratos como sedimentos minerais, detritos, macrófitas aquáticas e algas filamentosas (ROSENBERG & RESH, 1993). Esses organismos que, por convenção, apresentam dimensões superiores a 0,5 mm (HAUER & RESH 1996), constituem elementos essenciais nas teias tróficas lânticas (brejos, lagos, rios) e lótic (rios e riachos), pois participam da ciclagem de nutrientes, reduzindo o tamanho de partículas orgânicas, facilitando a ação de microorganismos decompositores e transportando matéria orgânica ao longo da corrente (CALLISTO & ESTEVES, 1995; WHILES & WALLACE, 1997; ESTEVES, 1998).

Em ambientes lóticos, as comunidades de macroinvertebrados são constituídas por centenas de espécies, pertencentes a numerosos filos, incluindo artrópodes, moluscos, anelídeos, nematóides e platelmintos (HAUER & RESH, 1996; MERRITT & CUMMINS, 1996). Esses organismos ocorrem em diversos níveis tróficos, com papéis ecológicos muito

específicos (CALLISTO *et al.*, 2001a). As principais razões para a utilização de macroinvertebrados na aplicação de métodos biológicos são atribuídas aos diferentes níveis de tolerância que as espécies apresentam aos poluentes, aos ciclos de vida relativamente longos, à vida sedentária e à abundância destes organismos no ambiente aquático (STRIEDER *et al.*, 2006).

Comunidades de macroinvertebrados bentônicos são influenciadas por vários fatores como tipo de substrato (HAWKINS *et al.*, 1982), disponibilidade de material alóctone (BAPTISTA *et al.*, 2001), fluxo da água (STATZNER & HIGLER, 1986), temperatura (ALLAN, 1995), distúrbios (DEATH & WINTERBOURN, 1995) e interações bióticas (RESH & ROSEMBERG, 1984), pois estes organismos apresentam diferentes adaptações morfológicas e comportamentais às características ambientais dos sistemas lóticos. Como tais características variam ao longo do tempo, alterações significativas nas comunidades de macroinvertebrados podem ocorrer entre períodos do ano, particularmente em ambientes com ciclos sazonais marcantes (BAPTISTA *et al.*, 2001).

De forma geral, quanto maior a intensidade dos impactos ambientais, mais intensas são as respostas ecológicas das comunidades, podendo haver desde alteração da abundância relativa de alguns grupos até exclusão de espécies. Como os organismos possuem essas adaptações aos ambientes em que vivem, eles refletem o nível de preservação de condições naturais ou as alterações provocadas pela emissão de poluentes ambientais (HYNES, 1974). Alguns organismos sensíveis à poluição, como é o caso de formas imaturas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), têm sido bastante utilizados como bioindicadores em programas de monitoramento ambiental (EATON, 2003).

A avaliação da qualidade ambiental por meio da comunidade de macroinvertebrados bentônicos baseia-se na utilização de índices bióticos e métricas, que podem fornecer informações importantes sobre o “status” ambiental dos ecossistemas aquáticos. Os índices

bióticos são baseados na premissa de que a tolerância à poluição difere entre os vários organismos bentônicos (RESH *et al.*, 1996) e constituem um dos vários tipos de medidas que frequentemente são utilizadas em monitoramentos biológicos.

A utilização de índices bióticos tem sido amplamente explorada em estudos realizados em sistemas aquáticos (KARR, 1999; LINKE *et al.*, 2005; SILVEIRA *et al.*, 2005), possibilitando uma abordagem simples e completa acerca da realidade desses ambientes. Alguns índices bióticos como, por exemplo, o Biological Monitoring Working Party (BMWP) (ARMITAGE *et al.*, 1983) podem ser calculados a partir da identificação dos macroinvertebrados em nível taxonômico de família. O BMWP foi criado pelo Departamento Britânico do Meio Ambiente, em 1976, para a classificação biológica da qualidade da água para uso no levantamento nacional de poluição de rios. O grupo envolvido desenvolveu um sistema de escores padronizados, que é baseado em uma pontuação derivada atribuída a diferentes famílias de macroinvertebrados, de acordo com seu grau de tolerância à poluição orgânica. Depois de dar a todas as famílias na amostra uma pontuação a soma é calculada (ARMITAGE *et al.*, 1983).

O uso de grandes grupos taxonômicos é considerado razoável para fins de monitoramento e definição de prioridades conservacionistas e de manejo, já que dá um caráter logístico mais viável às pesquisas, reduzindo o tempo de identificação dos organismos e contornando as limitações taxonômicas que certamente seriam encontradas em uma identificação ao nível específico (GALDEAN *et al.*, 1999), especialmente em sistemas aquáticos pouco conhecidos e altamente diversos, como é o caso dos ambientes lóticos tropicais.

Embora a utilização de índices bióticos de regiões climaticamente e ecologicamente distintas possa ser uma opção, existe uma grande diferença na composição e estruturação das comunidades de diferentes regiões e isso pode resultar em avaliações incorretas da qualidade

ambiental desses ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, há uma tendência em se criar ou adaptar índices de qualidade ambiental adequados às características das bacias hidrográficas estudadas, visando sua aplicação em estudos de biomonitoramento mais amplos (MONTEIRO *et al.* 2008). Contudo, a seleção de métricas e a adaptação dos índices bióticos às realidades de cada região ainda é um dos grandes desafios para a utilização de macroinvertebrados como indicadores ambientais.

Nos Estados Unidos, Europa e Austrália (MOSS *et al.*, 1987; BARBOUR *et al.*, 1996; MARCHANT *et al.*, 1997), o grande volume de informação já disponível acerca de aspectos ecológicos básicos dos macroinvertebrados permitiu estabelecer programas de monitoramento em larga escala, utilizando-se macroinvertebrados como bioindicadores (U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA, 2012). No Brasil, o desenvolvimento de pesquisas com ecologia de macroinvertebrados aquáticos deu-se principalmente a partir da década de 90 (OLIVEIRA, 1991; 1996; KIKUCHI, 1996; FROELICH & OLIVEIRA, 1997; MELO, 1998; NESSIMIAN & CARVALHO, 1998). Ao mesmo tempo, os trabalhos envolvendo a taxonomia de alguns grupos representativos, principalmente de insetos aquáticos, como Ephemeroptera, Plecoptera e Diptera (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995; FROELICH, 1984) se ampliaram. Com o desenvolvimento desses trabalhos e a consolidação de alguns grupos de pesquisa no país, iniciaram-se pesquisas visando à utilização dos macroinvertebrados na avaliação da qualidade ambiental de corpos hídricos, tanto em escala local como regional (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998; JUNQUEIRA *et al.* 2000; COTA *et al.*, 2002; MONTEIRO *et al.* 2008).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, abrangendo 22% do território nacional, sendo conhecido por sua alta biodiversidade, alto endemismo e seu alto grau de devastação (OLIVEIRA-FILHO, 2002). Do ponto de vista hidrológico o Cerrado também se destaca. Oito das 12 grandes regiões hidrográficas brasileiras recebem água de rios que

nascem neste bioma. Atualmente esse bioma está restrito a somente 20% de sua distribuição natural (356.630 Km²) e devido à sua riqueza e a alta pressão antrópica a que é submetido acabou por se tornar um dos grandes hotspots mundiais (MYERS, *et al.* 2000).

O Cerrado possui uma gama muito grande de sistemas aquáticos, desde cursos d'água bem definidos como nas Matas Ciliares e de Galeria e pouco definidos como é o caso das veredas. Todos esses cursos d'água desaguam nos grandes rios que fazem parte da maioria das bacias hidrográficas brasileiras. O estudo desses ambientes é justificado pela complexidade ecológica encontrada no Cerrado como um todo, e para proteger o pouco desse bioma altamente ameaçado pelas ações antrópicas. Portanto as iniciativas de pesquisa que criam subsídios para a preservação e monitoramento desses ambientes são prioritárias.

O Triângulo Mineiro é uma região rica em recursos hídricos, contudo os impactos antrópicos resultantes de diferentes agentes estressores têm sido crescentes. Embora alguns estudos relacionados à poluição dos ambientes lóticos da região tenham sido desenvolvidos (HARTER, 2007; ROSOLEN *et al.*, 2009), poucos trabalhos (GUIMARÃES, 2008; GUIMARÃES *et al.*, 2009) abordaram a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores em cursos d'água da região.

Nesse sentido, a definição de índices bióticos de qualidade ambiental, adaptados às condições regionais, é de grande importância para a elaboração de propostas efetivas de gerenciamento hídrico, envolvendo planos de monitoramento e medidas de preservação e recuperação destes ecossistemas aquáticos. Assim, o objetivo desse estudo foi investigar a comunidade bentônica presente na Bacia do Rio Uberabinha para propor uma adaptação do índice biótico BMWP para a realidade regional desta bacia, com o intuito de se estabelecer um primeiro diagnóstico das águas da região do Triângulo Mineiro.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma das principais bacias hidrográficas da região do Triângulo Mineiro, a bacia do Rio Uberabinha. Esta bacia está localizada na Mesorregião Geográfica do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas de 18°35'45" a 19°26'09" de latitude sul e de 47°49'39" a 48°39'08" de longitude oeste (Figura 1). Esta bacia ocupa uma área de 2.188,3 km², abrangendo terras dos municípios de Uberaba, Uberlândia e Tupaciguara (SCHNEIDER, 1996), sendo que 70% da área da bacia pertencente ao município de Uberlândia, 20% ao município de Uberaba e 10% ao município de Tupaciguara.

A vegetação natural da bacia é representada pelo bioma Cerrado, abrangendo formações fisionômicas que vão desde o cerrado sentido restrito ao campo cerrado. Os vales, amplos e rasos possuem extensas faixas hidromórficas com a característica de veredas, ou seja, fileiras de palmeira Buriti (*Mauritia flexuosa*) rodeadas por campos úmidos (SCHNEIDER, 1996).

O rio Uberabinha nasce no município de Uberaba, a uma altitude aproximada de 970 metros, e deságua no rio Araguari, na divisa dos municípios de Uberlândia e Tupaciguara, a uma altitude de cerca de 500 metros, abastecendo uma população de mais de um milhão de habitantes. O rio Araguari é afluente do rio Paranaíba, que é um dos formadores do rio Paraná. Portanto, a bacia do rio Uberabinha pertence à bacia do rio Paraná (FELTRAN-FILHO & LIMA, 2007).

