

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E  
MANEJO DA VIDA SILVESTRE

*Integração Ecológica de Indicadores  
Ambientais e de Saúde Pública na Bacia  
do Rio das Velhas – Minas Gerais*

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos pré-requisitos do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

**Luziana de Souza Silva**

Orientador: Prof. Dr. Marcos Callisto  
Co-Orientador: Prof. Dr. Antônio Thomáz da Matta-Machado

Belo Horizonte  
Fevereiro, 2009

Esta dissertação é dedicada à minha mãe, Helena, minha irmã, Graciela e especialmente ao meu pai, Orlando, que estará sempre presente em meu coração e em minhas memórias. Também dedico a todos que me apoiaram e contribuíram para que eu vencesse mais este desafio.

## **Encontro das Águas**

fio de água  
brotado de pedra  
em minha aldeia

arrasta-se  
caminha  
desvia  
corre  
encontra

outras águas  
paridas por pedras  
ou vindas do chão  
de muitas outras  
anônimas aldeias

misturam-se  
caminham  
desviam  
correm  
encontram

a água grande

soma de tantas  
brotadas de pedras  
nascidas do chão  
de qualquer lugar

misturadas em oceano

rio miúdo  
mar grande  
oceano que nos confunde  
onda que te invade:

minha aldeia  
em tua cidade...

*Rosane Coelho*

## **AGRADECIMENTOS**

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da UFMG, seus professores, alunos e funcionários, por contribuírem na minha formação acadêmica e me proporcionarem momentos de descontração e lazer. Ao apoio institucional da Capes, CNPq, FAPEMIG, US-Fish e Instituto Guaicuy/Projeto Manuelzão pelo financiamento concedido para a realização deste mestrado.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marcos Callisto por me receber como sua orientanda e acreditar na realização deste trabalho interdisciplinar e inovador. Ao apoio incondicional e também aos “puxões de orelha”, que tanto me ajudaram a continuar na caminhada.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Antônio Thomáz da Matta-Machado que me incentivou na realização deste trabalho, apoiou e mostrou o caminho de uma pesquisa interdisciplinar de importância e credibilidade acadêmica.

Ao meu amigo e “co-co-orientador” Diego Rodrigues Macedo, geógrafo, que elaborou os mapas desta dissertação e me ajudou nos programas de georeferenciamento.

À amiga de todas as horas, Marina Beirão, pela ajuda com os programas de estatística e pela companhia constante e indispensável nos momentos de lazer.

À amiga e colega de mestrado Adriana Lessa, pela amizade e apoio nas horas difíceis e desesperadoras nestes dois anos. Muito obrigada por tudo!

Aos amigos e colegas de laboratório que, sem exceção, sempre me ajudaram e apoiaram quando mais precisei. Vocês foram a minha família em Belo Horizonte e eu só tenho a agradecer por tudo o que são na minha vida.

Aos meus primos Áthila e Júlio César, pela ajuda com os programas de computador, naquelas horas em que parece que o computador tem vontade própria, ao amigo Gabriel Richter, pela ajuda com a tradução do resumo para o inglês e a minha grande amiga Lilian, pelo apoio e companhia nos estudos e por me ouvir sempre...

Ao Comitê de Ética em Pesquisa da Prefeitura de Belo Horizonte (Gerências de Epidemiologia e de Controle e Avaliação) por autorizar e disponibilizar o banco de dados de saúde pública, que contribuíram para a realização deste estudo.

Ao projeto Manuelzão, UFMG, por financiar a minha bolsa de mestrado e por acreditar neste trabalho, que proporcionará novas perspectivas para o programa de revitalização da bacia do rio das Velhas.

À minha família, minha mãe, com seu apoio incondicional, minha irmã, que com seu alto-astral e humor invejável, nunca me deixa cair, e ao meu pai (*in memoriam*), que deu as bases para que eu nunca desistisse de lutar por meus sonhos.

À Deus, meu pai celeste, que me deu a vida, a família, as oportunidades, os sonhos, as esperanças.....estarei sempre seguindo o caminho que tu me indicares.....

## **RESUMO**

Este estudo teve o objetivo de integrar indicadores de qualidade de água a indicadores de saúde humana em microbacias hidrográficas urbanas em Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais. Foi adotada uma abordagem múltipla, incluindo parâmetros físicos e químicos da água, indicadores biológicos (macroinvertebrados bentônicos); indicadores de saúde humana (mortalidade infantil e internação por diarreia infantil); e determinantes do uso e ocupação do solo nas microbacias. Além disso, mapas temáticos foram criados em softwares de geoprocessamento, evidenciando a porcentagem de ocupação urbana, áreas verdes, e impermeabilização da área em cada microbacia, assim como as ocorrências de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil no período de estudo. Os indicadores foram associados entre si através da análise de regressão multivariada para dados não-paramétricos (General Linear Models), utilizando a distribuição de Poisson. A mortalidade infantil não foi associada a nenhum dos parâmetros de qualidade de água. O aumento da internação por diarreia infantil nas microbacias foi relacionado ( $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.1849$ ) à concentração de Nitrogênio Total positivamente e à concentração de oxigênio dissolvido negativamente. A riqueza de macroinvertebrados bentônicos variou significativamente ( $p < 0,01$ ,  $r^2 = 0.7223$ ) com a proporção de áreas impermeabilizadas e com a proporção de canalizações no leito do rio. Com base nos resultados, é possível inferir que a qualidade da água está associada à ocorrência de doenças na população e o uso do solo na bacia influencia a composição das comunidades biológicas aquáticas. A integração de indicadores múltiplos na determinação da situação da saúde das populações ribeirinhas é uma contribuição fundamental para programas de saneamento básico. Além disso, a visualização de bacias hidrográficas, através de mapas temáticos, constitui uma poderosa ferramenta de análise e compreensão visual da atual situação das bacias urbanas e contribui para o controle da qualidade ambiental de uma região e para a gestão de bacias hidrográficas. A avaliação de indicadores múltiplos, incluindo parâmetros abióticos, biológicos, epidemiológicos e geográficos, mostrou-se útil para uma compreensão mais realista dos processos de degradação de rios urbanos e suas implicações na saúde da população de entorno no município de Belo Horizonte.

**Palavras-chave:** macroinvertebrados bentônicos, saúde pública, córregos urbanos, bacia hidrográfica

## **ABSTRACT**

### **Ecological integration of environmental indicators and public health in the Das Velhas River Basin - Minas Gerais State.**

The goal of this study was the integration of the water quality and human health indicators in the urban sub-basins in Belo Horizonte, Minas Gerais state. A multiple approach was adopted including physical and chemical parameters; biological indicators (benthic macroinvertebrates); human health index (infant mortality rate; childhood diseases) and land use. Moreover, thematic maps were constructed by geoprocessing softwares, showing the percentage of urbanization, vegetation and impervious area around each sub-basin, and also infant mortality and childhood diseases occurrences in the study period. The indicators were associated to each other using a statistical analysis multivariate regression (General Linear Models), by the Poisson distribution. It showed that infant mortality rate was not associated with any water quality parameters. The childhood diseases were associated ( $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.1849$ ) with Total Nitrogen and Dissolved Oxygen parameters. The benthic macroinvertebrate richness varied ( $p < 0,01$ ,  $r^2 = 0.7223$ ) with the percentage of impervious area and natural channel. The results showed that the water quality is associated with diseases occurring in the population and the land use influenced the composition of aquatic communities. The integration of multiple indicators in determining the situation of public health is a contribution to sanitation programs. Also, thematic maps are a powerful instrument of analysis and visual comprehension of the situation of urban sub-basins. The multiple indicators avaliation included abiotic, biological, epidemic and geografic factors proved that they are necessary to a more realistic understanding of the degradation process in urban rivers and its implication to the public health in Belo Horizonte city.

**Key words:** benthic macroinvertebrates, public health, urban streams, watershed

## SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	6
2.1. Objetivo Geral.....	6
2.2. Objetivos Específicos.....	6
3. Área de estudos.....	7
4. Material e Métodos.....	13
4.1. Estações de Amostragem.....	13
4.2. Caracterização do Ambiente.....	13
4.3. Coletas de Água.....	14
4.4. Macroinvertebrados Bentônicos.....	14
4.5. Análises Estatísticas.....	14
4.6. Ocorrência de Mortalidade Infantil e Hospitalização por Diarréia.....	15
4.7. Uso e Ocupação do Solo.....	16
5. Resultados.....	17
5.1. Caracterização Ambiental das Bacias Elementares Urbanas.....	17
5.2. Integração de Indicadores Ambientais e Índices de Saúde Pública.....	22
5.3. Integração de Indicadores Ambientais e Variáveis de Uso e Ocupação do Solo.....	23
5.4. Distribuição Espacial da Mortalidade Infantil e Internação por Diarréia Infantil por Bacia Elementar (Mapas Temáticos).....	24
6. Discussão.....	35
6.1. Composição da Macrofauna Bentônica e Variáveis Físicas e Químicas	35
6.2. Integração Ecológica de Indicadores Ambientais e de Saúde Pública...	38
6.3. Integração de Indicadores de Qualidade de Água e Variáveis de Uso e Ocupação do Solo.....	41
6.4. Utilização de Mapas Temáticos como Ferramenta na Avaliação Espacial de Indicadores de Qualidade Ambiental e de Saúde Humana.....	44
7. Conclusões.....	46
8. Perspectivas Futuras.....	48
REFERENCIAS.....	49
APENDICE.....	60
APENDICE A- Tabelas.....	60





## **1. Introdução**

A água é essencial à vida de todos os organismos, incluindo o homem que depende dela para sua sobrevivência (Tundisi, 2005). Além disso, a água é considerada um recurso natural de valor econômico, político, social e ecológico, sendo essencial ao consumo humano, ao desenvolvimento de atividades industriais e agrícolas, além da importância vital aos ecossistemas (Rebouças, 2002; Barbosa *et al.*, 2008).

Os múltiplos impactos antrópicos no ambiente natural têm sido responsáveis pela deterioração da qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos continentais do Brasil (Tundisi *et al.*, 2002). Dentre esses, se destacam algumas bacias hidrográficas de extrema importância no território brasileiro, como por exemplo, rio Doce, rio São Francisco, rio das Velhas, rio Amazonas etc. (Callisto *et al.*, 2002). A bacia hidrográfica do rio das Velhas, Minas Gerais, merece especial atenção do ponto de vista ambiental, visto que é um dos maiores afluentes do rio São Francisco, e suas águas drenam regiões com intensas atividades de mineração e agricultura, e são receptoras de efluentes de esgotos domésticos e industriais provenientes, em sua maioria, da grande região metropolitana de Belo Horizonte (Junqueira *et al.*, 2000).

A revitalização da bacia do rio das Velhas, com o objetivo de promover a qualidade ambiental e saneamento básico na bacia, é uma das principais prioridades atuais de órgãos públicos ambientais no Estado de Minas Gerais, organizações não-governamentais e instituições acadêmicas (Matta-Machado, 2008). Estes esforços têm como objetivo a realização da chamada “Meta 2010: Navegar, pescar e nadar no rio das Velhas”, no trecho mais poluído (Região Metropolitana de Belo Horizonte) em 2010 (Camargos, 2005). O projeto Manuelzão, da Universidade Federal de Minas Gerais, criado em 1997, tem como foco principal promover a saúde humana e a qualidade ambiental da bacia do rio das Velhas (Lisboa, 2008); e busca, através de métricas biológicas (levantamento da ictiofauna e macrofauna bentônica) e abióticas, avaliar os resultados das intervenções promovidas pelo programa de revitalização da bacia (Matta-Machado, 2008).

O uso de bioindicadores é considerado importante na avaliação de impactos ambientais, pois animais, plantas, microrganismos e suas complexas interações com o meio ambiente respondem de maneira diferenciada às modificações da paisagem. Estas indicam a presença de poluentes, oferecendo uma melhor indicação de seus impactos na

qualidade dos ecossistemas (Piedras *et al.*, 2005). O monitoramento realizado com bioindicadores em bacias hidrográficas é útil para diagnosticar alterações nas condições limnológicas dos rios, que não podem ser detectadas apenas por monitoramentos realizados através de variáveis físicas e químicas (Junqueira *et al.*, 2000).

O uso de bioindicadores (espécies, grupos de espécies ou comunidades) permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. Assembléias biológicas e outras variáveis ambientais podem ser utilizadas como variáveis para inferir efeitos da urbanização sobre os ecossistemas aquáticos (Brown *et al.*, 2005). As vantagens comparativas de utilizarem-se indicadores biológicos de qualidade de água com relação às variáveis físicas e químicas são: rapidez e eficiência na obtenção de resultados, relação custo-benefício, avaliação da qualidade da água através do uso de organismos testes, maior susceptibilidade a uma grande variedade de estressores, avaliação da qualidade da água de um ecossistema aquático sem recorrer a análises das variáveis físicas e químicas, avaliação da função de um ecossistema e monitoramento ambiental em grande escala (Queiroz *et al.*, 2000).