No médio curso do rio Uberabinha localiza-se o município de Uberlândia, a maior e mais importante cidade da Mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, com população

estimada de 615.000 habitantes (IBGE, 2011) e com forte atividade econômica, tanto no setor agropecuário, quanto nos setores industrial e terciário.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw (megatérmico) com duas estações bem definidas: uma seca, com estiagem de maio a setembro e outra úmida de outubro a abril (SILVA & ASSUNÇÃO, 2004).

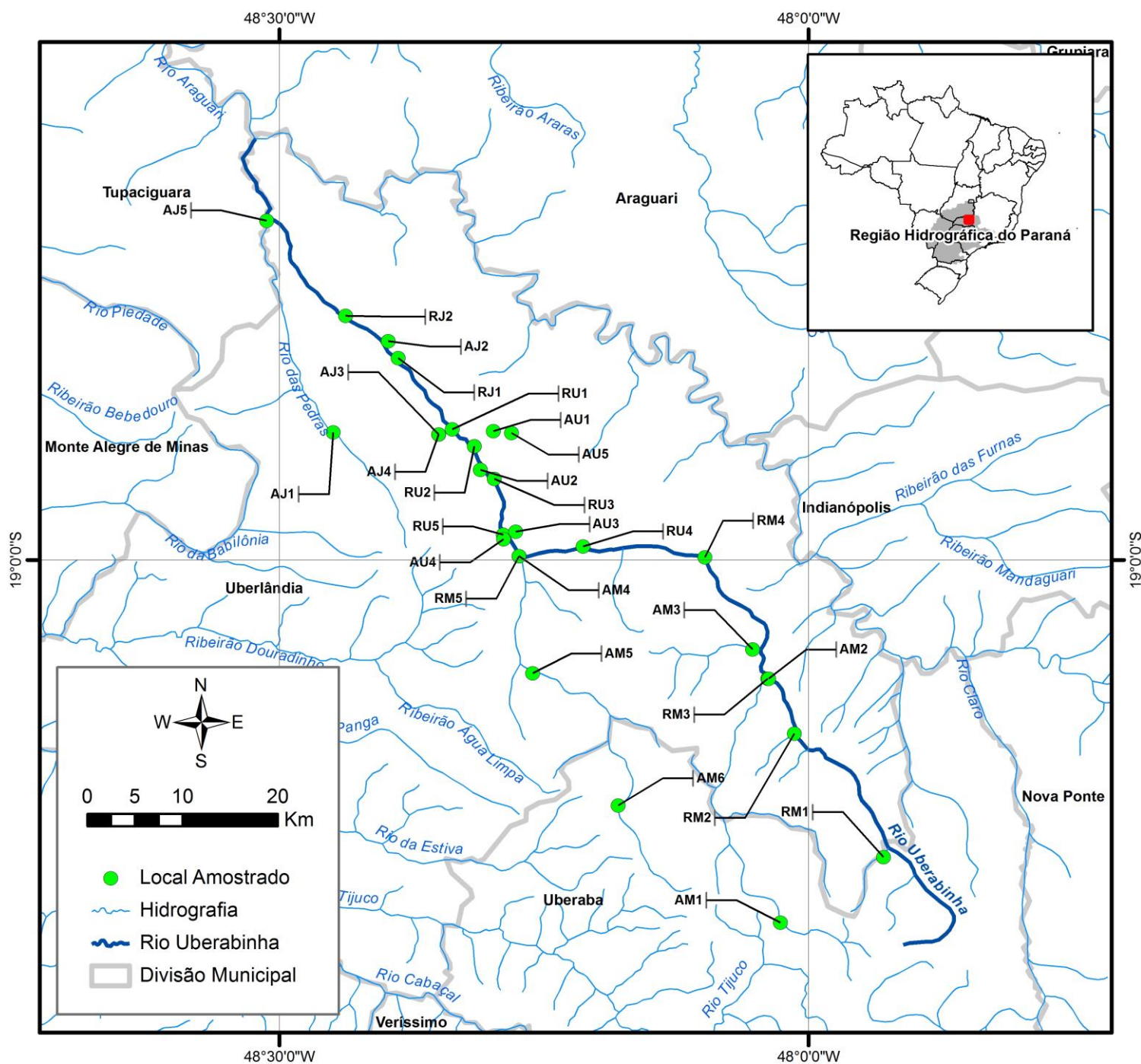


Figura 1 – Mapa Bacia do Rio Uberabinha e localização dos pontos de coleta.

A – pontos em afluentes; R – pontos no Rio Uberabinha; U – Urbano; M – Montante; J – Jusante.

Coleta e processamento das amostras

Foram definidos 28 pontos de coleta, sendo 12 ao longo do curso do Rio Uberabinha e 16 em seus afluentes, selecionando-se trechos de riachos com diferentes características ambientais, desde áreas íntegras, localizadas em reservas ambientais, até áreas impactadas localizadas na área urbana de Uberlândia (Figura 1). O período de coleta compreendeu os meses de agosto e setembro de 2010, na estação seca, e para cada ponto de coleta foram obtidas três amostras de sedimento utilizadas na avaliação da fauna bentônica.

As coletas foram realizadas em três microrregiões da bacia do Rio Uberabinha: montante (pontos anteriores ao perímetro urbano), urbano e jusante (após o perímetro urbano).

Pontos à montante da cidade de Uberlândia:

Ponto Rio Montante 1 (RM1) - Localiza-se próximo a ponte acima da Fazenda Rocinha (19°16'62" S e 47°55'45" W), distante de aproximadamente 65 km da área urbana de Uberlândia. É um ponto cuja integridade ambiental é perceptível, com vegetação predominante de Cerrado bem preservado, e às margens, o predomínio é de vegetação herbácea – graminosa, típica da fitofisionomia de Vereda (CARVALHO, 1991).

Ponto Rio Montante 2 (RM2) - Esse ponto está localizado próximo a nascente do rio Uberabinha (19°09'52" S e 48°00'48" W), distando aproximadamente 64 km da área urbana de Uberlândia, apresentado bom estado de conservação ambiental. A vegetação no local é bem preservada tanto nas margens quanto localmente.

Ponto Rio Montante 3 (RM3) - Localiza-se próximo a foz com o Ribeirão Beija-Flor (19°06'44" S e 48°48'16" W), estando a 30 km da cidade de Uberlândia. A vegetação

predominante é composta pelo Cerrado e a de margem é majoritariamente mata ciliar. Esse ponto está localizado próximo a um manancial de captação de água para tratamento convencional, realizado pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), que é destinada ao consumo da população de Uberlândia – MG.

Ponto Rio Montante 4 (RM4) - Esse ponto está localizado em uma área de Reserva legal ($18^{\circ}59'51''$ S e $48^{\circ}05'53''$ W), a aproximadamente 20 km da área urbana de Uberlândia. A vegetação predominante no local ainda é nativa, e a vegetação de margem é composta por mata ciliar.

Ponto Rio Montante 5 (RM5) - Localiza-se na confluência com o Ribeirão Bom jardim, em um ponto dentro de uma fazenda particular ($18^{\circ}59'47''$ S e $48^{\circ}16'25''$ W). É o ponto a montante mais próximo da área urbana de Uberlândia, com 2 km de distância. A vegetação no local é bem preservada tanto nas margens quanto localmente.

Pontos Afluentes Montante 1 e 2 (AM1 e AM2) - Estão localizados no Ribeirão Beija-flor na zona rural à montante do Rio Uberabinha e é um dos principais afluentes do rio pela margem esquerda, sendo que parte de sua água é captada para o abastecimento da cidade de Uberlândia. Além disso, concentram-se na área atividades de extração de argila refratária. As coletas foram realizadas em dois pontos, AM1, nas proximidades da nascente do ribeirão ($19^{\circ}20'35''$ S e $48^{\circ}01'36''$ W) e AM2, em uma região próxima à foz com o Rio Uberabinha ($19^{\circ}06'44''$ S e $48^{\circ}02'16''$ W).

Ponto Afluente Montante 3 (AM3) - Localiza-se na zona rural à montante do rio Uberabinha, sendo que a área de coleta situou-se no interior de uma fazenda ($19^{\circ}05'05''$ S e $48^{\circ}03'10''$ W).

A área de entorno do córrego é marcada por atividades agrícolas, entretanto não foram visíveis alterações antrópicas de origem doméstica e industrial, segundo estimativas visuais e através da avaliação pelo protocolo de avaliação rápida.

Pontos Afluentes Montante 4, 5 e 6 (AM4, AM5 e AM6) - Estão localizados no Ribeirão Bom-Jardim na zona rural à montante do Rio Uberabinha, entre as porções Sudeste do município de Uberlândia e norte do município de Uberaba. O ribeirão possui aproximadamente 52.085 Km de extensão e drena uma área de 388,498 km². É um dos principais afluentes do Rio Uberabinha, constituindo uma das fontes de captação de água para abastecimento urbano da população de Uberlândia (BERNARDES, 2007). Foram determinados ao longo do referido ribeirão três pontos de coleta, AM4 na região de baixo curso (18°59'47" S e 48°16'25" W), AM5 na região de médio curso (19°06'26" S e 48°15'38" W) e AM6 na região de alto curso (19°13'56" S e 48°10'48" W).

Pontos na área Urbana de Uberlândia

Ponto Rio Urbano 1 – Fazenda Capim Branco - Está localizado dentro da Fazenda Capim Branco, pertencente à Universidade Federal de Uberlândia (18°52'35" S e 48°20'12" W). Este ponto está à jusante da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) Uberabinha, do aterro sanitário e do complexo industrial de Uberlândia, o que torna esse ponto extremamente impactado por poluição de origem orgânica.

Ponto Rio Urbano 2 (RU2) - Esse ponto está localizado na confluência com o Córrego Liso (18°53'33" S e 48°18'57" W). A vegetação marginal nativa foi toda alterada devido a processos erosivos ocasionados por desmatamento, possuindo áreas de residência no seu

entorno. Suas margens e o curso d'água estão tomados por entulhos e resíduos sólidos urbanos, apresentando cor acinzentada forte odores fétidos, devido a decomposição do lixo.