Estudos envolvendo comunidades de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores na avaliação da qualidade de água em ambientes naturais e impactados são cada vez mais frequentes no Brasil (Marques & Barbosa, 2001; Buss *et al.*, 2002; Moreno & Callisto, 2006; Moreno, 2007); e no exterior (Davis, 1997; Delong & Brusven, 1998; Voelz *et al.*, 2000; Sandin & Johnson, 2004; Kasangaki *et al.*, 2006). Os macroinvertebrados bentônicos integram as condições ambientais durante períodos prolongados e estão expostos a todas as variações ambientais. Fatores físicos como pluviosidade, pH, condutividade elétrica alteram a qualidade do habitat e, conseqüentemente, a estrutura de comunidades de macroinvertebrados (Ribeiro & Uieda, 2005). Portanto, o uso de macroinvertebrados bentônicos é recomendado como indicadores de condições ambientais, índices de biodiversidade e em programas de biomonitoramento ambiental (Callisto & Moreno, 2008).

A água pode tornar-se um perigoso veículo de doenças, dada à sua grande capacidade dispersora e uso obrigatório generalizado para consumo humano, irrigação, pesca e recreação (Branco, 2002). De acordo com o documento final da Conferência Internacional sobre Água e Desenvolvimento Sustentável em Paris, em 1998, um quarto da população mundial não tem acesso à água potável; mais da metade da população mundial carece de saneamento básico; e a baixa qualidade de água e falta de higiene figuram entre as principais causas de enfermidade e morte (Macedo, 2004).

As doenças infecciosas associadas à água podem ser classificadas de acordo com os modos de propagação. Essa classificação engloba as doenças associadas a vetores desenvolvidos na água, infecções transmitidas por organismos patogênicos, através de insetos desenvolvidos na água ou que picam nas proximidades da água (Hespanhol, 2002). A mortalidade infantil e a internação por diarreia infantil geralmente são usadas como variáveis de saúde humana, indicadoras de doenças de veiculação hídrica (Tundisi, 2005).

Um levantamento da mortalidade infantil no município de Belo Horizonte para o período de 1994 a 1996 apresentou uma expressiva redução da mortalidade nas regiões de vilas e favelas da cidade (Malta *et al.*, 2001), o que pode ser atribuído às iniciativas governamentais como melhoria na atuação dos serviços de saúde, na urbanização e saneamento, dentre outros (Relatório de Gestão de Saúde PBH, 2008); porém as taxas de mortalidade estimadas para Belo Horizonte mostram-se elevadas em relação ao que se observa em países desenvolvidos (Caldeira *et al.*, 2005).

O aumento do interesse em compreender determinantes sociais das doenças, a importância da promoção da saúde em áreas de concentração de pobreza, as críticas à noção de que os determinantes de saúde e doença estão restritos ao nível individual e a emergência das ferramentas de análises múltiplas estão estimulando o debate e a produção de trabalhos multidisciplinares, recolocando a discussão de variáveis ecológicas em epidemiologia (Roux, 1998). Matta-Machado (2007) mostrou que variáveis ambientais da paisagem como os cursos da água em leito natural podem ser importantes variáveis de contexto na determinação da ocorrência de doenças de veiculação hídrica em regiões intensamente urbanizadas.

Iniciativas governamentais como a diretiva europeia WFD (The European Water Framework Directive), a qual objetiva implementar medidas de manejo de recursos hídricos que visa melhorar a qualidade de água de bacias hidrográficas europeias, tem como uma das estratégias a promoção da participação de cidadãos europeus na conservação e manejo dessas bacias (Steyaert & Ollivier, 2007). É a chamada “aprendizagem social” no manejo de recursos hídricos, onde o cuidado com a qualidade das águas de uso comum, assim como a promoção da saúde pública estão inseridos no contexto conservacionista de recursos naturais em rios europeus (Mostert *et al.*, 2007).

O processo de urbanização de uma região altera principalmente o regime hidrológico local, em decorrência da impermeabilização de grande porcentagem da superfície do solo. A forma de ocupação do solo influencia de modo peculiar todo o

ciclo hidrossedimentológico da região sob vários aspectos. As conseqüências, apesar de envolverem sempre a deposição dos sedimentos, também são distintas dadas as formas e objetivos de uso do solo nesses locais de deposição, o que torna a população mais vulnerável a essas conseqüências (Silva *et al.*, 2004). Efeitos na alteração da paisagem podem afetar a integridade dos ecossistemas aquáticos continentais (Kennen *et al.*, 2005; Walters *et al.*, 2005), com possíveis conseqüências para a biota aquática e saúde dos ecossistemas (Booth *et al.*, 2004).

O espaço pode ser fragmentado com a finalidade de permitir a visualização de associações entre indicadores epidemiológicos e condições sociais e ambientais (Rojas *et al.*, 1999). Uma das formas de se fazer isso é através da construção de mapas cartográficos, pois demonstram uma boa definição gráfica e promovem vantagens quando usado como ferramenta em epidemiologia ou saúde pública (Castro *et al.*, 2003). Os mapas têm sido crescentemente utilizados na análise espacial de questões de saúde e planejamento urbano, principalmente o módulo do sistema denominado “geração de informações temáticas” (Sluter, 2001).

Segundo Assunção *et al.* (1998), os mapas temáticos configuram poderosos instrumentos na análise espacial do risco de determinada doença, podendo-se listar três objetivos principais: o primeiro consta da descrição e simples visualização da distribuição espacial do evento na região de interesse; o segundo, exploratório, consiste em sugerir os determinantes locais do evento e fatores etiológicos desconhecidos que possam ser formulados em termos de hipóteses a serem investigadas posteriormente; o terceiro objetivo seria o de apontar associações entre o evento e seus determinantes. Os mapas temáticos são melhor aproveitados quando usam pequenas regiões geográficas como unidades de análise (por ex. microbacias hidrográficas), pois obtêm informações mais precisas e viabilizam ações mitigadoras locais (Assunção *et al.*, 1998).

As bacias de drenagem podem ser desmembradas em um número qualquer de sub-bacias, dependendo do ponto de saída considerado ao longo de seu eixo-tronco ou canal coletor (Coelho-Neto, 2001). Em termos de unidade de estudo, a microbacia hidrográfica é a unidade espacial de planejamento mais apropriada por permitir controle mais objetivo dos recursos humanos e financeiros, favorecendo a integração de práticas de uso e manejo do solo e da água com a organização comunitária (Silva *et al.*, 2004).

A cidade de Belo Horizonte utiliza as bacias elementares, como territórios de planejamento do saneamento ambiental, criados por lei municipal (Diário Oficial do Município de Belo Horizonte, 2001). A prefeitura criou um programa de recuperação de

córregos que evita as canalizações e advoga a preservação dos cursos d'água. Populações humanas conviverão com rios e córregos em leito natural, podendo-se prever que estes serão uma variável de contexto importante a ser considerada na ocorrência de eventos relacionados à saúde. (Matta-Machado, 2007).

Esta nova abordagem, denominada drenagem sustentável, propõe o reconhecimento da complexidade das relações entre os ecossistemas naturais, o sistema urbano artificial e a sociedade, preconizando a recuperação dos rios e córregos através de sua despoluição, evitando as canalizações e criando áreas de lazer (Pompêo, 2000). O desenvolvimento sustentável urbano tem o objetivo de melhorar a qualidade de vida da população e a conservação ambiental. É também essencialmente integrador na medida em que a qualidade de vida somente é possível com um ambiente conservado que atenda às necessidades da população, garantindo a harmonia do homem e da natureza (Tucci, 2008).

Considerando tais aspectos, este estudo teve como objetivo integrar ecologicamente bioindicadores de qualidade de água, como os macroinvertebrados bentônicos, aos índices de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil em populações humanas que vivem em bacias elementares no município de Belo Horizonte, assim como relacionar ações antrópicas, como o uso e ocupação do solo das bacias, aos índices biológicos de qualidade de água.

As hipóteses de trabalho que nortearam esta pesquisa foram: (i) a qualidade da água influencia na qualidade da saúde da população que vive em bacias elementares de regiões urbanizadas; (ii) as atividades de uso e ocupação do solo em bacias elementares alteram a composição e estrutura (riqueza e abundância relativa) da macrofauna bentônica.

## **2. Objetivos**

### **2.1. Objetivo Geral**

Integrar ecologicamente indicadores ambientais de qualidade de água aos índices de saúde pública, assim como relacionar ações antrópicas, como o uso e ocupação do solo, aos indicadores de qualidade de água e inferir sobre o atual estágio de degradação ambiental em bacias elementares pertencentes à bacia do rio das Velhas, Minas Gerais.

### **2.2. Objetivos Específicos**

2.2.1. Caracterizar a estrutura taxonômica, distribuição numérica (abundância relativa), riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades de macroinvertebrados bentônicos; assim como mensurar variáveis físicas e químicas da água como oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, Fósforo total, Nitrogênio Total, turbidez, pH e temperatura em 10 bacias elementares, no período de 2005 a 2008.

2.2.2. Realizar levantamento da taxa de mortalidade infantil e prevalência de hospitalização por diarreia infantil que ocorreram na população nas 10 bacias elementares, para o período de 2005 a 2007.

2.2.3. Diagnosticar o uso e ocupação do solo em 10 bacias elementares urbanas.

2.2.4. Integrar o estudo de bioindicadores bentônicos de qualidade de água e variáveis físicas e químicas da água, com os índices de mortalidade infantil e hospitalização por diarreia infantil nas 10 bacias elementares urbanas.

2.2.5. Integrar variáveis de uso e ocupação do solo às variáveis biológicas e físicas e químicas, indicadores de qualidade de água, nas 10 bacias elementares urbanas.

2.2.6. Criar mapas temáticos das 10 bacias elementares urbanas com a espacialização das ocorrências de mortalidade infantil, internações por diarreia infantil e das variáveis de uso e ocupação do solo das bacias no período de 2005 a 2007.

### **3. Área de Estudo**

O município de Belo Horizonte, capital do Estado de Minas Gerais, localiza-se em uma área de 331 Km<sup>2</sup> e encontra-se nas coordenadas geográficas de latitudes 19°46'35'' e 20°03'34''sul e pelas longitudes 43°51'27'' e 44°03'47''oeste de Greenwich. A cidade possui uma população estimada de 2.238.526 habitantes (Censo IBGE, 2000); esta população consiste em 50,8% da população total do alto rio das Velhas e a cidade de Belo Horizonte ocupa uma área de 0,85% neste trecho da Bacia. O trecho do alto rio das Velhas, onde se encontra Belo Horizonte, apresenta o maior contingente populacional humano com uma atividade econômica concentrada, onde se encontram os maiores focos de poluição hídrica de toda a bacia (Camargos, 2005).

A área da cidade é uma região intermediária entre dois importantes domínios geomorfológicos de Minas Gerais: a Depressão de Belo Horizonte e o Quadrilátero Ferrífero. A Depressão de Belo Horizonte ocupa 70% (porções centro e norte) do território municipal com rochas graníticas de idade arqueana (aproximadamente 2,8 bilhões de anos). Seu relevo é marcado por espigões, colinas de topo plano a arqueado e encostas policonvexas de declividades variadas, frequentemente intercaladas por anfiteatros de encostas côncavas. O Quadrilátero Ferrífero ocupa 30% do território municipal (porção sul) com rochas metassedimentares integrantes do Supergrupo Minas, de idade proterozóica (aproximadamente 2,5 a 2,0 bilhões de anos). A cidade localiza-se a 852 metros de altitude, sendo que o ponto culminante do município pode atingir 1.500 metros, no topo da Serra do Curral (Ferreira, 2003).

O clima de Belo Horizonte é do tipo tropical de altitude (Cwa), segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e chuvosos e invernos bem marcados com temperaturas brandas. Segundo as Normas Climatológicas, a média anual de chuvas é de 1.490 mm, com 80% distribuídos entre outubro e março (Vilela, 2007). A temperatura média anual fica em torno de 22°C. O verão é caracterizado pelo predomínio de chuvas, com temperatura média de 24°C, e o inverno é a estação de temperaturas mais amenas, com média de 19°C (Lucas, 2007).

A vegetação original do município é a Floresta Estacional Semidecidual e o Cerrado, porém atualmente há um alto grau de impacto decorrente da ocupação humana (Felippe & Umbelino, 2007).

Quanto à área da saúde, Belo Horizonte dispõem de um total de 36 hospitais, sendo um municipal, dois federais, sete estaduais e o restante filantrópicos e privados. Há cerca de 5.500 leitos na capital. A rede também conta com 141 postos de saúde, 150 ambulatorios e 507 equipes do Programa Saúde da Família, que dão cobertura à 76% da população da capital (Belo Horizonte, 2008).

Localizada na sub-bacia do rio das Velhas (Bacia do rio São Francisco), Belo Horizonte é atendida pelos Ribeirões Arrudas e do Onça. O Ribeirão Arrudas atravessa a cidade de Oeste para Leste. Mais ao Norte corre o Ribeirão Onça cujo afluente importante é o Ribeirão Pampulha, que foi represado para formar o reservatório da Pampulha, um dos recantos de turismo e lazer da cidade. O Plano Municipal de Saneamento definiu como unidade de planejamento as bacias hidrográficas delimitadas no município (Diário Oficial do Município de Belo Horizonte, 2001). Os seus limites são basicamente geográficos, definidos por divisores de água naturais. Estas bacias hidrográficas foram denominadas como “bacias elementares” e, para este estudo, foram consideradas 10 bacias elementares do município, pertencentes à bacia do rio das Velhas, a saber:

1 – *Bacia do Córrego Acaba Mundo (Ponto de Coleta MZ 39 - 06°11'93.7''S, 78°06'69.7''W)*: Afluente do Ribeirão Arrudas, sua maior extensão é canalizada, onde atualmente situa-se as Avenidas Nossa Senhora do Carmo e Uruguai, no bairro Sion.

2 – *Bacia do Córrego Baleares (Ponto de Coleta MZ 01 - 19° 48' 10.2" S, 43° 57' 59.0"W)*: Pertencente à sub-bacia do Ribeirão do Onça, nasce na região de Venda Nova e deságua no córrego do Vilarinho. A maior parte do córrego encontra-se em leito natural.

3 – *Bacia do Córrego Bonsucesso (Ponto de Coleta MZ 34 - 19° 57' 43.6" S, 43° 59' 54.1"W)*: Afluente da margem direita do ribeirão Arrudas, nasce nas encostas da Serra do Curral, próxima à divisa com o município de Nova Lima.

4 – *Bacia do Córrego Cachorro Magro (Ponto de Coleta MZ 40 - 06°16'66.7''S, 77°99'55.6''W)*: Afluente do ribeirão Arrudas, localiza-se no bairro Casa Branca, região leste da cidade.



5 – *Bacia do Córrego Cônego Pinheiro (Ponto de Coleta MZ 02 - 19° 56' 03.0" S, 43° 54' 23.2" W)*: É afluente da sub-bacia do Ribeirão Arrudas e passa sob a avenida Mem de Sá. Dá acesso aos bairros Santa Efigênia e Paraíso.

6 – *Bacia do Córrego Engenho Nogueira (Ponto de coleta MZ 36 - 19° 52' 21.8" S, 43° 57' 46.7"W)*: Afluente da margem direita do ribeirão do Onça, localiza-se nas regiões noroeste e Pampulha.

7 – *Bacia do Córrego Nossa Senhora da Piedade (Ponto de coleta MZ 33 - 19° 50' 47.6" S, 43° 55' 26.7"W)*: Afluente da margem esquerda do ribeirão do Onça, está localizada na região administrativa norte do município.

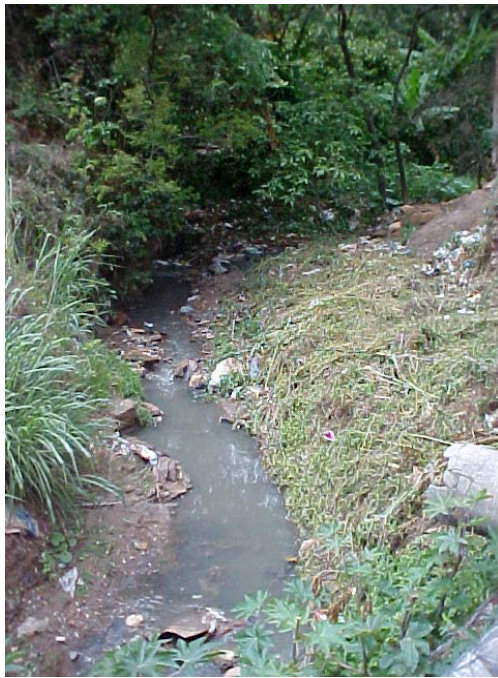
8 – *Bacia do Córrego Olhos d'Água (Ponto de Coleta MZ 38 - 06°03'81.8''S 78°06'69.7''W)*: Localiza-se na região da Pampulha. Nos bairros Céu Azul, Trevo e Enseada das Garças, por onde passa o córrego, este não se encontra canalizado.

9 – *Bacia do Córrego Primeiro de Maio (Ponto de Coleta MZ 32 - 19° 51' 21.8" S, 43° 55' 56.1"W)*: Localiza-se na região norte do município e tem sua nascente situada nas proximidades do bairro Minaslândia. Pertence a bacia do ribeirão do Onça.

10 – *Bacia do Córrego Santa Tereza (Ponto de coleta MZ 03 - 19° 54' 40.4" S, 43° 53' 18.2" W)*: Afluente do ribeirão Arrudas, localiza-se no bairro Alto Vera Cruz.



Figura 1: Mapa da área de estudos incluindo as dez bacias elementares do município de Belo Horizonte, no trecho alto da bacia hidrográfica do rio das Velhas (MG).



(A)



(B)



(C)



(D)

Figura 2: Fotos ilustrativas das bacias elementares de Belo Horizonte, Minas Gerais: Santa Tereza (A), Nossa Senhora da Piedade (B), Engenho Nogueira (C), Cônego Pinheiro (D).



(A)



(B)



(C)



(D)



(E)



(F)

Figura 3: Fotos ilustrativas das bacias elementares de Belo Horizonte, Minas Gerais: Bonsucesso (A), Baleares (B), Primeiro de Maio (C), Cachorro Magro (D), Acaba Mundo (E), Olhos d'água (F).

## **4. Material e Métodos**

### **4.1. Estações de amostragem**

Neste estudo foram consideradas dez bacias elementares, biomonitoradas através do Projeto Manuelzão (UFMG), localizadas no município de Belo Horizonte. Dentre as dez bacias elementares, sete delas foram biomonitoradas de 2005 a 2007 (*Baleares, Bonsucesso, Cônego Pinheiro, Engenho Nogueira, Nossa Senhora da Piedade, Primeiro de Maio e Santa Tereza*) e as coletas foram realizadas trimestralmente, todos os anos, compreendendo os períodos sazonais de chuva e seca; e as outras três bacias (*Acaba Mundo, Cachorro Magro e Olhos d'Água*) foram biomonitoradas durante o ano de 2008, em duas coletas sazonais, compreendendo um período de chuva e um período de seca. O objetivo de biomonitorar as três bacias somente no ano de 2008 foi buscar bacias elementares minimamente impactadas dentro da cidade de Belo Horizonte, com características semelhantes aos de cursos d'água considerados como áreas de referência, a fim de corroborar a hipótese de que o grau de poluição da bacia influencia na ocorrência de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil na bacia. Deste modo, os dados de biomonitoramento da bacia do rio das Velhas para o município de Belo Horizonte, utilizados neste estudo, compreendem o período de 2005 a 2008.

### **4.2. Caracterização do Ambiente**

Para a avaliação das condições ambientais nas estações amostrais localizadas nas dez bacias elementares foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida de Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas, que tem a função de avaliar o ambiente aquático e o uso e ocupação do solo na região de entorno, proposto por Callisto *et al.* (2002). O protocolo avalia um conjunto de variáveis e pontua as categorias descritas para cada variável. O valor final do protocolo de avaliação é obtido através do somatório dos valores atribuídos a cada variável independentemente. Para a pontuação entre 0 e 40, consideram-se os ambientes *impactados*; entre 41 e 60, os ambientes são classificados como *alterados*, e acima de 61 pontos, os ambientes são tidos como *naturais*.

### **4.3. Coletas de água**

As coletas de água para análises físicas e químicas foram realizadas com garrafas de polietileno. As variáveis físicas e químicas da água (pH, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), potencial de oxidação/redução (mV), turbidez (NTU)) foram mensuradas *in situ*, utilizando-se um multi-analisador Horiba modelo U-10, e aparelhos portáteis marca YSI.

Um litro de água de cada estação amostral foi transportado para o laboratório NUVELHAS/Projeto Manuelzão/UFMG em frascos de polietileno e resfriado a  $-20^{\circ}\text{C}$ , para posterior determinação dos teores de nitrogênio total e fósforo total, de acordo com “Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater” (American Public Health Agency, 1992).

### **4.4. Macroinvertebrados Bentônicos**

Em cada estação amostral foram coletadas três réplicas para o estudo das comunidades bentônicas. Em ambientes com pouca profundidade e substrato estável (p.ex. rochas, pedras, troncos) foi utilizado um amostrador do tipo Surber (25x25 cm), malha 250 $\mu\text{m}$  de poro, com área amostral de 0,0625 m<sup>2</sup>. Em ambientes rasos ou profundos, com substrato instável (p.ex. areia, lama, cascalho) foi utilizada uma draga de Petersen com área amostral de 0,0375 m<sup>2</sup>.

As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos (fixadas com formol 10%) e levadas para o Laboratório NUVELHAS/Projeto Manuelzão/UFMG para serem lavadas e posteriormente triadas e identificadas até o nível de família (Pérez, 1988; Merritt & Cummins, 1996). Os exemplares coletados e identificados taxonomicamente foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB/UFMG, seguindo a metodologia descrita por Callisto *et al.* (1998) e França & Callisto (2007).

### **4.5. Análises Estatísticas**

Objetivando-se uma melhor compreensão dos dados sobre a distribuição da fauna bentônica, foram calculadas métricas biológicas como riqueza taxonômica, através do número total de taxa encontrado por amostra; abundância relativa das

espécies (% Chironomidae + Oligochaeta - % CHOL); diversidade de Shannon-Wiener; e equitabilidade de Pielou, segundo Magurran (1988). Estas medidas representam a composição das assembléias de macroinvertebrados bentônicos. A % CHOL aumenta com o aumento das perturbações na água e são mais representativas para evidenciar o aumento do impacto sobre os ecossistemas aquáticos (Ferreira, 2009).

A associação entre os padrões de qualidade de água e as taxas de mortalidade infantil e prevalência de hospitalização por diarreia infantil, assim como a associação de variáveis de uso e ocupação do solo e os indicadores bióticos e abióticos de qualidade de água foram realizadas através da análise estatística General Linear Models, com distribuição de Poisson, regressão multivariada usada para variáveis não-paramétricas. Foi considerado como nível de significância para o valor de beta  $p < 0.05$ .

Os programas estatísticos utilizados foram: PRIMER 6 Beta para os cálculos dos índices de diversidade e equitabilidade; e STATISTICA 7.0 for Windows 5.5, para as análises de regressão multivariada.

#### **4.6. Ocorrência de mortalidade infantil e hospitalização por diarreia infantil**

Um levantamento da taxa de mortalidade infantil e hospitalização por diarreia infantil foi realizado através do Sistema de Nascidos Vivos (SINASC), Sistema de Mortalidade (SIM) e Sistema de Informação Hospitalar (SIH), disponíveis na Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (PBH) para o período de 2005 a 2007. O SIM e o SINASC possuem coordenadas geográficas, o que possibilita a identificação das bacias elementares pelo Sistema de Informação Geográfica do Laboratório Nuvelhas/Projeto Manuelzão (UFMG). O SIH fornece as hospitalizações por endereço, o que possibilita também através do SIG a identificação das bacias elementares.

A seleção destas variáveis foi em função de sua freqüente relação com fatores de riscos ambientais e da sua disponibilidade em dados secundários na cidade de Belo Horizonte. Os eventos foram: (i) número de crianças nascidas vivas e aquelas mortas até um ano de idade, residentes em Belo Horizonte, entre 1 de janeiro de 2005 e 31 de dezembro de 2007; (ii) hospitalizações de crianças com até cinco anos de idade, portadoras de diagnóstico de diarreia infantil, residentes em Belo Horizonte, ocorridas no mesmo período.

Em cada bacia elementar estudada foram definidas as taxas de mortalidade infantil para cada ano e a mediana dos anos estudados (metodologia descrita em Matta-

Machado, 2007). Em relação às hospitalizações por diarreia infantil foram utilizadas taxas de prevalência média para os anos estudados no grupo de crianças até cinco anos de idade em cada bacia elementar, seguindo a metodologia de McMahon & Trichopoulos (1996).

As taxas de prevalência de hospitalização por diarreias são calculadas através da fórmula: número de hospitalizações por diarreia infantil / população de crianças até cinco anos da bacia elementar (dados do Censo 2000).

$$\text{Índice hospitalização por diarreia} = \frac{H1}{H2}$$

*H1*: número de hospitalizações por diarreia infantil em crianças até 5 anos na bacia elementar em cada ano de estudo.

*H2*: número total de crianças até cinco anos de idade na bacia elementar (dados Censo, 2000).

Os coeficientes de mortalidade infantil foram definidos a partir das crianças nascidas vivas e mortas residentes em Belo Horizonte no mesmo período. O índice utilizado na análise foram os coeficientes de mortalidade infantil dos anos 2005 a 2007.

$$\text{Índice de mortalidade infantil} = \frac{M * 1000}{N}$$

*M*: número de mortes até um ano de idade na bacia elementar em cada ano de estudo.

*N*: número de nascidos vivos na bacia elementar em cada ano de estudo.

Os eventos foram pontualmente georeferenciados aos seus respectivos endereços de residência e, quando de sua ausência, foi utilizado o endereço mais próximo, considerando as bases geográficas de quadras e trechos de logradouros. Os casos foram agregados nas bacias elementares que funcionaram como unidades espaciais de análise.



#### **4.7. Uso e ocupação do solo**

A avaliação do uso e ocupação do solo foi realizada através de modelos de classificação de imagens que identificaram elementos da paisagem na área das bacias elementares. Os elementos considerados para este estudo foram: (i) vegetação, (ii) impermeabilização, demarcados para uma distância de 100 m, a partir de cada margem do curso d'água, e (iii) proporção do córrego em leito natural, considerando a calha do curso d'água. O programa utilizado foi o Mapinfo Professional 7.5, programa de georeferenciamento e processamento de imagens de satélite. Nas análises estatísticas, as variáveis de uso e ocupação do solo (impermeabilização, vegetação e leito natural) foram consideradas como variáveis independentes.