Ponto Rio Urbano 3 (RU3) – Ponte Getúlio Vargas - Localiza-se no Bairro Daniel Fonseca (18°55'24" S e 48°17'49" W). No local, há plantas exóticas introduzidas, substituindo completamente a vegetação nativa, e nas margens há predominância de gramíneas exóticas e árvores plantadas. Esse ponto possui influência de uma Estação de Tratamento de Esgoto, localizada a aproximadamente 2 km a montante, e por isso, é impactado, com odor fétido característico.

Ponto Rio Urbano 4 (RU4) - Localizado próximo ao Frigorífico Real, na BR – 050 (18°59'14" S e 48°12'47" W), esse ponto está distado a aproximadamente 5 km do centro de Uberlândia. A vegetação nativa foi parcialmente substituída por pastos, e a vegetação marginal é de mata ciliar.

Ponto Rio Urbano 5 (RU5) - Localiza-se dentro do Clube Caça e Pesca Itororó (18°58'34" S e 48°17'18" W), possuindo um represamento parcial nesse ponto do rio. A vegetação no local é bem preservada tanto nas margens quanto localmente.

Ponto Afluente Urbano 1 (AU1) – Ponto localizado no Córrego Liso, está geograficamente inserido no perímetro urbano de Uberlândia, mais especificamente no setor norte da cidade (18°52'42" S e 48°17'52" W). Possui aproximadamente cinco quilômetros de extensão e seu leito abrange parte dos bairros Cruzeiro do Sul, Residencial Gramado, Jardim América, Pacaembu, Maravilha e São José. É pertencente à micro-bacia do Córrego Liso e desagua na margem direita do Rio Uberabinha (BORGES, 2005). A paisagem vegetal natural foi

substituída por pastos, residências e indústrias e há presença de entulhos em suas margens, bem como a poluição por efluentes na água.

Ponto Afluente Urbano 2 (AU2) - O Córrego do Óleo se insere na zona urbana da cidade de Uberlândia, atravessando os bairros Mansour, Luizote de Freitas, Jardim Patrícia, Dona Zumira e Planalto. Possui aproximadamente seis quilômetros de extensão quando por fim desagua na margem esquerda do Rio Uberabinha (BORGES, 2005). Na área de coleta, cujo leito situava-se nas proximidades do bairro Jardim Patrícia (18°54'53" S e 48°18'36" W), foi possível observar que a mata ciliar foi fortemente degradada e a vegetação natural das margens deu origem a residências, comércios e até mesmo indústrias.

Ponto Afluente Urbano 3 (AU3) – Ponto localizado no Córrego da Lagoinha, está inserido no perímetro urbano de Uberlândia, mais especificamente na zona sul da cidade, atravessando parte do bairro Shopping Park (18°58'24" S e 8°16'36" W). Observou-se no local que a vegetação nativa, apesar de presente, se encontrava fortemente degradada e, além disso, havia derramamento de efluentes domésticos diretamente no leito do rio, segundo informações de moradores da região.

Ponto Afluente Urbano 4 (AU4) - Localizado em uma área de vereda na Reserva Ecológica do Clube Caça e Pesca Itororó está o Córrego Cabeceira do Lageado (18°58'49" S e 48°17'17" W). A reserva, que dista aproximadamente 10 km do centro da cidade, possui o Cerrado (sentido restrito) como vegetação predominante. Às margens do córrego o predomínio é de vegetação herbácea – graminosa, típica da fitofisionomia de Vereda (CARVALHO, 1991).

Ponto Afluente Urbano 5 (AU5) – O Córrego Buritizinho localiza-se entre os bairros Roosevelt, Maravilha e Jardim Brasília (18°52'48" S e 48°16'50" W). A vegetação marginal nativa já foi toda alterada ou substituída por pastos, residências, pequenas chácaras e até mesmo pequenas indústrias. Suas margens estão tomadas por entulhos ou desmoronamentos em barrancos e o curso d'água está totalmente poluído pelos esgotos (BATISTA & SCHNEIDER, 1995).

Pontos à jusante da cidade de Uberlândia

Ponto Rio Jusante 1 (RJ1) - Localiza-se na dentro da Pequena Central Hidroelétrica (PCH) Usina dos Martins (18°48'33" S e 48°23'16" W). Sua vegetação nativa é de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, e a vegetação marginal é de mata ciliar. Esse ponto está distado aproximadamente 10 km da cidade de Uberlândia, e está a jusante de outra Estação de Tratamento de Efluentes da cidade, possuindo assim odor fétido e cor acinzentada escura, típicos de contaminação por matéria orgânica.

Ponto Rio Jusante 2 (RJ2) - Localiza-se sob a Ponte do Carrapato (18°48'07" S e 48°26'15" W). Possui vegetação nativa e nas margens parcialmente degradadas. A distância de Uberlândia é de aproximadamente 10 km, e também sofre influência do lançamento de esgoto da Estação de Tratamento de Efluentes da cidade, possuindo cor acinzentada escura e odor desagradável.

Pontos Afluente Jusante 1 e 5 (AJ1 e AJ5) – O Ribeirão Rio das Pedras encontra-se próximo ao município de Uberlândia, e pode ser dividido em baixo, médio e alto curso. As coletas compreenderam as regiões de médio curso, AJ1 (18°52'46" S e 48°26'57" W), onde se encontram pequenos lotes rurais que formam o Assentamento de Reforma Agrária Rio das

Pedras, e baixo curso, AJ5 (18°40'45" S e 48°30'43" W), que encontra-se próxima a um hotel-fazenda que atende a população do município de Uberlândia e região (MARQUES, 2008).

Ponto Afluente Jusante 2 (AJ2) – O Córrego dos Machados está localizado à jusante do Rio Uberabinha, sendo que as coletas foram realizadas na zona rural, mais especificamente no interior de uma fazenda (18°47'35" S e 48°23'50" W). Na área de entorno do córrego encontravam-se predominantemente pastagens, bem como vegetações típicas do cerrado, as quais eram visíveis em menor quantidade.

Ponto Afluente Jusante 3 (AJ3) - O Córrego Gordura situa-se à jusante do Rio Uberabinha, mais especificamente no interior de uma fazenda, local onde foram realizadas as coletas de sedimento (18°53'01" S e 48°20'45" W). A região de entorno do córrego é caracterizada por uma grande área de pastagens e agricultura. A vegetação nativa é encontrada em pequenos fragmentos de mata, sendo observadas nas margens do córrego praticamente nenhuma cobertura vegetal, alguns processos erosivos e vestígios de alterações domésticas.

Ponto Afluente Jusante 4 (AJ4) – O Córrego Fundo localiza-se à jusante do Rio Uberabinha e seu leito corta parte do loteamento Morada do Sol, em Uberlândia (18°53'01" S e 48°20'45" W). A área de entorno do córrego é marcada predominantemente por pastagens, entretanto encontram-se pequenos fragmentos de vegetação nativa e algumas edificações.



Figura 2 – Pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos amostrados na Bacia do Rio Uberabinha, MG.

R – Rio.

M – Montante; U – Urbano; J – Jusante.



Figura 3 – Pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos amostrados na Bacia do Rio Uberabinha, MG.

A – Afluentes.

M – Montante; U – Urbano; J – Jusante.

As amostras de sedimento para avaliação da fauna bentônica foram obtidas utilizando-se coletor tipo Surber de 30x30cm, bastante indicado para cursos d'água de pequeno porte, como córregos e nascentes, segundo Silveira, *et al.* (2005). Em cada córrego foi selecionado um trecho representativo, com possibilidade de acesso. Neste trecho, foram coletadas três amostras de sedimento. Cada amostra foi constituída do material resultante de três subamostras, obtidas pela agitação do substrato delimitado pelo Surber durante um minuto. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas, fixadas em formaldeído a 10% e transportadas para o Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos do Instituto de Biologia - UFU, para processamento. O material armazenado em cada saco plástico coletado foi colocado em um sistema de três peneiras metálicas acopladas (1,00; 0,50; 0,25 mm). Utilizando-se água corrente, o material retido nas peneiras foi lavado cuidadosamente, para evitar danos aos organismos (SILVEIRA *et al.*, 2004). Detritos de maiores dimensões como folhas e gravetos foram inspecionados individualmente, pois poderiam reter organismos menores e casas de Trichoptera.

A separação dos organismos dos detritos em cada amostra foi realizada em duas etapas. Inicialmente, a olho nu, foram separados os macroinvertebrados de maiores dimensões. Em seguida, utilizando-se um microscópio estereoscópico com aumento de 10 a 50 vezes, foi realizada nova inspeção da amostra. Todos os organismos de cada amostra foram armazenados em frascos devidamente rotulados.

A identificação dos macroinvertebrados ocorreu em duas etapas. Inicialmente os organismos foram separados em ordens e posteriormente em famílias, utilizando-se chaves de identificação específicas (FROELICH, 1984; DOMINGUEZ *et al.*, 1992; TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995; MERRITT & CUMMINS, 1996; COSTA *et al.* 2006; MUGNAI *et al.*, 2010). O filo Annelida foi classificado até o nível de subclasse

Adaptação do índice BMWP à bacia do Rio Uberabinha

Em cada ponto amostral foram calculados os seguintes parâmetros físico-químicos: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, fósforo total, nitritos, nitrogênio amoniacal, sólidos totais dissolvidos e turbidez em laboratório e a temperatura da água, oxigênio dissolvido e pH, foram medidos utilizando-se um medidor digital multifuncional (Tabela 2).

Cada ponto foi amostrado três vezes e as amostras de água foram coletadas em dois frascos de vidro âmbar com capacidade de 1,5 L, a uma profundidade média de 20 cm da lâmina d'água para análises físico-químicas, e um frasco de vidro âmbar com capacidade de 250 ml para análise microbiológica. Em um dos frascos de coleta, as amostras foram fixadas com H₂SO₄ a 0,5% (para análise de óleos e graxas), e todas foram etiquetadas com as respectivas descrições dos pontos coletados e acondicionadas em caixas térmicas com gelo para serem analisadas em laboratório segundo técnicas e métodos descritos pela American Public Health Association (APHA, 1995).

Foram medidos *in situ* a temperatura da água, utilizando-se um termômetro de mercúrio, a condutividade elétrica, utilizando-se um condutivímetro digital (Digimed DM-32), o oxigênio dissolvido (OD), medido através de um Oxímetro Digital e o pH também medido com um medidor digital portátil.

- Temperatura – muitas características físicas, químicas e biológicas são diretamente afetadas pela temperatura, portanto, poucos seres vivos toleram mudanças extremas neste parâmetro (VASCONCELOS *et al.*, 2009).