### **5. Resultados**

#### **5.1. Caracterização ambiental das bacias elementares urbanas**

O Protocolo de Avaliação Rápida utilizado na caracterização de habitats e nível de preservação das áreas de entorno dos cursos d'água estudados indicou elevado grau de degradação ambiental nas bacias do município de Belo Horizonte. Um percentual de 70% das estações amostrais, para o período de 2005 a 2008, foi classificado como “degradadas”, de acordo com o protocolo e 28% foram classificadas como “alteradas”. Apenas 2% das estações amostrais são satisfatórias para a manutenção da vida nos corpos d'água (Callisto *et al.* 2002), considerando aspectos como diversidade e estabilidade de habitats, estrutura e disponibilidade de substratos e de recursos alimentares para os macroinvertebrados bentônicos.

Ao todo 110.000 macroinvertebrados bentônicos foram triados e identificados nas dez bacias elementares urbanas entre janeiro de 2005 e maio de 2008. Dentre os 33 grupos de macroinvertebrados encontrados, 24 foram identificados em Famílias; 5 em Classes; 3 em Ordens; e apenas 1 grupo foi identificado em Filo. Durante o período amostral, a maior riqueza taxonômica (11) foi encontrada na bacia do córrego Primeiro de Maio, mas a riqueza média nas bacias foi de 5 para o período de chuvas e de seca (Tabela 1 e 2 – Apêndice A). Os grupos Chironomidae e Oligochaeta (% CHOL) foram os mais abundantes nas 10 bacias, com um percentual médio de 61,3% no período de chuvas (Tabela 3 – Apêndice A) e 67,8% no período seco (Tabela 4 – Apêndice A). As

figuras 4 e 5 mostram os valores médios dos indicadores bentônicos para os períodos de chuvas e seca entre os anos de 2005 e 2008.

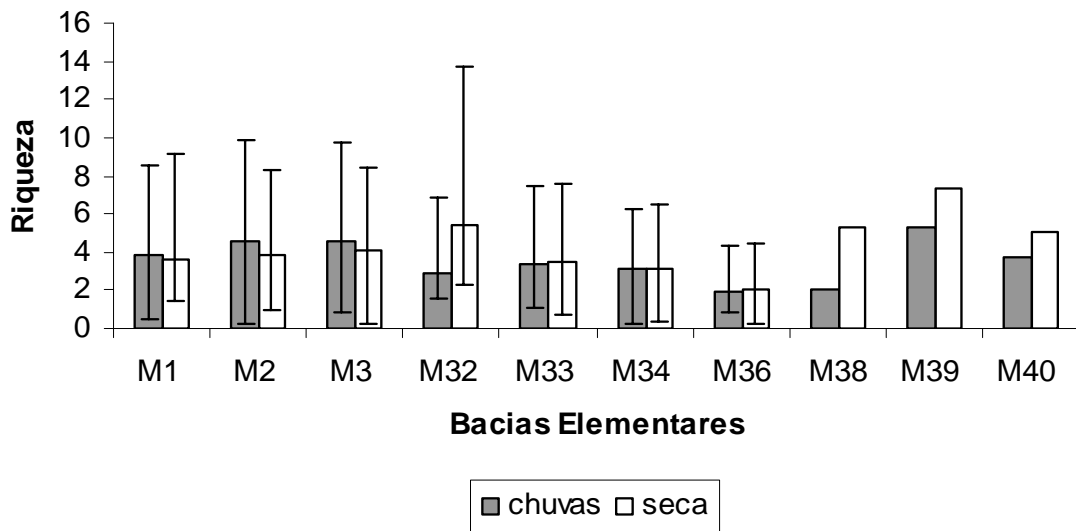


Figura 4: Riqueza taxonômica média de macroinvertebrados bentônicos nos períodos de chuvas e seca nas dez bacias elementares em Belo Horizonte (2005 a 2008). (**M1**: Baleares; **M2**: Cônego Pinheiro; **M3**: Santa Tereza; **M32**: Primeiro de Maio; **M33**: Nossa Senhora da Piedade; **M34**: Bonsucesso; **M36**: Engenho Nogueira; **M38**: Olhos d'água; **M39**: Acaba Mundo; **M40**: Cachorro Magro).

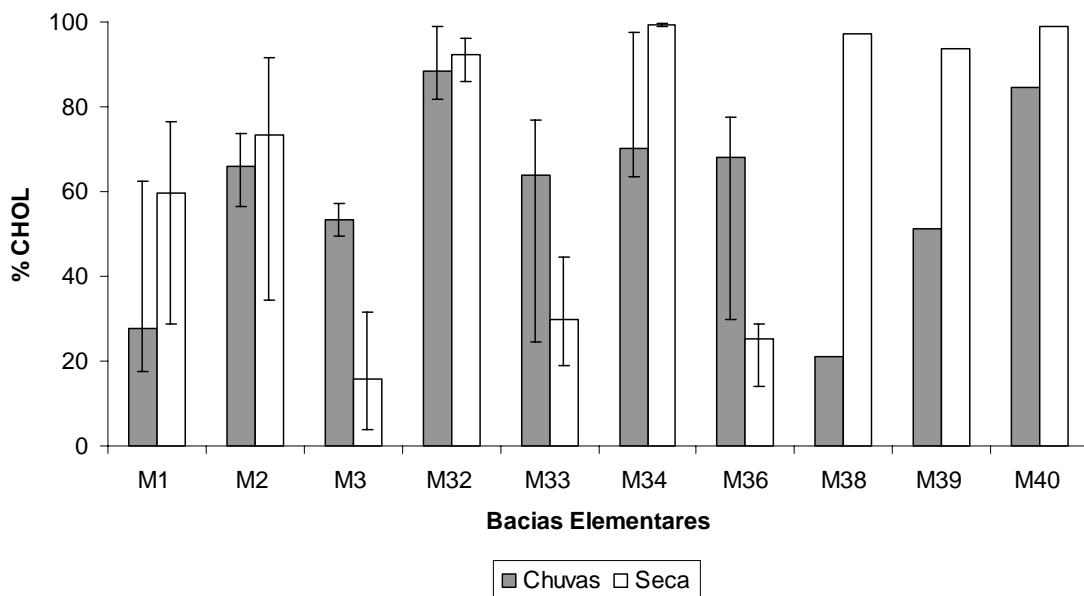


Figura 5: Valores médios da proporção de Chironomidae + Oligochaeta (% CHOL) nos períodos de chuvas e seca nas dez bacias elementares em Belo Horizonte (2005 a 2008). (**M1**: Baleares; **M2**: Cônego Pinheiro; **M3**: Santa Tereza; **M32**: Primeiro de Maio; **M33**: Nossa Senhora da Piedade; **M34**: Bonsucesso; **M36**: Engenho Nogueira; **M38**: Olhos d'água; **M39**: Acaba Mundo; **M40**: Cachorro Magro).

Outros grupos de macroinvertebrados bentônicos que ocorreram nas bacias foram: Psychodidae, com um percentual médio de 21,56%; Planariidae (1,2%); e Bivalvia (1,1%). Os demais grupos não alcançaram um por cento do total de indivíduos amostrados por estação de coleta (Tabela 5 – Apêndice A). O percentual de 73% dos grupos de macroinvertebrados encontrados é da ordem Diptera.

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece limites individuais para cada parâmetro em cada classe de águas doces. De acordo com esta resolução, para as águas doces inseridas na classe II, o limite máximo para o Nitrogênio Total é de 2,18 mg/L e para o Fósforo Total é de 0,1 mg/L, para ecossistemas lóticos, na vazão de referência. O oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 6 mg/L; a turbidez máxima é 40 unidades nefelométricas de turbidez (UNT); e os limites de pH são entre 6,0 e 9,0. Neste estudo, foram observadas variações nos valores de oxigênio dissolvido ( $0,1 \pm 8,7$  mg/L), condutividade elétrica ( $6,06 \pm 1002$   $\mu$ S/cm), Fósforo Total ( $0,009 \pm 4,41$  mg/L), Nitrogênio Total ( $0,04 \pm 141,6$  mg/L), turbidez ( $3 \pm 885$  UNT), pH ( $6,6 \pm 8,7$ ) e temperatura ( $16,7 \pm 32,1^{\circ}$ C) (Figuras 6 e 7). A tabela 6 (Apêndice - A) apresenta os valores máximos e mínimos das variáveis físicas e químicas avaliadas, no período de 2005 a 2008.

O maior valor encontrado para a mortalidade infantil foi de 53,19 ‰ na bacia do córrego Nossa Senhora da Piedade em 2006; e o menor foi de 0‰ nas bacias dos córregos Baleares (2007), Nossa Senhora da Piedade (2007) e Santa Tereza (2006). A maior prevalência de internação por diarreia infantil foi na bacia do córrego Santa Tereza em 2006 (65‰) e menor ocorreu na bacia do córrego Acaba Mundo em 2008 (1‰).

Para a caracterização do uso e ocupação do solo nas bacias estudadas, as proporções de vegetação e impermeabilização apontam um alto grau de urbanização, sendo que 50% das bacias têm mais de 80% de impermeabilização. A bacia do córrego Bonsucesso é a menos impermeabilizada, com 41% de sua área e é a que possui o valor máximo da porcentagem de vegetação, 28,5%, no limite de 100 metros a partir de cada margem do curso d'água. As outras bacias elementares não atingiram 15% de áreas verdes em seus territórios (Tabela 7 – Apêndice A).

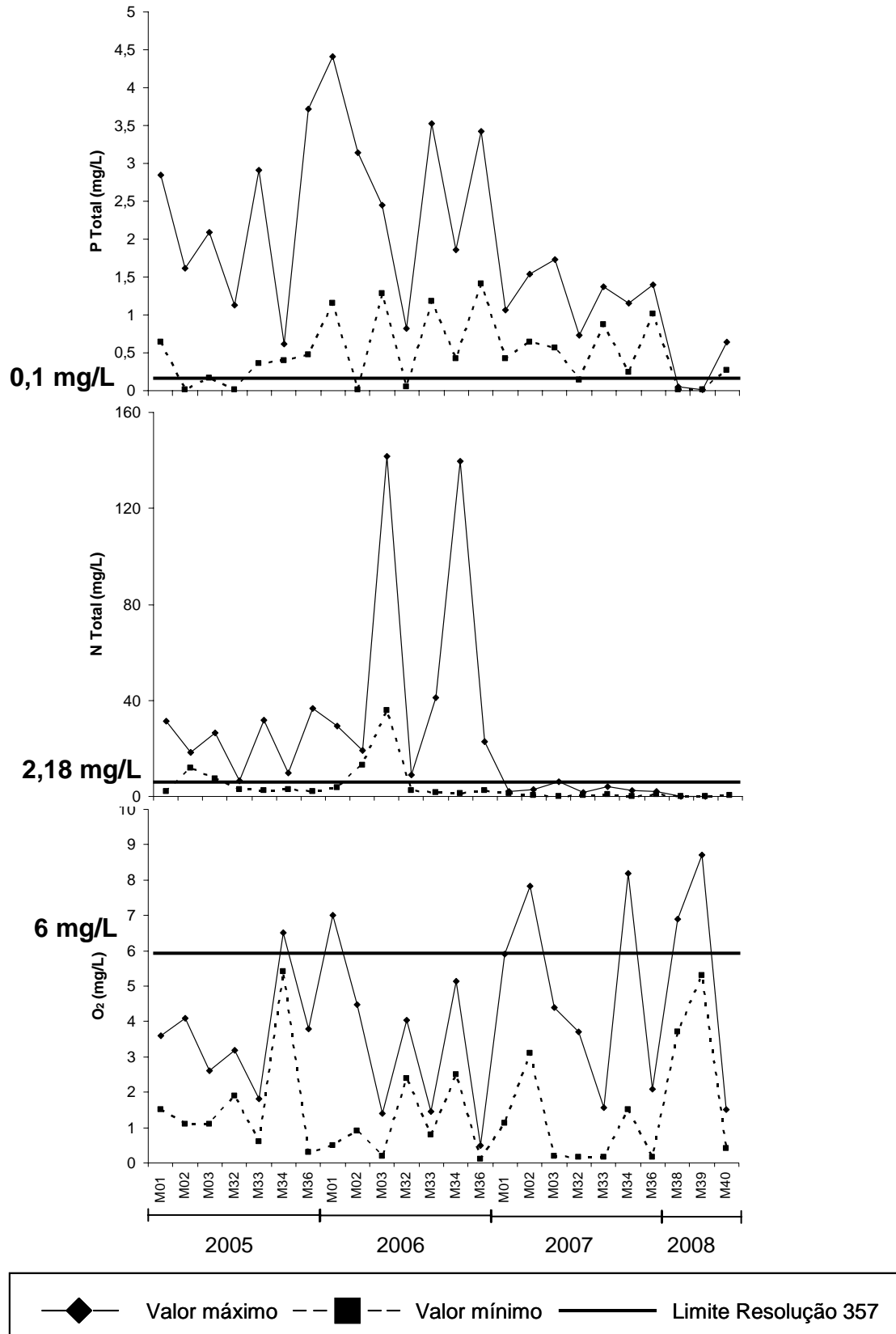


Figura 6: Valores máximos e mínimos de P-Total (mg/L), N-Total (mg/L) e Oxigênio Dissolvido (mg/L) e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº357/05 para rios de classe 2 nas 10 bacias elementares em Belo Horizonte (2005 a 2008).