- Oxigênio Dissolvido – é essencial para organismos de respiração aeróbica, além de que a escassez desse elemento na água favorece a liberação de compostos tóxicos ocorridos em alguns processos biológicos (MAROTTA *et al.*, 2008).

- O pH – potencial hidrogeniônico, que mede a acidez/basicidade da água, determinado com a utilização de um Peagâmetro digital (Digimed DMPH). O pH é um parâmetro adimensional, de grande importância nos ecossistemas aquáticos, pois interfere no transporte iônico intra e extra celular e entre os organismos e o meio, e é diretamente proporcional à riqueza de espécies, uma vez que em águas menos ácidas, há mais chance de haver maior diversidade de alimento disponível (GILLER & MALMQVIST, 2005).

Os demais parâmetros físico-químicos foram analisados na Divisão de Assessoramento Técnico e Análise Química (DIAAQ), no Instituto de Química – UFU, sendo eles:

- Turbidez – foi determinada através do método nefelométrico, com a utilização de um turbidímetro digital processado (HD114), que consiste em comparar a intensidade de luz espalhada pela amostra em condições definidas, com a intensidade da luz espalhada por uma suspensão padrão. A turbidez refere-se à quantidade de partículas em suspensão na água, sendo incrementada pelo aporte das partículas de efluentes domésticos sem tratamento, bem como pela erosão das margens dos rios, que é intensificada pelo mau uso do solo. Assim, é inversamente proporcional à produção primária de um ecossistema aquático (MAROTTA *et al.*, 2008).

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – a Demanda Bioquímica de Oxigênio foi determinada pelo método de diluição e incubação a 20°C durante cinco dias (MACÊDO, 2003). É um parâmetro utilizado para avaliar a quantidade de oxigênio requerida por microrganismos aeróbios para estabilizar a matéria orgânica presente em águas ou efluentes, através da sua oxidação. Quanto maior a DBO, maior o teor de matéria orgânica a ser oxidada, e portanto, maior a poluição (VASCONCELOS *et al.*, 2009).

- Demanda Química de Oxigênio (DQO) – o processo se baseia na oxidação por uma mistura em ebulição de ácido crômico e ácido sulfúrico (MACÊDO, 2003). Remete à

quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica através de um agente químico considerado forte. Assim como ocorre com a DBO, quanto maior o valor da DQO, maior a quantidade de matéria orgânica a ser oxidada, e, portanto, maior a poluição (CETESB, 2009).

- Sólidos Dissolvidos Totais (TDS) – foi obtida através da evaporação da água amostrada e posterior secagem em estufa e pesagem para mensurar a quantidade total de sólidos dissolvidos na água (MACÊDO, 2003). Corresponde na medida dos materiais sólidos que se encontram dissolvidos nas águas, incluindo sais, material orgânico dissolvido, entre outros, e concentrações muito altas desses elementos podem limitar o crescimento e conduzir à morte de muitas formas de vida aquática (VASCONCELOS *et al.*, 2009).

- Fósforo Total – foi medido através do método de digestão ácida, utilizando $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ e reação com molibdato de Amônio e ácido ascórbico (GREENBERG *et al.*, 2005). O fósforo é um nutriente de grande importância, pois participa de processos do metabolismo como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular, além de ser fator limitante na produtividade da maioria das águas continentais (GILLER & MALMQVIST, 2005).

- Nitrito – foi determinado através do método de diazotação da sulfanilamida pelo nitrito presente na amostra de água em meio ácido, com a utilização de um Espectrofotômetro (GREENBERG *et al.*, 2005). O nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados, pois sua presença está ligada ao material orgânico de origem autóctone e alóctone. Representa uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e nitrato (forma mais oxidada) (GILLER & MALMQVIST, 2005).

- Nitrogênio amoniacal – foi medido através do método do Indofenol, com o auxílio de um Espectrofotômetro (GREENBERG *et al.*, 2005). A amônia é um tóxico

bastante restritivo à vida de alguns seres aquáticos, e é um padrão de classificação das águas naturais e de emissão de esgotos pois, em altas concentrações, pode provocar o aumento da DBO de segundo estágio, que indica poluição (CETESB, 2009).

As valências sapróbicas (limites de tolerância à poluição orgânica) para cada ponto amostral foram calculadas a partir de parâmetros referentes ao índice desenvolvido por Kolkwitz & Marsson (1909), e adaptado à Bacia do Rio das Velhas - MG. As zonas de eutrofização foram baseadas no trabalho de Junqueira & Campos (1998) (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de referência para os graus de saprobidade utilizando os parâmetros físico-químicos (Junqueira & Campos 1998).

Classes	Grau de Saprobidade	Índice Sapróbico	Teor de Carga Orgânica	OD (%)		DBO (mg,L-1)	DQO (mg,L-1)	NH4N (mg,L-1)
				Def, Sat, (%)	Super Sat, (%)			
I	Oligosapróbico (Os)	1 a <1,5	Ausente a escasso	0 a 5	0 a 3	0 a 0,5	1 a <3	<0,1
I-II	Oligo a B mesosapróbico (Os-βms)	1,5 a <1,8	Escasso	5 a 15	3 a 10	0,5 a 2	3 a <6	0,1
II	B-mesosapróbico (βms)	1,8 a <2,3	Moderado	15 a 30	10 a 25	2 a 4	6 a <10	>0,1 a <0,3
II-III	B a A-mesosapróbico (βms-αms)	2,3 a <2,7	Crítico	30 a 50	25 a 50	4 a 7	10 a <19	>0,3 a <0,7
III	A-mesosapróbico (Ams)	2,7 a <3,2	Forte	50 a 75	50 a 100	7 a 13	19 a <75	>0,7 a <3
III-IV	A-mesosapróbico a polisapróbico (Ams-os)	3,2 a <3,5	Muito Forte	75 a 90	>100	13 a 22	>75	>3 a <9
IV	Polisapróbico (ps)	3,5 a <4	Excessivo	>90	-	>22	-	>9

As valências sapróbicas e a ocorrência das famílias de macroinvertebrados foram determinadas, sendo correlacionadas com a frequência de ocorrência nos diferentes graus de saprobidade, de acordo com os parâmetros físico-químicos da água. Com a frequência de ocorrência dos macroinvertebrados bentônicos, foi calculada uma nova pontuação para cada família, através da seguinte equação:

$$S_i = \sum [(n_{ij} \times V_j)/n_i]$$

Onde:

S_i é a pontuação para a família i , $n_{i,j}$ a abundância da família i nos locais com grau j de saprobidade, V_j o valor ponderado para esse grau de saprobidade e n_i abundância total da família i . Os valores de ponderação utilizados foram 10 para Oligosapróbico, 5 para Oligo- β -mesosapróbico, 4 para β -mesosapróbico, 3 para β - α -mesosapróbico, 2 para α -mesosapróbico, 1 para α - meso-polisapróbico e 0 para Polisapróbico. As pontuações para cada família variam de 1 a 10, conforme sua tolerância à carga orgânica.

Tabela 2. Variáveis ambientais amostradas nos pontos situados na Bacia do Rio Uberabinha-MG.

PONTO	DQO (mg,L-1)	DBO (mg,L-1)	Fósforo (mg,L-1)	Nitritos (mg,L-1)	NH ₄ N (mg,L-1)	O,Sat (%)	O,Déficit Sat(%)	pH	TDS (mg,L-1)	Turbidez (UNT)	Temp(°C)
RU1	31	18	0,1	0,02	1,03	57	43	7,04	71	34	26
RU2	24	13	0,048	0,03	1,53	69	31	7,16	53	20	24,1
RU3	31	18	0,009	0,005	0,74	72	28	6,66	27	23	24
RU4	19	13	0,014	0,007	0,9	66	34	6,48	37	9	24,5
RU5	18	11	0,008	0,01	0,59	68	32	6,24	18	7	25
RM1	11	7	0,059	0,06	1,23	61	39	7,82	62	18	19,3
RM2	17	9	0,080	0,02	1,11	58	42	7,45	57	23	19,9
RM3	18	10	0,032	0,03	1,17	53	47	7,64	83	20	20,2
RM4	25	14	0,06	0,09	0,93	60	40	8,04	0,70	16	21,3
RM5	20	11	0,11	0,07	1,19	59	41	6,82	0,60	14	23,3
RJ1	118	64	3,117	0,340	5,92	69	31	6,66	70	47	25,3
RJ2	173	92	1,48	0,98	8,51	47	53	6,85	90	51	25,2
AU1	13	8	0,030	0,004	0,9	71	29	7,09	48	13	22,8
AU2	58	33	0,218	0,07	1,92	64	36	6,58	44	45	21,9
AU3	75	48	0,341	0,81	4,77	73	27	6,24	41	30	24,7
AU4	5	3	0,001	0,82	0,27	56	44	5,38	39	27	19,8
AU5	17	10	0,052	0,05	1,18	59	41	6,21	85	23	24,1
AM1	23	13	0,040	0,08	1,43	67	33	7,21	49	21	21,3
AM2	18	10	0,07	0,01	1,33	61	39	7,67	0,40	22	20,1
AM3	13	8	0,05	0,03	1,52	57	43	7,8	0,30	10	19,3
AM4	13	8	0,08	0,003	0,26	59	41	6,53	0,40	9	23
AM5	21	12	0,019	0,01	1,01	60	40	6,3	59	30	20,1
AM6	7	4	0,004	0,01	0,83	62	38	6,05	0,20	8	22,2
AJ1	23	14	0,090	0,03	1,17	59	41	6,9	41	26	20,8
AJ2	34	19	0,042	0,09	2,13	63	37	6,62	24	30	23,4
AJ3	30	17	0,08	0,09	2,41	64	36	6,66	27	23	24,1
AJ4	22	13	0,05	0,06	3,15	61	39	6,95	21	19	23,6
AJ5	16	9	0,019	0,05	1,48	70	30	8,12	19	17	26,2

A – pontos em afluente; R – pontos no Rio Uberabinha.

U – Urbano; M – Montante; J – Jusante.

DBO – Demanda biológica de oxigênio; DQO – Demanda química de oxigênio; O.Sat (%) – Oxigênio saturado; O.Déficit Sat (%) – Déficit de saturação de oxigênio; TDS – Total de sólidos dissolvidos; Temp. – Temperatura.

Tomando como base os índices bióticos existentes e os índices obtidos nesse trabalho, foi possível identificar as faixas de pontuação, para determinar classes de qualidade de água, conforme apresentado por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988), e estabelecer um Sistema de Classificação, para os 28 pontos de coleta. Esse sistema de classificação foi dividido em cinco classes (graus de contaminação), que abrangem o espectro do somatório da pontuação das famílias encontradas no local (Tabela 3).

Tabela 3. Sistema de classificação da qualidade da água estabelecido para os macroinvertebrados bentônicos na Bacia do Rio Uberabinha, MG.

Classe	Valor BMWP-TRI	Qualidade
I	≥ 150	Excelente
II	149 – 100	Boa
III	99 – 60	Satisfatória
IV	59 – 20	Ruim
V	≤ 19	Péssimo

RESULTADOS

No total foram identificados 308.176 organismos divididos em 64 *taxa* nos 28 pontos amostrados na Bacia do Rio Uberabinha, MG. Deste total, 6.145 organismos foram incluídos em 22 famílias pertenceram de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (Tabelas 4 e 5).

Nos pontos de coleta localizados no Rio Uberabinha foram encontrados 111.886 organismos distribuídos em 44 *taxa*, destes 16 pertencentes às famílias de EPT (Tabela 4), enquanto que nos afluentes encontramos 196.290 organismos em 61 *taxa* e um total de 22 famílias de EPT (Tabela 5).

Em todos os pontos foram coletados indivíduos pertencentes à família Chironomidae e à subclasse Oligochaeta, contudo as maiores abundâncias desses organismos foram encontradas em pontos onde a antropização e os impactos ambientais foram maiores.

De maneira geral, Gastropoda foram encontrados somente em pontos de baixa qualidade ambiental e bastante impactados.

Tabela 4. Riqueza e abundância dos *taxa* de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos pontos de coleta localizados no Rio Uberabinha.

Taxa/Ponto	RU1	RU2	RU3	RU4	RU5	RM1	RM2	RM3	RM4	RM5	RJ1	RJ2
Ephemeroptera												
Baetidae	-	42	-	23	13	32	368	160	132	233	-	-
Caenidae	-	-	-	-	-	-	-	3	-	17	-	-
Euthyplociidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Leptohyphidae	-	-	-	1	7	1	62	29	4	22	1	-
Leptophlebiidae	-	-	-	-	3	2	62	40	181	27	-	-
Oligoneuridae	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
Plecoptera												
Perlidae	-	-	-	-	2	2	8	-	6	8	-	-
Trichoptera												
Anomalopsychidae	-	-	-	-	-	2	-	2	-	4	-	-
Calamoceratidae	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-	-
Glossomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydropsychidae	-	-	1	-	-	1	10	27	15	5	-	3
Hydroptilidae	-	-	-	4	1	-	58	100	3	-	-	4
Leptoceridae	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-
Odontoceridae	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-
Philopotamidae	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-
Polycentropodidae	-	-	-	-	-	-	2	2	-	2	-	4

Continuação Tabela 4

Diptera												
Ceratopogonidae	-	-	-	47	-	21	-	-	-	30	1	-
Chironomidae	21068	5674	191	105	142	146	756	506	172	439	494	42014
Empididae	-	-	-	1	1	-	5	-	-	-	-	14
Ephydriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Simuliidae	-	-	-	7	2	17	1395	17	19	14	-	31
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	8	-	7	-	-
Odonata												
Calopterygidae	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	1	1	1	20	-	-	-
Corduliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Gomphidae	-	-	-	-	1	-	-	4	22	-	-	-
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	2	1	1	2	-	-
Hemiptera												
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Veliidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Belostomatidae	-	1	-	-	1	-	4	-	11	-	-	-
Naucoridae	-	-	-	-	-	5	-	13	-	-	-	-
Pleidae	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Coleoptera												
Elmidae	-	-	-	8	12	37	144	82	34	79	3	-
Hydrophilidae	27	-	-	1	-	-	4	-	14	-	-	42
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	18	22	-	-
Lepidoptera												
Pyralidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Annelida												
Hirudinea	337	261	6	-	-	-	-	-	-	8	222	231
Oligochaeta	11734	5290	35	8	62	-	179	306	80	104	6926	8997
Platyhelminthes												
Planariidae	-	24	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Nematoda												
	2	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-
Nematomorpha												
	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
Gastropoda												
Physidae	-	175	1	-	-	-	-	-	-	-	28	969
Planorbidae	83	8	-	-	-	-	-	-	-	-	6	59
Collembola												
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8
Abundância Total	33251	11476	234	207	250	268	3065	1316	733	1028	7681	52377

U – Urbano; M – Montante; J – Jusante

Continuação Tabela 5

Gerridae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Veliidae	-	-	2	-	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-	-	-
Belostomatidae	-	-	-	6	-	6	-	-	22	7	-	-	-	-	-	-
Helotrephidae	-	-	-	1	-	1	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-
Naucoridae	-	-	-	-	-	2	1	1	-	-	58	-	5	-	-	1
Pleidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera																
Elmidae	-	1	-	90	-	45	49	59	134	165	264	78	12	1	221	103
Hydrophilidae	45	3	1	-	1	-	2	1	-	1	-	-	2	1	-	-
Nototeridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	2
Carabidae	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrobiosidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepidoptera																
Pyralidae	-	-	-	5	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	23
Annelida																
Hirudinea	26	135	1	-	62	4	-	-	77	2	7	-	-	5	-	-
Oligochaeta	1262	939	12419	4	135713	127	7	117	685	45	198	22	30	49	5	12
Platyhelminthes																
Planariidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-
Nematoda																
Gastropoda																
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-
Ancilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	-	-
Hydrobiidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lymnaeidae	192	63	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-
Planorbidae	9	102	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	104	-	-
Abundância Total	2921	5351	20668	606	147813	8018	1039	1670	2333	549	1306	374	339	429	491	2383

U – Urbano; M – Montante; J – Jusante

A bacia do Rio Uberabinha apresentou ambientes em um gradiente de Oligosapróbico (Os) a Beta-mesosapróbico-alfa-mesosapróbico (β ms- α ms) (Tabela 6), com os *taxa* de macroinvertebrados variando em sua presença e abundância conforme o grau de poluição de cada ambiente (Tabela 7).

Tabela 6. Graus de Saprobiidade encontrados na bacia do Rio Uberabinha-MG.

Pontos de Coleta	Grau de Saprobiidade
AU1	B-mesosapróbico (β ms)
AU2	B-mesosapróbico (β ms)
AU3	Oligosapróbico (Os)
AU4	Oligosapróbico (Os)
AU5	Oligosapróbico (Os)
AM1	Oligo a B mesosapróbico (Os- β ms)
AM2	B-mesosapróbico (β ms)
AM3	B a A-mesosapróbico (β ms- α ms)
AM4	B-mesosapróbico (β ms)
AM5	Oligosapróbico (Os)
AM6	B-mesosapróbico (β ms)
AJ1	B-mesosapróbico (β ms)
AJ2	B-mesosapróbico (β ms)
AJ3	B-mesosapróbico (β ms)
AJ4	B-mesosapróbico (β ms)
AJ5	Oligo a B mesosapróbico (Os- β ms)
RU1	Oligosapróbico (Os)
RU2	Oligosapróbico (Os)
RU3	B-mesosapróbico (β ms)
RU4	Oligosapróbico (Os)
RU5	Oligosapróbico (Os)
RM1	B a A-mesosapróbico (β ms- α ms)
RM2	B-mesosapróbico (β ms)
RM3	B-mesosapróbico (β ms)
RM4	B-mesosapróbico (β ms)
RM5	Oligo a B mesosapróbico (Os- β ms)
RJ1	B a A-mesosapróbico (β ms- α ms)
RJ2	B a A-mesosapróbico (β ms- α ms)

A – pontos em afluentes; R – pontos no Rio Uberabinha
U – Urbano; M – Montante; J – Jusante

Tabela 7. Frequência de distribuição e ocorrência dos macroinvertebrados bentônicos relacionados ao Grau de Saprobiidade na bacia do Rio Uberabinha-MG.

Famílias/Saprobiidade	Os	Os- β ms	β ms	β ms- α ms
Baetidae	1004	299	1783	0
Caenidae	26	0	12	0
Ephemeraidae	0	2	0	0
Euthyplociidae	7	5	1	0
Leptohyphidae	235	55	345	1
Leptophlebiidae	396	187	222	0
Oligoneuridae	0	0	4	0

Continuação tabela 7

Polymirtacyidae	5	0	0	0
Perlidae	33	7	169	0
Anomalopsychidae	9	0	35	0
Calamoceratidae	1	0	30	0
Glossomatidae	0	2	0	0
Heliopsichidae	3	0	0	0
Hydropsychidae	141	127	109	386
Hydroptilidae	179	93	122	19
Leptoceridae	8	2	4	0
Limnephilidae	8	0	0	0
Odontoceridae	2	0	4	0
Philopotamidae	2	3	7	0
Polycentropodidae	14	7	9	12
Sericostomatidae	2	0	0	0
Xiphocentronidae	4	3	0	0
Ceratopogonidae	104	21	69	7
Chironomidae	3882	2218	29805	67004
Culicidae	0	0	1	0
Empididae	10	9	29	176
Ephydriidae	0	0	0	1
Psychodidae	1	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	1	0
Simuliidae	1858	124	5567	132
Stratiomyidae	0	0	1	0
Tabanidae	1	0	0	0
Tipulidae	37	12	36	1
Calopterygidae	6	2	2	0
Coenagrionidae	37	0	5	0
Corduliidae	4	11	26	2
Gomphidae	26	2	86	0
Libellulidae	16	2	14	1
Hirudinea	87	7	365	925
Oligochaeta	1214	272	155273	28596
Planaridae	1	0	33	0
Nematoda	6	0	2	2
Nematomorpha	0	0	2	0
Bivalvia	0	0	10	0
Ancylidae	0	0	30	0
Hydrobiidae	0	0	0	1
Lymnaeidae	0	0	205	63
Physidae	0	0	176	997
Planorbidae	0	0	139	250
Collembola	1	0	2	8
Gerridae	1	0	0	0
Mesoveliidae	1	0	0	0
Veliidae	3	1	3	0
Belostomatidae	50	1	7	0
Helotrephidae	4	1	1	0
Naucoridae	6	59	21	0
Pleidae	3	0	2	0
Elmidae	742	379	496	4
Hydrophilidae	20	0	53	72
Nototeridae	0	1	0	0
Psephenidae	43	2	0	0
Carabidae	0	0	3	0
Hydrobiosidae	3	0	0	0
Pyralidae	6	23	4	0

A partir da classificação dos ambientes aquáticos estudados foram obtidos os novos escores para cada *taxa* encontrado na bacia (Tabela 8).