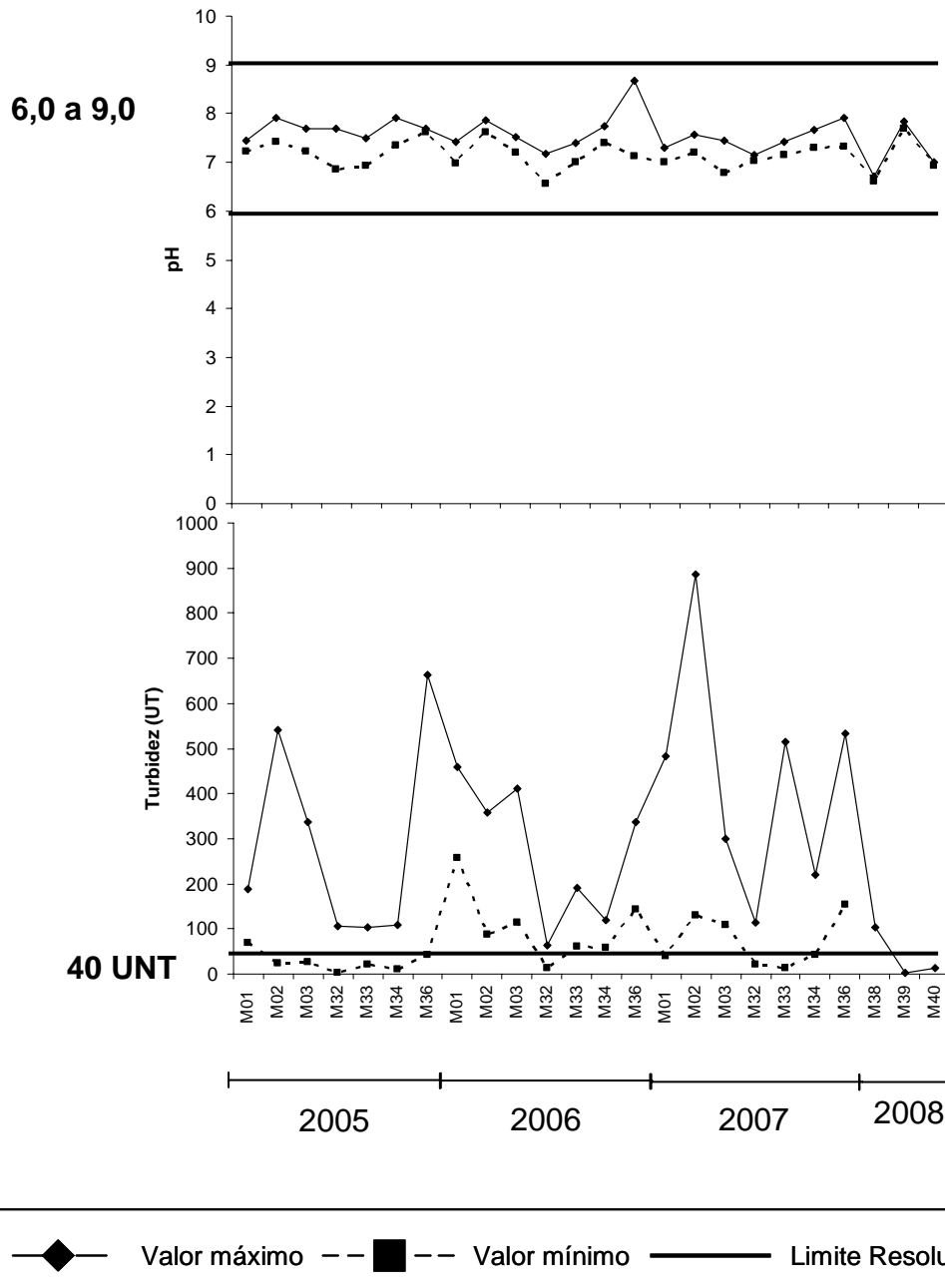


Figura 7: Valores máximos e mínimos de pH e turbidez (UNT) e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357/05 para rios de classe 2 nas 10 bacias elementares em Belo Horizonte (2005 a 2008).

Três bacias elementares (Cachorro Magro, Primeiro de Maio e Santa Tereza) possuem 100% de seus cursos d'água em leito natural. Por outro lado, as bacias que possuem menos de 50% de seus córregos em leito natural são Engenho Nogueira; Olhos d'água e Acaba Mundo. O córrego Acaba Mundo é o mais impermeabilizado, com apenas 14% de seu curso d'água em leito natural (Figura 8).

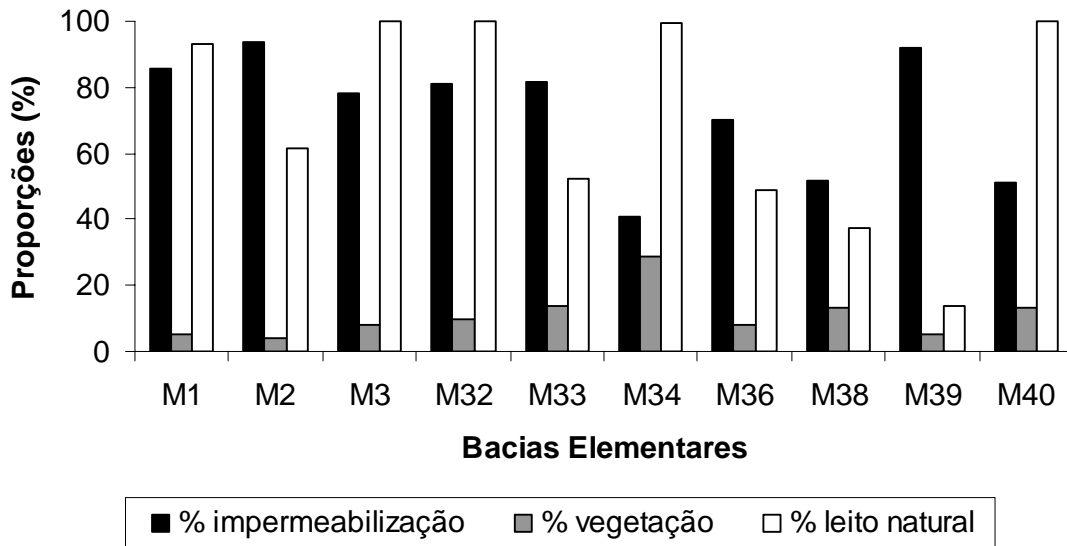


Figura 8: Proporções de impermeabilização, vegetação e cursos d'água em leito natural nas 10 bacias elementares de Belo Horizonte. (M1: Baleares; M2: Cônego Pinheiro; M3: Santa Tereza; M32: Primeiro de Maio; M33: Nossa Senhora da Piedade; M34: Bonsucesso; M36: Engenho Nogueira; M38: Olhos d'água; M39: Acaba Mundo; M40: Cachorro Magro).

## 5.2. Integração de Indicadores Ambientais e Índices de Saúde Pública

Não houve relação significativa do índice de mortalidade infantil com os índices bentônicos e as variáveis físicas e químicas ( $p > 0,05$ ), ou seja, a taxa de mortalidade infantil que ocorre nas bacias elementares não foi influenciada pela riqueza de macroinvertebrados bentônicos (chuva e seca), porcentagem de Chironomidae e Oligochaeta (chuvas e seca), condutividade elétrica, pH, N-total, P-total, oxigênio dissolvido e turbidez (Tabela 8).

Tabela 8: Análise de regressão múltipla (General Linear Models) para os valores de mortalidade infantil e a relação com riqueza de macroinvertebrados bentônicos (chuvas e seca), porcentagem de Chironomidae e Oligochaeta (chuvas e seca), condutividade elétrica, pH, N-total, P-total, oxigênio dissolvido e turbidez nas 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG).

<i>Variáveis</i>	<i>Unidade</i>	<i>Graus de Liberdade</i>	<i>P(nível de significância)</i>
Riqueza bentos chuvas	nº espécies	1	0.4557
Riqueza bentos seca	nº espécies	1	0.5932
Proporção Chironomidae e Oligochaeta chuvas	%	1	0.4273
Proporção Chironomidae e Oligochaeta seca	%	1	0.2095
P-Total	mg/L	1	0.1123
N-Total	mg/L	1	0.5237
Condutividade elétrica	µS/cm	1	0.2175
pH	-	1	0.4895
Turbidez	UNT	1	0.2869
Oxigênio Dissolvido	mg/L	1	0.1680

O índice de internação por diarreia infantil foi relacionado ( $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.1849$ ) com as concentrações de Nitrogênio Total positivamente e com o oxigênio dissolvido negativamente. A internação por diarreia infantil não é influenciada pelas demais variáveis como riqueza de macroinvertebrados bentônicos (chuvas e seca), porcentagem de Chironomidae e Oligochaeta (chuvas e seca), condutividade elétrica, pH, P-total e turbidez (Tabela 9).

Tabela 9: Análise de regressão múltipla (General Linear Models) para os valores de internação por diarreia infantil e a relação com riqueza de macroinvertebrados bentônicos (chuvas e seca), porcentagem de Chironomidae e Oligochaeta (chuvas e seca), condutividade elétrica, pH, P-total e turbidez nas 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG).

<i>Variáveis</i>	<i>Unidade</i>	<i>Graus de Liberdade</i>	<i>P(nível de significância)</i>
Riqueza bentos chuvas	nº espécies	1	0.23494
Riqueza bentos seca	nº espécies	1	0.20579
Proporção Chironomidae e Oligochaeta chuvas	%	1	0.15783
Proporção Chironomidae e Oligochaeta seca	%	1	0.84698
P-Total	mg/L	1	0.91070
Condutividade elétrica	µS/cm	1	0.63829
pH	-	1	0.34271
Turbidez	UNT	1	0.34419

A diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou não foram utilizadas como variáveis biológicas de qualidade de água, pois os valores foram baixos e homoganeamente semelhantes nas dez bacias elementares, não permitindo, portanto, a diferenciação da situação biológica dos cursos d'água em cada microbacia urbana.

### **5.3. Integração de Indicadores Ambientais e Variáveis de Uso e Ocupação do Solo**

Somente o índice bentônico *riqueza de macroinvertebrados bentônicos na estação chuva* ( $p < 0,01$ ,  $r^2 = 0.7223$ ) foi correlacionado positivamente com as variáveis de uso e ocupação do solo *impermeabilização* e *proporção de leito natural* nas bacias elementares urbanas. Nenhum outro parâmetro biótico ou abiótico foi influenciado pela impermeabilização, vegetação e proporção de leito natural em cursos d'água nas bacias elementares.



#### **5.4. Distribuição espacial da mortalidade infantil e internação por diarreia infantil por bacia elementar (Mapas Temáticos)**

Foram construídos 10 mapas temáticos representando a espacialização dos índices de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil em cada bacia elementar, nos anos de 2005, 2006 e 2007. Os mapas também contêm o uso e ocupação do solo (variáveis impermeabilização e vegetação), demarcados 100m a partir de cada margem do curso d'água; e a proporção de leito natural, proporção de canal aberto e de canal fechado no curso d'água de cada bacia (Figuras 9 a 18).

Tanto a mortalidade infantil como as internações por diarreia infantil não seguem um padrão de distribuição de acordo com a proximidade do curso d'água. A bacia do córrego Acaba Mundo é a única onde as ocorrências de mortalidade estão mais próximas ao leito do rio. Nas bacias dos córregos Baleares, Cachorro Magro, Engenho Nogueira, Nossa Senhora da Piedade, Olhos d'água e Primeiro de Maio, a mortalidade e internação ocorrem, em sua maioria, a mais de 100 m a partir de cada margem do curso d'água. Nas demais bacias, as variáveis de saúde humana não seguem qualquer padrão de distribuição.