Tabela 8 - Pontuação atribuída às famílias de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do Rio Uberabinha-MG.

Táxon	Pontuação	Táxon	Pontuação
Gerridae	10	Anomalopsychidae	5
Heliopsichidae		Corduliidae	
Hydrobiosidae		Ephemeridae	
Limnephilidae		Glossomatidae	
Mesoveliidae		Gomphidae	
Polymirtacyidae		Hydropsychidae	
Psychodidae		Naucoridae	
Psephenidae		Nototeridae	
Sericostomatidae		Perlidae	
Tabanidae		Philopotamidae	
Belostomatidae	9	Simuliidae	4
Coenagrionidae		Ancylidae	
Calopterygidae	8	Bivalvia	
Caenidae		Calamoceratidae	
Euthyplociidae		Carabidae	
Helotrephidae		Chironomidae	
Leptoceridae		Collembola	
Pleidae		Culicidae	
Xiphocentronidae		Empididae	
Ceratopogonidae	7	Hirudinea	
Elmidae		Hydrophilidae	
Hydroptilidae		Lymnaeidae	
Leptophlebiidae		Nematomorpha	
Libellulidae		Oligoneuridae	
Nematoda		Planaridae	
Tipulidae		Sciomyzidae	
Veliidae		Stratiomyidae	
Baetidae	6	Ephydriidae	3
Leptohyphidae		Hydrobiidae	
Odontoceridae		Physidae	
Polycentropodidae		Planorbidae	
Pyralidae		Oligochaeta (toda classe)	1

Com os novos escores de cada *taxa* foi calculado o índice BMWP adaptado (BMWP-TRI) para cada ponto de coleta (Tabela 9). O somatório dos escores de cada táxon conduziu ao enquadramento dos ecossistemas aquáticos em diferentes classes de qualidade (Tabela 9).

Entre os pontos coletados três foram considerados de excelente qualidade de água (≥ 150), nove foram considerados de boa qualidade (149 – 100), oito foram considerados satisfatórios (99 – 60), sete apresentaram uma qualidade ruim da água (59 – 20) e somente um ponto foi considerado de péssima qualidade (≤ 19). Sendo assim, quase 72% dos pontos amostrados se apresentaram em um gradiente de qualidade da água variando de excelente a satisfatória. O restante dos pontos, cerca de 28%, foram classificados como ruins ou péssimos em relação à qualidade da água conforme a classificação proposta.

Tabela 9. Valores do BMWP-TRI relativo aos pontos de coleta na Bacia do Rio Uberabinha, MG.

Classe	Ponto	BMWP-TRI
I	AU4	184
	AM3	161
	AM4	152
II	AM6	137
	RM3	134
	RM5	131
	AM2	131
	AM1	126
	AJ5	123
	AM5	115
	RM2	112
	RM4	106
III	AJ1	97
	AJ2	89
	AJ4	88
	AU2	83
	RU5	78
	RM1	77
	AU1	62
	AJ3	59
IV	RU4	58
	AU3	55
	RJ2	52
	RU2	40
	RJ1	35
	AU5	32
	RU1	23
V	RU3	17

A – pontos em afluentes; R – pontos no Rio Uberabinha; U – Urbano; M – Montante; J – Jusante.

Dos 11 pontos coletados à montante da cidade 10 foram classificados com águas de excelente a boa qualidade, sendo que seis nos afluentes, ou seja, todos os pontos nos afluentes coletados à montante, e cinco nos pontos localizados no rio. O ponto do rio RM1, que foi considerado como tendo águas satisfatórias, foi o único ponto à montante que não teve suas águas como sendo boas ou excelentes.

Quando analisamos os 10 pontos localizados no perímetro urbano observamos uma forte queda no valor do BMWP-TRI, com três pontos com uma qualidade de água satisfatória, cinco pontos com qualidade ruim e um ponto de péssima qualidade de água. Somente um ponto foi considerado de excelente qualidade de água. Tanto os pontos localizados no rio quanto nos afluentes se portaram de maneira semelhante, ou seja, sempre em estado degradado de conservação e de baixa qualidade na água.

Os pontos à jusante da cidade apresentaram uma pontuação, em geral, um pouco maior que os pontos localizados na área urbana. Contudo a maioria ainda se enquadra apresenta qualidade da água variando de boa a ruim. O único ponto à jusante com uma boa qualidade de água foi o AJ5, ou seja, um afluente. Os dois pontos à jusante localizados no rio foram classificados como ruins em sua qualidade de água.

DISCUSSÃO

No presente estudo, as maiores riqueza e abundância de EPT foram encontradas nos pontos de maiores escores, onde os cursos d'água estavam mais preservados, ou seja, os pontos à montante da cidade de Uberlândia. Entretanto, alguns pontos na área urbana e à jusante em pior estado de conservação apresentaram uma grande abundância de indivíduos de EPT. Isto ocorreu devido à elevada abundância de Baetidae e Hydropsychidae, principalmente. Ambas as famílias são consideradas tolerantes à poluição orgânica dentro de suas respectivas ordens, com espécies sendo segregadas em diferentes características de qualidade da água. Um estudo sobre Trichoptera na costa espanhola do Mediterrâneo (BONADA *et al.*, 2004) revelou que dentro de algumas famílias certas espécies foram sensíveis a algumas variáveis, mas mais tolerantes a outras variáveis, apontando para uma alta diversificação ecológica em rios. *Hydropsyche dinarica*, por exemplo, foi sensível aos sólidos em suspensão e tolerante aos fosfatos. Isto pode explicar a presença das famílias Hydropsychidae e Baetidae, embora em baixa abundância, mesmo em pontos com maior contaminação na Bacia do Rio Uberabinha. Estudo anterior, realizado em alguns pontos da mesma bacia, sugeriram esse mesmo padrão em relação às famílias Baetidae e Hydropsychida (SOUTO *et al.*, 2009).

No outro extremo temos as larvas de Chironomidae e Oligochaeta, que mostraram um aumento da abundância conforme o aumento da poluição orgânica. Estes grupos são sempre dominantes em cursos d'água altamente impactados por poluição orgânica (HAUER & RESH, 1996; MERRITT & CUMMINS, 1996). Dumninka (2002) já demonstrou em seu trabalho um aumento significativo de densidade e abundância de organismos detritívoros em rios afetados por poluição orgânica de origem antrópica. Chironomidae e Oligochaeta parecem ser menos afetados por mudanças ambientais e podem ter mecanismos mais eficientes de recolonização (PIRES *et al.*, 2000).

Quando avaliamos os pontos localizados no Rio Uberabinha sob a perspectiva de microrregiões, fica clara uma tendência seguida pelo índice BMWP-TRI, em que a maioria dos pontos localizados à montante da cidade foram classificados com águas de boa qualidade a satisfatórias, enquanto que a maioria dos pontos no perímetro urbano e à jusante da cidade foram classificados como ruins ou péssimos em relação à qualidade da água.

A comunidade bentônica, quando analisada sob essa perspectiva, se mostra uma comunidade que, à montante da cidade, é melhor estruturada, sem grupos taxonômicos dominantes, e com uma complexidade trófica bem maior. Isso se deve ao fato do ambiente ser mais complexo em termos de disponibilidade de habitats e microambientes, alimentos e proteção (CARVALHO & UIEDA, 2004). Quando a amostragem do rio chega ao perímetro urbano essa comunidade vai se simplificando, há uma troca de espécies e diminuição da riqueza encontrada, bem como a dominância de determinados *taxa* nessas comunidades.

A simplificação, causada principalmente pela poluição e desestruturação das margens nos pontos coletados na área urbana e à jusante, contribui para reduzir a função do sistema lótico para exercer os seus "serviços ecológicos", como a manutenção da diversidade biológica (BROWN, 2007), pois a heterogeneidade de habitats é um fator muito importante na dinâmica populacional (SILVER *et al.*, 2000) e estrutura da comunidade (HANSEN, 2000; TEWS *et al.*, 2004). A soma dos impactos antropogênicos, cujos efeitos no perímetro urbano e à jusante sobre as comunidades aquáticas são muito mais pronunciados, proporcionaram uma simplificação da comunidade nessas microrregiões. Os baixos valores do índice BMWP-TRI e riqueza referem-se à posição dominante de alguns grupos tolerantes à poluição e mostra a má qualidade ambiental dessa microrregião. Houve predomínio de Chironomidae e Oligochaeta, que ocorreram em percentuais elevados em todos os córregos na área urbana e à jusante. Outros estudos também registraram o domínio de Chironomidae e Oligochaeta (BAPTISTA *et al.*, 1998; KIKUCHI & UIEDA, 1998; BRITAIN *et al.*, 2001),

em comunidades de macroinvertebrados. Esta situação pode ser explicada pela elevada capacidade competitiva dos membros desta família, a sua capacidade para tolerar a hipóxia extrema (NESSIMIAN, 1995; CALLISTO *et al.*, 2001; DUMNINKA, 2002) e a sua alta taxa de crescimento populacional (JACOBSEN & ENCALADA, 1998; PIRES *et al.*, 2000).

Ao analisarmos os pontos localizados nos afluentes do Rio Uberabinha, conseguimos ver a mesma relação, porém mais fraca que nos pontos localizados no rio, com os pontos localizados à montante da cidade apresentando uma qualidade de águas excelente ou boa. A comunidade bentônica encontrada nesses pontos é bastante diversificada com representantes de várias famílias diferentes. Isso pode ter ocorrido, pois esses pontos ficam dentro de propriedades rurais, onde o principal uso de solo é destinado à agricultura e ainda existe uma cobertura vegetal natural na beira dos córregos. Com isso, a fauna pode não estar sendo afetada pelas atividades antrópicas, principalmente quando existe a vegetação ripária oferecendo uma última barreira de defesa aos processos degradatórios (CORBI *et al.*, 2013).