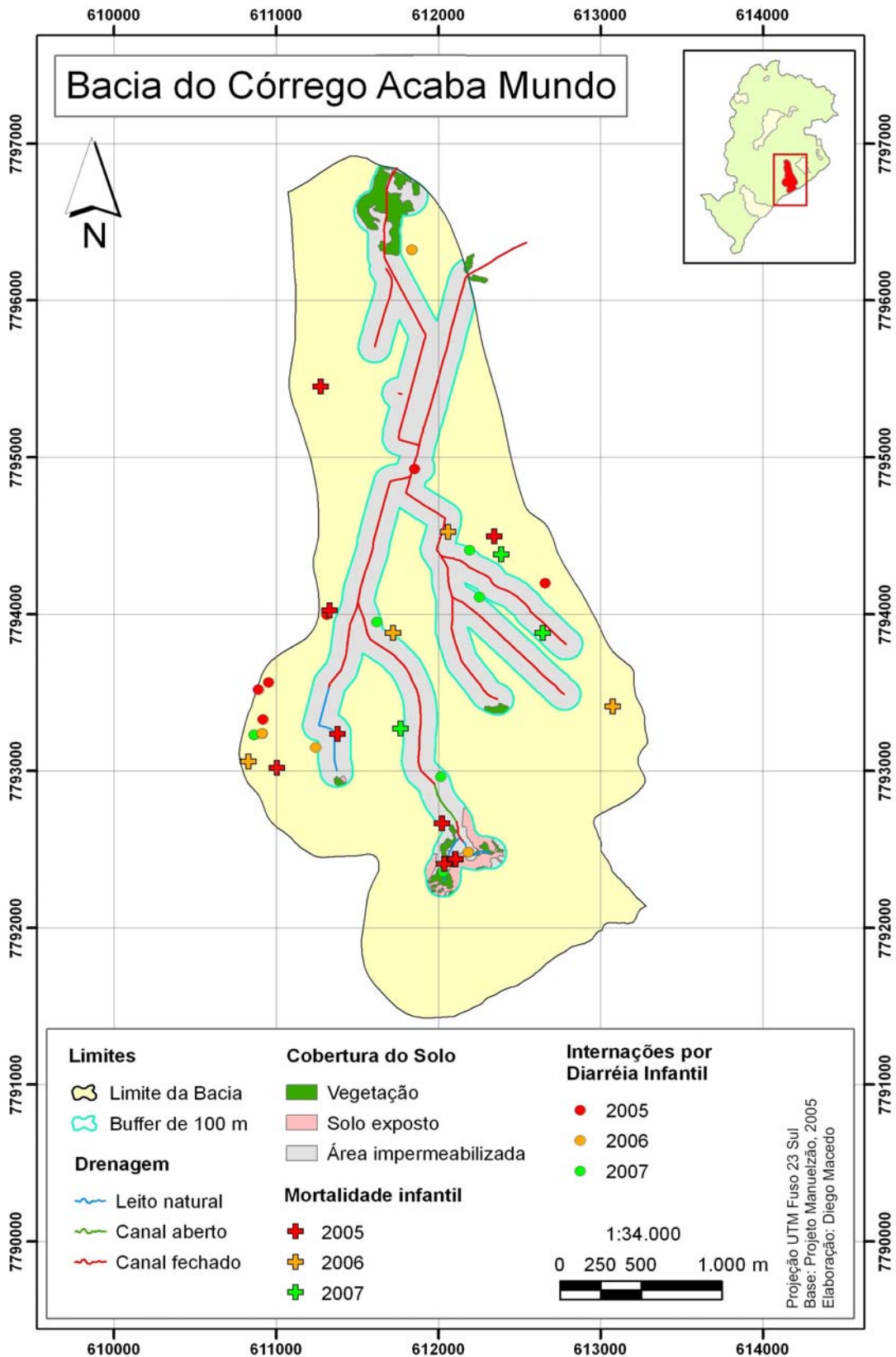


Figura 9: Mapa temático da bacia elementar do córrego Acaba Mundo indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

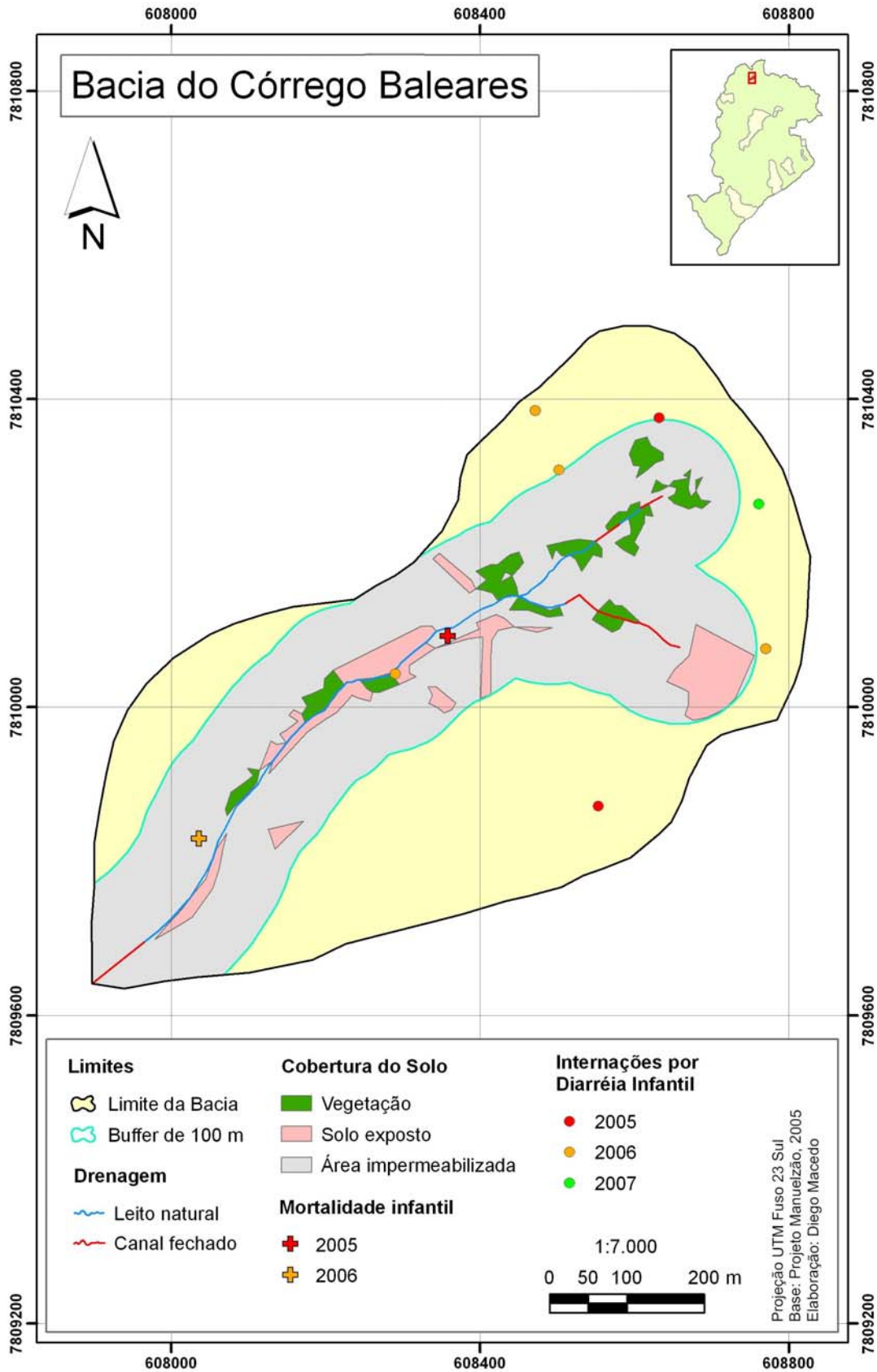


Figura 10: Mapa temático da bacia elementar do córrego Baleares indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

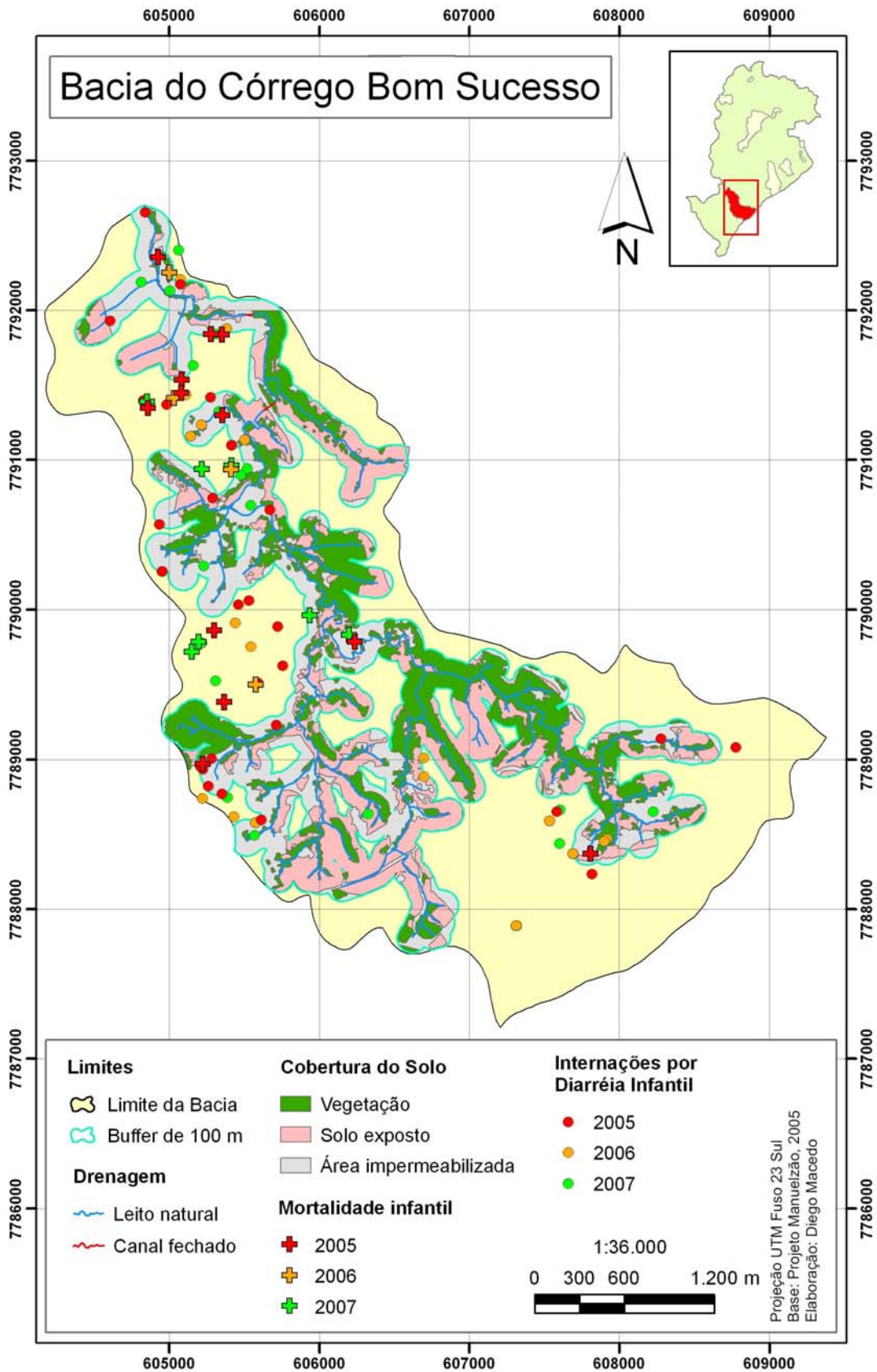


Figura 11: Mapa temático da bacia elementar do córrego Bom Sucesso indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

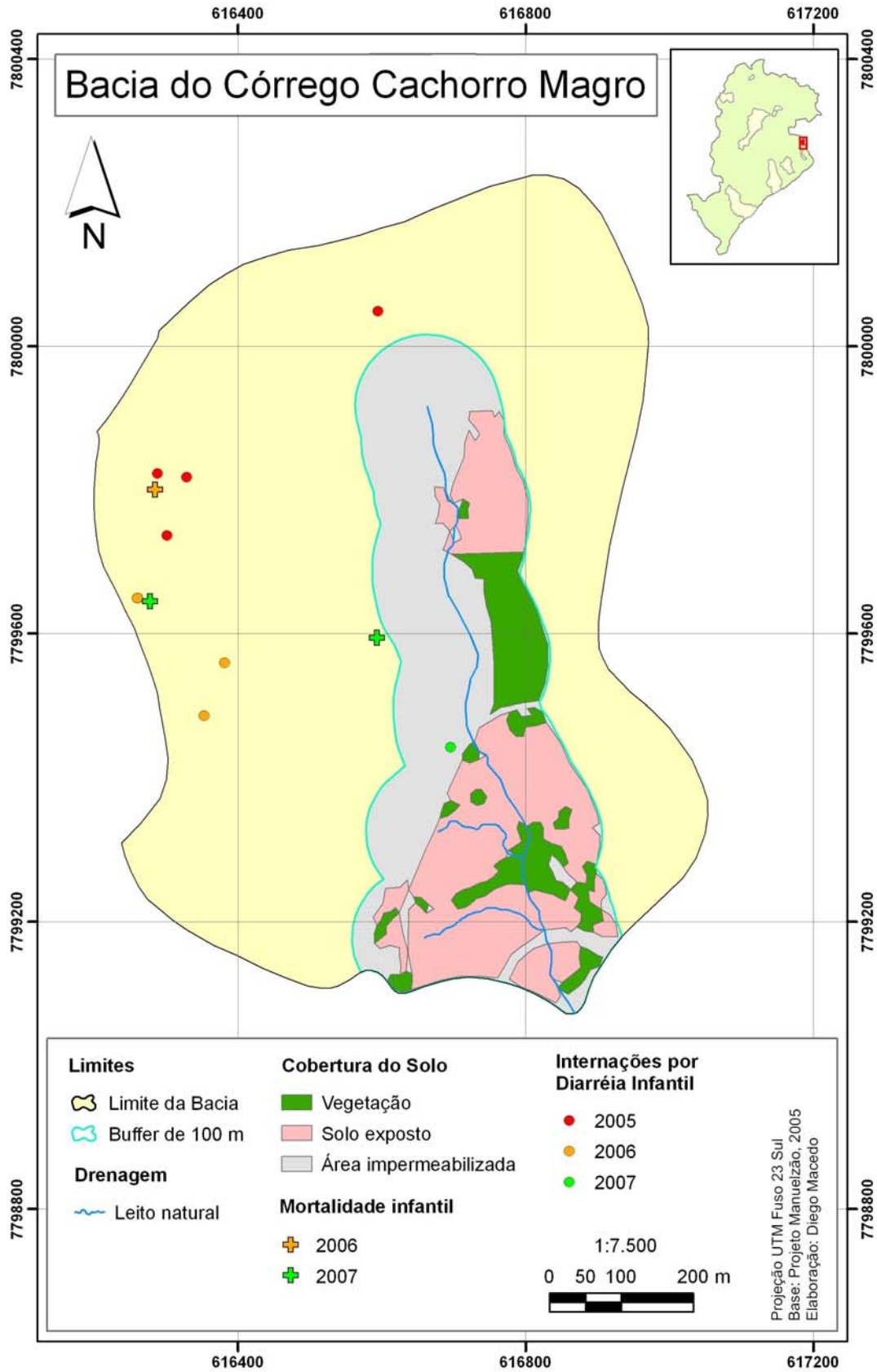


Figura 12: Mapa temático da bacia elementar do córrego Cachorro Magro indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

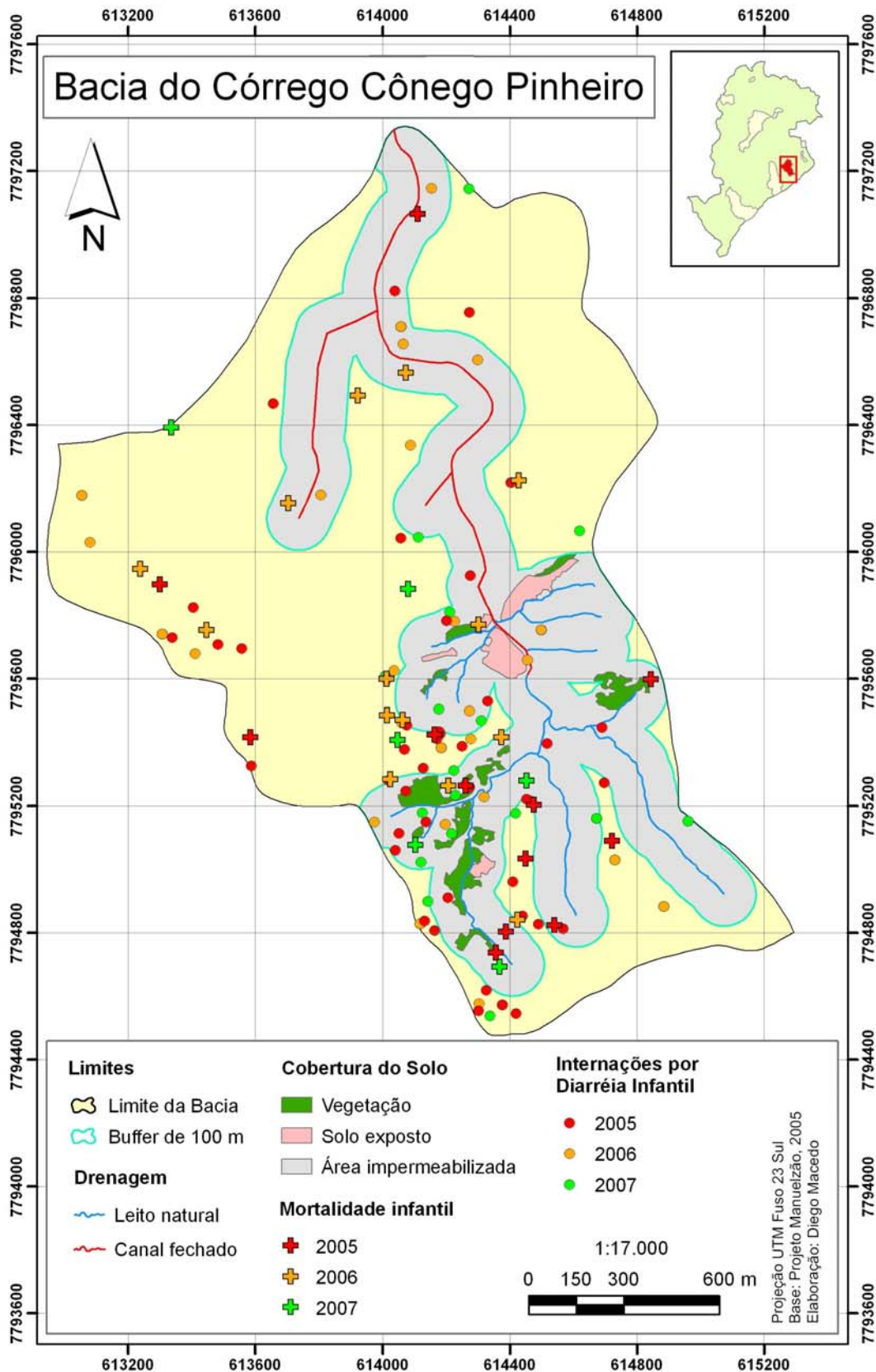


Figura 13: Mapa temático da bacia elementar do córrego Cônego Pinheiro indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

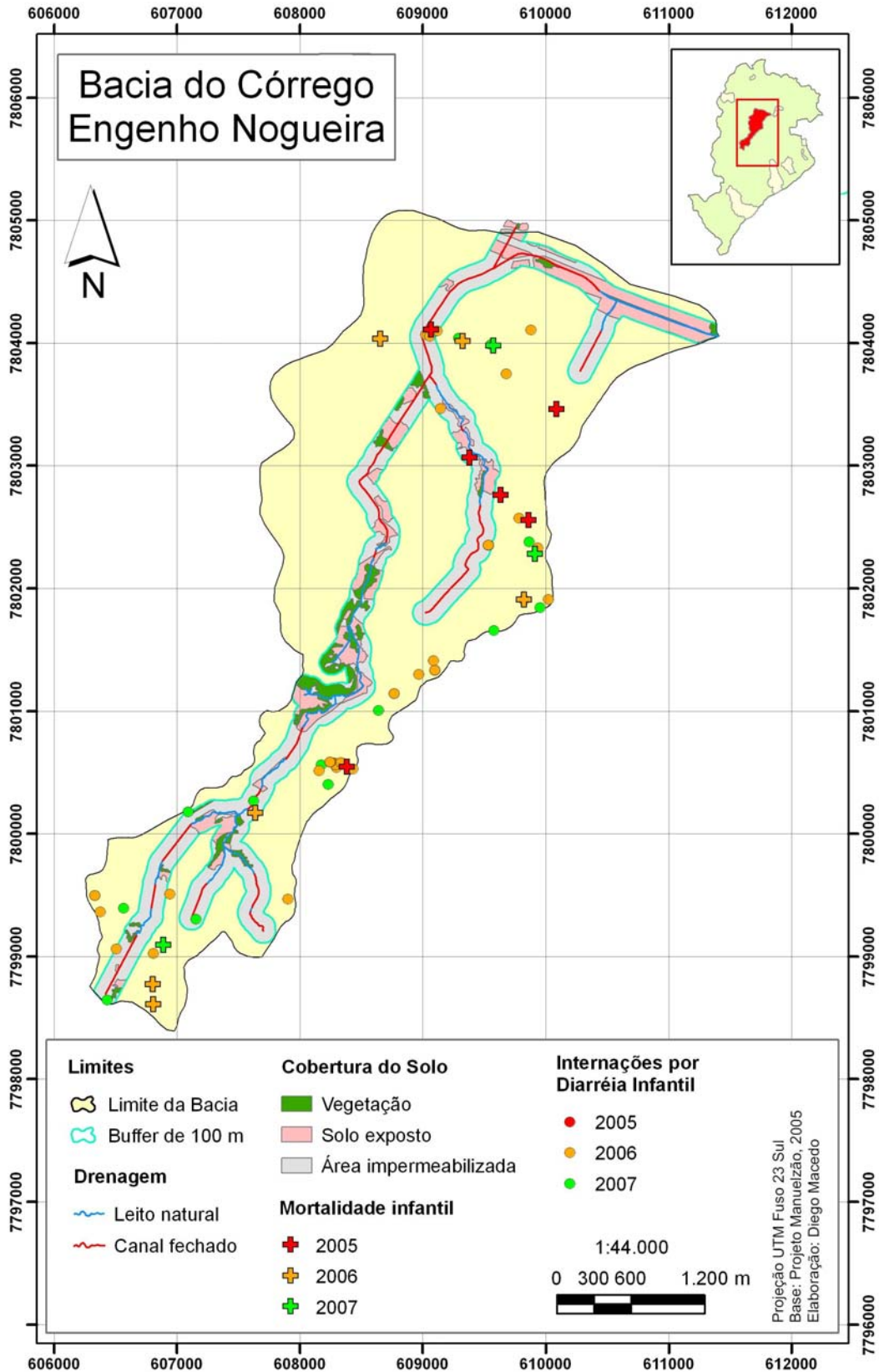


Figura 14: Mapa temático da bacia elementar do córrego Engenho Nogueira indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

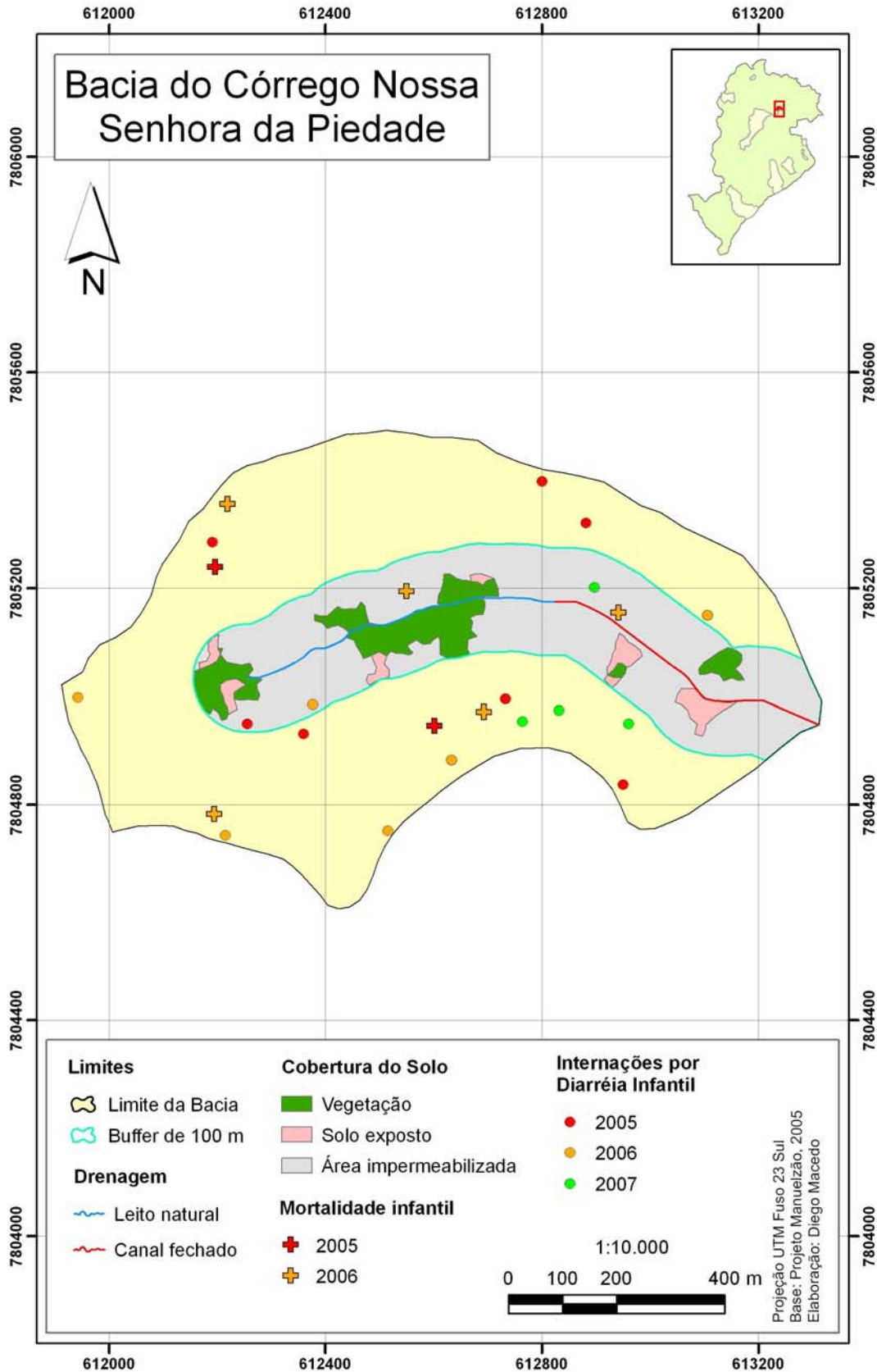


Figura 15: Mapa temático da bacia elementar do córrego Nossa Senhora da Piedade indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).