Novamente, quando analisamos os pontos da área urbana, vemos que o impacto realizado pelas ações antrópicas se reflete no valor do índice biótico, com a maioria dos pontos classificados como satisfatórios ou ruins com relação à qualidade da água. A fauna desses pontos também se simplifica seguindo o padrão dos pontos no rio, com uma baixa riqueza, bem como a dominância de uma ou duas famílias sobre as outras. Isso pode decorrer devido à grande ação antrópica, mais especificamente do lançamento de rejeitos domésticos e industriais. As substâncias presentes nos esgotos e indústrias exercem ação deletéria nos corpos d'água, ou seja, a matéria orgânica ocasiona a exaustão do oxigênio dissolvido provocando mortalidade da fauna, diminuindo o número de espécies de macroinvertebrados bentônicos nessa microrregião. A única exceção é o ponto AU4 que apresentou o maior valor entre todos os pontos analisados. No entanto, este ponto fica em uma reserva localizada

dentro da cidade de Uberlândia onde o curso d'água bem como a vegetação do entorno é bastante conservada (SOUTO *et al.*, 2011).

Analisando os pontos à jusante, vemos que o índice BMWP-TRI volta a ter valores mais altos, principalmente em seus afluentes variando a qualidade de suas águas de boas a satisfatórias. Os únicos pontos classificados como ruins ficam no rio principal. Possivelmente, isso ocorre em função da excessiva carga orgânica despejada em seu leito na área urbana e na incapacidade do rio em se auto depurar. Podemos classificar esses pontos em uma situação intermediária de poluição, comparados aos pontos a montante que estão em excelente estado e os pontos urbanos que estão em péssimo estado.

Os valores atribuídos às famílias no BMWP original e àqueles estabelecidos para o método BMWP-TRI, foram diferentes para as seguintes famílias: Ancilidae, Baetidae, Caenidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Corduliidae, Elmidae, Ephemeridae, Gomphidae, Hydrophilidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Libellulidae, Limnephilidae, Lymnaeidae, Mesoveliidae, Odontoceridae, Perlidae, Philopotamidae, Planariidae, Pleidae, Polycentropodidae e Tipulidae. Algumas famílias que se encontram na área de estudo, não são encontradas no Reino Unido (origem do BMWP), como: Anomalopsychidae, Belostomatidae, Bivalvia, Calamoceratidae, Calopterygidae, Carabidae, Ceratopogonidae, Collembola, Culicidae, Empididae, Ephydriidae, Euthyplociidae, Gerridae, Glossomatidae, Heliopsichidae, Helotrephidae, Hirudinea, Hydrobiosidae, Leptohyphidae, Nematoda, Nematomorpha, Nototeridae, Oligoneuridae, Polymirtacyidae, Psephenidae, Psychodidae, Pyralidae, Sciomyzidae, Stratiomidae, Tabanidae, Veliidae e Xiphocentronidae. Esses dados corroboram a necessidade de uma adaptação do índice à fauna local de macroinvertebrados bentônicos, visto que mais de 85% dos *taxa* encontrados nesse estudo ou não tem registros de escore ou estão subestimados ou superestimados quando relacionamos com o índice proposto por Armitage *et al.* (1983).

O grau de tolerância em nível de família está relacionado com a diversidade de espécies e à faixa de tolerância dessas espécies individuais, portanto, pontuações em nível de família, geralmente, usam valores intermediários de tolerância das espécies (WALLEY *et al.*, 2001). A este respeito, os índices no nível de família podem subestimar ou superestimar a qualidade da água, mais do que aqueles que se baseiam em espécies. Contudo, os índices em nível de família podem ser adequados em termos de custo-eficiência e especialistas taxonômicos disponíveis.

A identificação em nível de família se faz adequada para o objeto de estudo em questão. Quando fazemos um primeiro levantamento da fauna bentônica a identificação em nível de família, além de ser menos custosa, é mais rápida (CHESSMAN, 1995) a perda de informações quando comparadas com identificações mais apuradas não é tão significativa (CHESSMAN *et al.*, 2007). Devido ao baixo conhecimento taxonômico, à necessidade deste levantamento e adaptação do índice à região estudada a identificação ao nível de família atendeu às premissas do índice (ZAMORA-MUÑOZ & ALBA-TERCEDOR, 1996; BOWMAN & BAILEY, 1997) e permitiu uma avaliação ambiental adequada.

CONCLUSÃO

A análise quando feita destacando as microrregiões (montante, urbana e jusante), nos dá uma perspectiva de como a cidade influencia na qualidade das águas do rio e de seus afluentes. A degradação ambiental e da água é evidente e o rio não tem capacidade de autodepuração, pois essa degradação é transferida até os pontos à jusante onde a comunidade bentônica ainda é composta por organismos muito tolerantes à poluição. Mesmo que, de modo geral, os pontos à montante e os afluentes localizados à jusante da cidade tenham mostrado uma melhor qualidade e maior estruturação da comunidade bentônica, a fiscalização das propriedades rurais e a qualificação de suas áreas de proteção se faz necessária para que os afluentes localizados dentro dessas propriedades sejam restaurados ou preservados.

Através dos resultados obtidos pela utilização do BMWP-TRI, podemos destacar que a metodologia adotada, apesar de não empregar uma identificação em níveis taxonômicos menores (gênero ou espécie), mostrou-se capaz de evidenciar alterações nas condições de qualidade da água de forma bastante satisfatória. A pontuação e a classificação dos pontos no período de estudo evidenciaram os processos de degradação dos ambientes estudados decorrentes de atividades antrópicas.

As modificações ocorridas no índice biótico retratam a necessidade de adaptação dos valores bióticos a condições regionais, uma vez que os processos de alteração ambiental são reflexos do histórico de ocupação humana nessa bacia hidrográfica, ou seja, regiões onde o foco é industrial e os rejeitos são predominantemente de indústrias terão comunidades bentônicas diferentes de regiões onde a predominância é de propriedades rurais. Toda essa interação do entorno com o meio aquático modifica a comunidade presente naquele espaço. O índice BMWP-TRI desenvolvido distinguiu claramente pontos impactados daqueles não impactados e, por isso, se mostrou eficiente, inclusive para que as autoridades

governamentais responsáveis o usem para o monitoramento e controle da qualidade da água da região.

De forma geral, a grande interferência da urbanização observada a partir desta avaliação ressalta a importância da realização de estudos de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos e demonstra o quanto alguns corpos d'água se encontram degradados. A partir da proposição desse índice, sugere-se que as autoridades responsáveis adotem essa metodologia adaptada para o biomonitoramento dos corpos hídricos do município, principalmente dentro da área urbana que se mostrou bastante impactada. Com isso, espera-se que futuras propostas de recuperação sejam realizadas a fim de sanar estes problemas ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCES DE L'EAU. **Étude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales.** – Synthèse bibliographique. *Etude Inter Agences* n° 35. I.D.E. Environnement. 1993.

ALBA-TECEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. in: **Simposio del Agua en Andalucía (Siaga)**, 4., 1996, Almería. anais. Almería: [S.N.], p. 203-213, 1996.

ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and function of running waters.** London: Chapman & Hall, 1995. 388 p.

ANA – Agência Nacional das Águas. **Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil**, Vol. 1. Caderno de Recursos Hídricos. Brasília, 2005.

APHA. **Standard methods.** Washington: American Public Health Association, 1995. 1193p.

ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGTH, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running – water sites. **Water Research**, v. 17, p. 333-337, 1983.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 295-304, 2001.

BATISTA, I. T.; SCHNEIDER, M. O. Análise ambiental do córrego Buritizinho, Uberlândia – MG. **Sociedade e Natureza**, v. 7 (13), p. 113-122, 1995.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S.; BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 185-211, 1996.

BERNARDES, M. B. J. **Bacia hidrográfica do Rio Uberabinha: a disponibilidade de água e uso do solo sob a perspectiva da Educação Ambiental.** 2007. 222 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia. 2007.

BONADA, N.; ZAMORA-MUNOZ, C.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: Implications for bioassessment methods. **Environmental Pollution**, 132, 509–521, 2004.

BORGES, D. J. V. **As condições sócio ambientais de áreas de preservação permanente na zona urbana de Uberlândia: aspectos paisagísticos e sociais.** 2005. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia. 2005.

BOWMAN, M. F.; BAILEY R. C. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, p. 1802–1807, 1997.

BRITTAIN, J. E.; SALVEIT, S. J.; CASTELLA, E.; BOGEN, J.; BONSNES, T. E.; BLAKAR, I.; BREMNES, T.; HAUG, I.; VELLE, G. The macroinvertebrate communities of two contrasting Norwegian glacial rivers in relation to environmental variables. **Freshwater Biology**, v. 46 (12), p. 1723-1736, 2001.

BROWN, B. L. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. **Hydrobiologia**, v. 586, p. 93–106, 2007.

CALLISTO, M. **Macroinvertebrados bentônicos**. In: BOZELLI, R.L., ESTEVES, F.A.; ROLAND, F (Ed.). Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Rio de Janeiro, Instituto de Biologia – SBL, 2000, p. 139-152.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita. Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v.1, p. 335-348, 1995.

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

CALLISTO, M.; MORENO, P.; 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, 2001a.

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

CARVALHO, P.G.S. As Veredas e sua importância no domínio dos cerrados. **Informe Agropecuário**, 168:47-54, 1991.

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

CETESB, **Companhia de tecnologia de saneamento ambiental, São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2009.

CHESSMAN, B. C. Rapid river assessment using macroinvertebrates: a procedure based on habitatspecific family-level identification and a biotic index. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, p. 122–129, 1995.

CHESSMAN, B. C.; WILLIAMS, S.; BESLEY, C. Bioassessment of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26(3), p. 546-565, 2007.

CORBI, J. J.; KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? **Ecological Indicators**, V 25, p. 156–161, 2013.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. (eds.) **Insetos imaturos - metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006. 249 p.

COTA, L.; GOULART, M.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Rapid assessment of river water quality using an adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 28, p. 1713-1717, 2002.

DA-SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova**, v. 29(4), p. 689-694, 2006.

DEATH, R. G.; WINTERBOURN, M. J. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. **Ecology**, v. 76, p. 1446-1460, 1995.

DOMINGUEZ, E.; HUBBARD, M. D.; PETERS, W. L. Clave para ninfas y adultos de las familias e generos de Ephemeroptera Sudamericanos. **Biología Acuática**, v. 16, p. 5-39, 1992.

DUMNICKA, E. Upper Vistula river: response of aquatic communities to pollution and impoundment. X. Oligochaete taxocens. **Polish Journal of Ecology**, v. 50(2), p. 237–247, 2002.

EATON, D. P.. **Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade da água**. p. 43-67. In: CULLEN JUNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C., (Orgs.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. 665 p.

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

FELTRAN-FILHO, A.; LIMA, E. F. Considerações morfométricas da Bacia do Rio Uberabinha - Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, v. 19, n. 1, p. 65-80, 2007.

FLEITUCH, T. SOSZKA, H., KUDELSKA, D.; KOWNACKI, A. Macroinvertebrates as indicators of water quality in rivers: a scientific basis for Polish standart method. **Archives of Hydrobiology Supplement**, v. 3 (4), p. 225-239, 2002.

FROELICH, C. G. Brazilian Plecoptera 4. Nymphs of perlid genera from southeastern Brazil. **Annals of Limnology**, v. 20, p. 3-48, 1984.

FROELICH, C. G.; OLIVEIRA, L. G. **Ephemeroptera and Plecoptera nymphs from riffles in low order streams in southeastern Brazil**. p. 180-185. In: LANDOLT, P.;

SARTORI, M., (Editores). *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. Fribourg: MTL, 1997.

GALDEAN, N; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; ROCHA, L. A.; MARQUES, M. M. G. S. M. A proposed typology for the rivers of Serra do Cipó (Minas Gerais, Brazil) based on the diversity of benthic macroinvertebrates and the existing habitats. **Travaux Museum Grigore Antipa**, v. 41 (1), p. 445-453, 1999.

GILLER, P. S.; B. MALMQVIST. **The Biology of Streams and Rivers**. Oxford University Press, New York, 2005, 304p.

GOULART, M.D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**, v. 2 (2), p.153-163, 2003.

GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S.; EATON, A. D. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1220 p.

GUIMARÃES, R. M.; Facure, KG. ; PAVANIN, L. A.; JACOBUCCI, G. B. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 21, p. 217-226, 2009.

GUIMARÃES, R. M. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade ambiental de afluentes do Rio Uberabinha, 2008, Uberlândia - MG**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG. 2008.

HANSEN, R. A. Effects of habitat complexity and composition on a diverse litter microarthropod assemblage. **Ecology**, v. 81, p. 1120-1132, 2000.

HARTER, L. V. L. **Aspectos físico-químicos e microbiológicos do Rio Uberabinha – um diagnóstico da qualidade da água no município de Uberlândia – MG**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG. 2007.

HAUER, F. R.; RESH, V. H. **Benthic macroinvertebrates**. p. 339-369. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A., (Editors). *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996. 674 p.

HAWKINS, C. P.; MURPHY, M. L.; ANDERSON, N. H. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. **Ecology**, v. 63, p. 1840-1856, 1982.

HYNES, H.B.N. Comments on taxonomy of Australian Austroperlidae and Gripopterygidae (Plecoptera). **Australian Journal of Zoology**, v. 9, p. 1-52, 1974.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estimativas preliminares das populações residentes, em 2011, segundo os municípios. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> **Acesso em 08/10/2012**.

JACOBSEN, D.; ENCALADA, A. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. **Archives in Hydrobiology**, v. 142 (1), p. 53-70, 1998.

JUNQUEIRA, V. M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 73-87, 2000.

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 (2), p. 125-135, 1998.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 221-234, 1999.

KIKUCHI, R. M. **Composição e distribuição das comunidades animais de um curso de água corrente (Córrego Itaúna, Itatinga, SP)**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, SP. 1996.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V.S. **Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal**. In NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, E. (Eds.). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro: PPGEUFRJ, p. 157-173, Series Oecologia Brasiliensis. 1998.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. Oekologie der tierischen Saprobien. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, 2: 126-152, 1909.

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

LINKE, S.; NORRIS, R. H.; FAITH, D. P.; STOCKWELL, D. Anna: a new prediction method for bioassessment programs. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 147-158, 2005.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2003. 450 p.

MARCHANT, R.; HIRST, A.; NORRIS, R. H.; BUTCHER, R.; METZELING, L.; TILLER, D. Classification and prediction of macroinvertebrate assemblages from running waters in Victoria, Australia. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, p. 664-681, 1997.

MARQUES, L. M. Análise das potencialidades turísticas e de ocupação de áreas mediante diagnóstico ambiental: o caso da micro-bacia do Rio das Pedras – Uberlândia/MG. **História Ambiental e Turismo**. v.4(1), 2008.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11 (1), p. 67-79, 2008.

MELO, A. S. **Macroinvertebrados associados a pedras em riachos: padrões de diversidade ao longo de uma bacia hidrográfica**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 1998.

MENDES, B.; OLIVEIRA, J. F. S. 2004. **Qualidade da água para consumo humano**. 1ª ed. Lisboa: Lidel. (Edições técnicas).

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862 p.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do Rio Meia Ponte – GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de Saúde Pública**, v. 36(3), p. 370-374, 2002.

MORENO, P., CALLISTO, M. Indicadores ecológicos e a vida na lama. **Ciência Hoje**, v. 213, p. 68-71, 2005.

MOSS, D.; FURSE, M. T.; WRIGHT, J.F.; ARMITAGE, P. D. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. **Freshwater Biology**, v. 17, p. 41-52, 1987.

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

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000.

NESSIMIAN, J. L. Abundância e biomassa de macroinvertebrados de um brejo de dunas no litoral do Estado do Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Biology**, v. 55 (4), p. 661-683, 1995.

NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. **Ecologia de insetos aquáticos**. Série Oecologia Brasiliensis, Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 1998.

OLIVEIRA, L. G. **Estudo da fauna de Trichoptera do Córrego do Pedregulho, Pedregulho, SP, com especial referência à família Hydropsychidae**. Dissertação (Mestrado em Zoologia). Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP. 1991.

OLIVEIRA, L. G. **Aspectos da biologia de comunidades de insetos aquáticos da ordem Trichoptera Kirby, 1813, em córregos de Cerrado do município de Pirenópolis, Estado**

de Goiás. Tese (Doutorado em Zoologia). Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, SP. 1996.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A. 2002. **Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome.** In: OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. (eds.) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, cap. 6, pp. 91-120.

QUEIROZ, J. F.; MOURA E SILVA, M. S. G; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008, 91p.

PIRES, A. M.; COWX, I. G.; COELHO, M. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). **Hydrobiologia**, 435, 167–175, 2000.

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; HUGHES, R. **Restoration of the das Velhas River basin, Brazil: challenges and potential.** In: *Proceedings of Fifth International Symposium on Ecohydraulics, Aquatic Habitats: Analysis & Restoration*, 2004. Madrid, Spain, Published by IAHR, Vol. I; p. 589-594. 2004.

REBOUÇAS, A. C. **Água Doce no Mundo e no Brasil.** In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Ed.). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras, p. 1-36, 1999.

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, 1993. p.195-233.

RESH, V. H.; MYERS, M. J.; HANNAFORD, M. J. **Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality.** p. 647-667 In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Editors). *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996. 674 p.

RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. **The ecology of aquatic insects.** New York: Praeger Publishers, 1984. 625 p.

RIZZI, N. E. 2001. Índices de qualidade de água. *Revista Técnica da Sanepar*. n.15. p. 11-20.

ROSOLEN, V.; HERPIN, U.; COELHO, N. M. M.; COELHO, L. M.; BRITO, J. L. S.; SILVA, L. A.; LIMA, S. C. Qualidade dos sedimentos no rio Uberabinha (Uberlândia, MG) e implicações ambientais. **Revista Brasileira de Geociências**. v. 39, n. 1, p. 151-159, 2009.

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

SCHNEIDER, M.O. **Bacia do rio Uberabinha: uso agrícola do solo e meio ambiente.** Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 1996.

SILVA, E. M. & ASSUNÇÃO, W. L. O clima na cidade de Uberlândia - MG. **Sociedade & Natureza**, 16, v.3, p. 91-107, 2004.

SILVEIRA, M.P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p. 117-128, 2005.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de coleta de amostras de macroinvertebrados bentônicos de riachos. **Comunicado Técnico EMBRAPA**, v. 19, 2004.

SILVER, P.; COOPER, J.K.; PALMER, M. A.; DAVIS, E. J. The arrangement of resources in patchy landscapes: effects on distribution, survival, and resource acquisition of chironomids. **Oecologia**, v. 124 (2), p. 216-224, 2000.

SOUTO, R. M. G.; FACURE, K. G.; PAVANIN, L. A.; JACOBUCCI, G. B. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21 (2), p. 217-226, 2009.

SOUTO, R. M. G.; FACURE, K. G.; PAVANIN, L. A.; JACOBUCCI, G. B. Influence of environmental factors on benthic macroinvertebrate communities of urban streams in Vereda habitats, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.23 (3), p. 293-306, 2011.

STATZNER, B.; HIGLER, B. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. **Freshwater Biology** 16, p. 127-139, 1986.

STRIEDER, M. N.; SCHERER, R. T.; VIEGAS, G. Biomonitoramento da qualidade da água das águas em arroios na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Unirevista**. v.1(1), p. 47-56, 2006.

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31 (1), p. 79-92, 2004.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Díptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, 1995.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. **Ecossistemas de Águas Interiores**. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (eds). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 153-192.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Disponível em: <<http://www.epa.org>>. Acesso em 8 out. 2012.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Contribution of Botucatu - SP with nutrients (phosphorus and nitrogen) to the eutrophication of the Barra Bonita dam. **Eclética Química**, v. 22, p.31-28, 1997.

VASCONCELOS, F. M.; TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Avaliação da Qualidade da Água – Base Tecnológica para a Gestão Ambiental**. 1. ed. Sociedade Mineira de Engenheiros Agrônomos, Belo Horizonte – MG, 2009, 322p.

VÖRÖSMARTY, C.J., MEYBECK, M., FEKETE, B., SHARMA, K., GREEN, P. & SYVITSKI, J.P.M. Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. **Global Planet Change**, v. 39, p. 169-190, 2003.

WALLEY, W. J.; GRBOWITC, J.; DZEROSKI, S. A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. **Water Research**, 35(18), 4285–4292, 2001.

WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. **Hydrobiologia**, v. 353, p. 107-119, 1997.

ZAMORA-MUÑOZ, C.; ALBA-TERCEDOR, J. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 332–352, 1996.