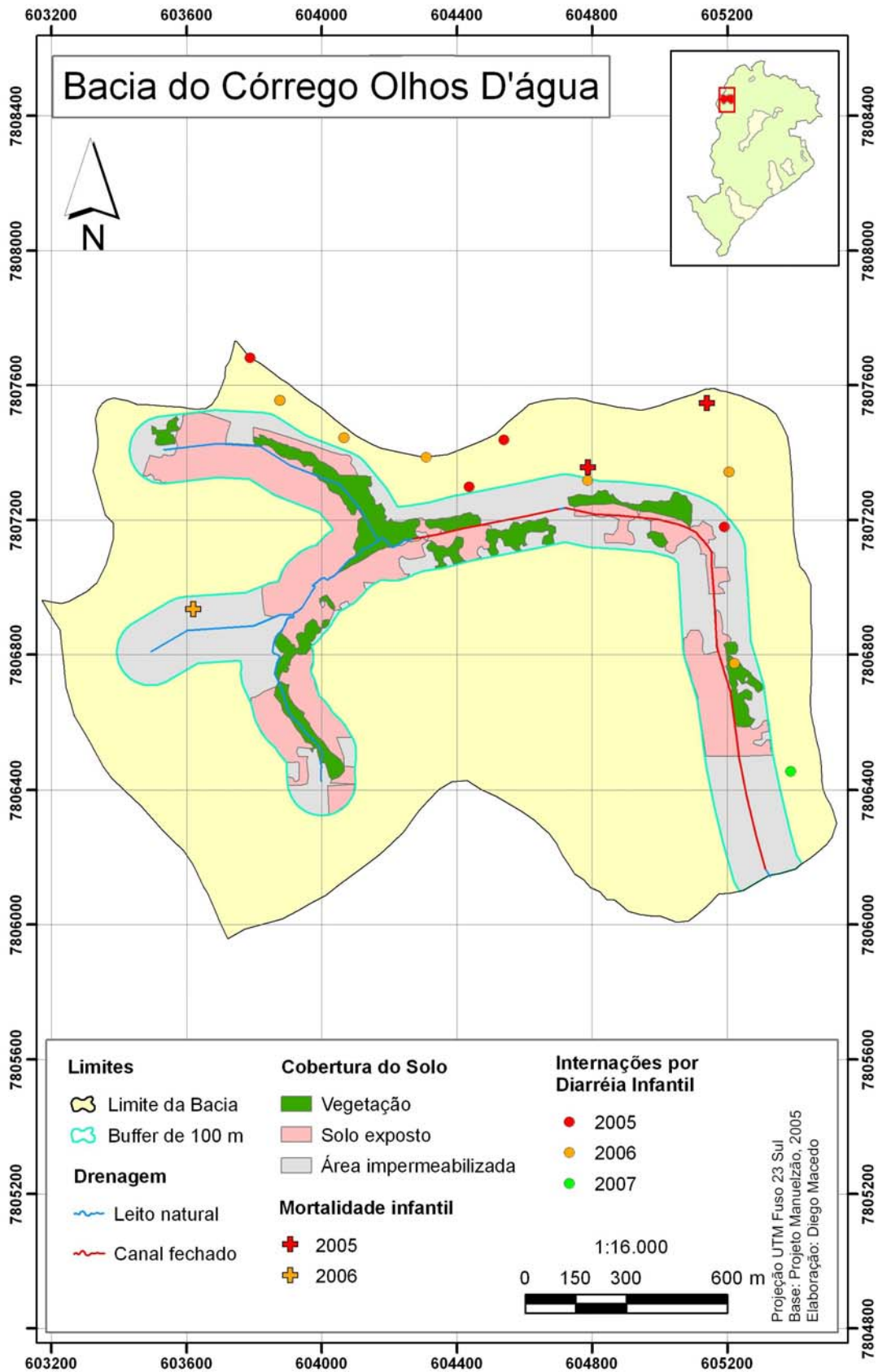


Figura 16: Mapa temático da bacia elementar do córrego Olhos d'Água indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

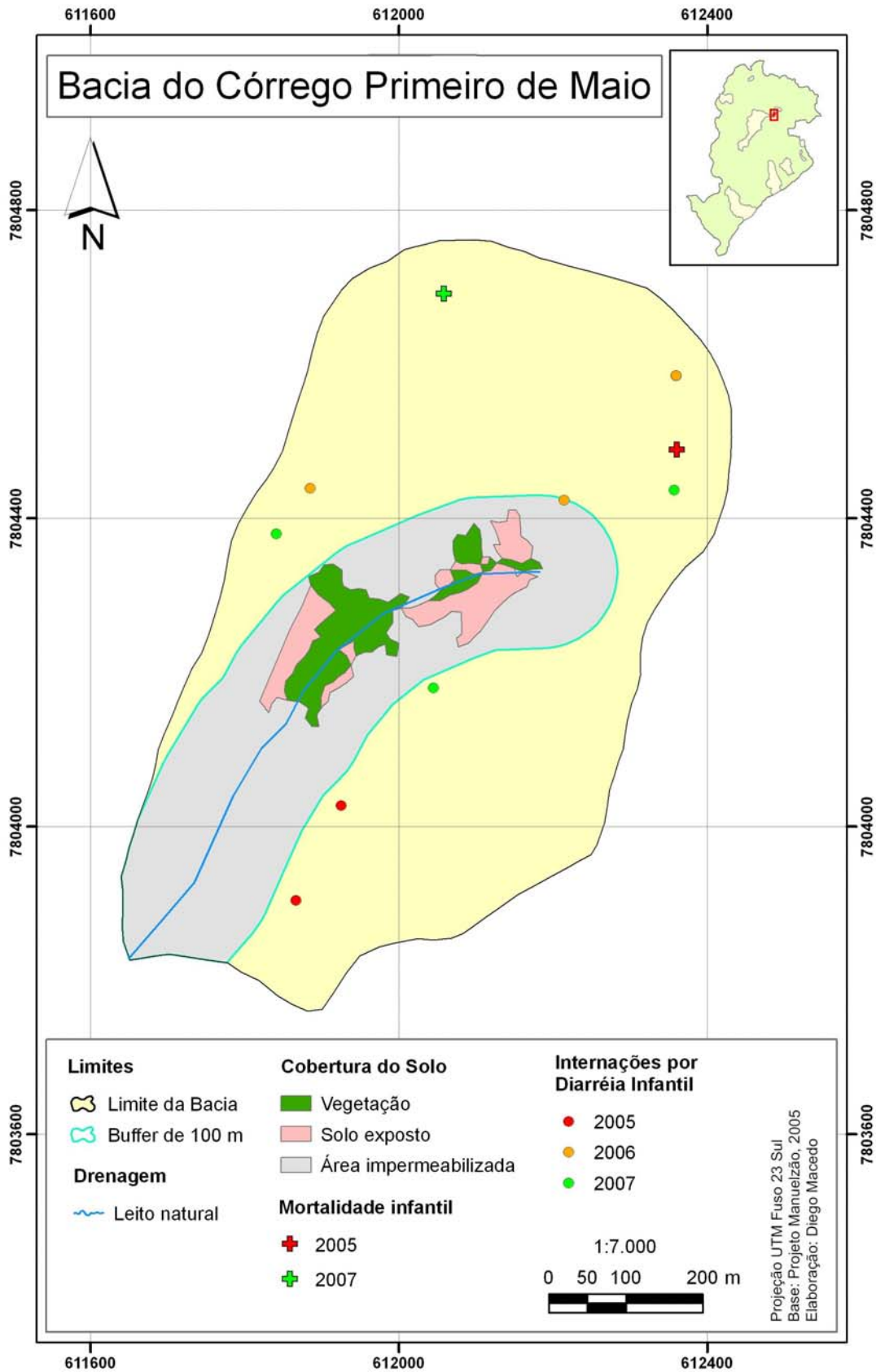


Figura 17: Mapa temático da bacia elementar do córrego Primeiro de Maio indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

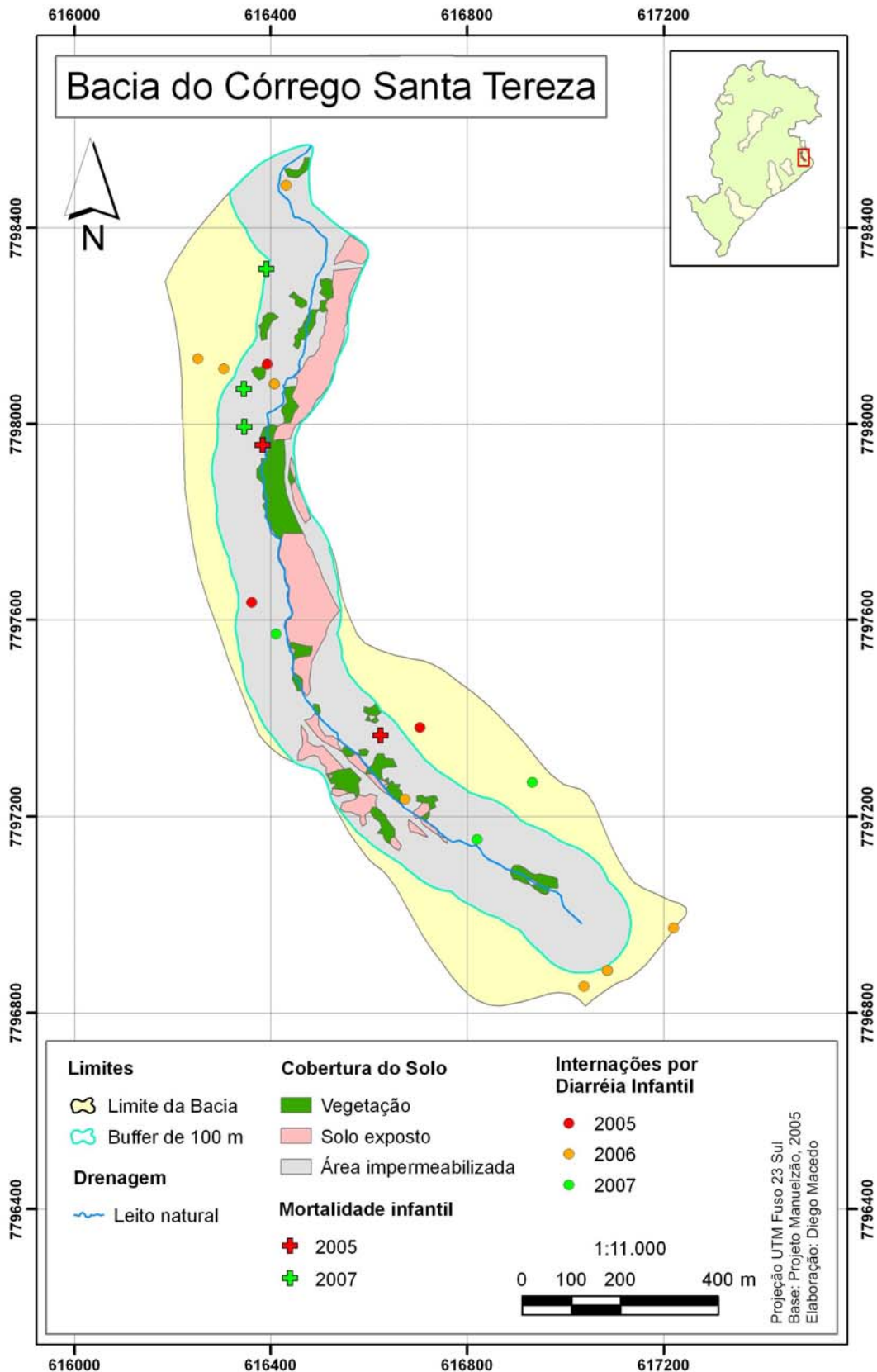


Figura 18: Mapa temático da bacia elementar do córrego Santa Tereza indicando a ocorrência de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, no período de 2005 a 2007; e o uso e ocupação do solo na bacia (Belo Horizonte, MG).

## **6. Discussão**

### **6.1. Composição da macrofauna bentônica e variáveis físicas e químicas**

As famílias de macroinvertebrados bentônicos encontradas nas dez bacias elementares estudadas são, em sua maioria, pertencentes à ordem Díptera. As famílias Chironomidae e Psychodidae e a classe Oligochaeta foram as que apresentaram a maior abundância relativa. De todos os grupos de insetos aquáticos, os dípteros são os que têm maior importância, visto que seus principais representantes são encontrados em grande número (Esteves, 1998).

A família Chironomidae possui ampla distribuição geográfica, pois suas larvas adaptam-se a quase todos os tipos de ambientes aquáticos, e constituem o grupo mais abundante de insetos de água doce (Giller & Malmqvist, 1998). Macroinvertebrados bentônicos como os da família Chironomidae são dominantes em águas enriquecidas por nutrientes (Dudgeon, 2006), e altamente abundantes onde há intensa poluição hídrica orgânica (Czeniawsha-Kusza, 2005). Os representantes da classe Oligochaeta são coletores e podem ser muito abundantes em ambientes aquáticos, onde outros macroinvertebrados estão ausentes, principalmente locais onde há muita matéria orgânica em decomposição e baixos teores de oxigênio dissolvido na água (Giller & Malmqvist, 1998).

Um estudo realizado por Pompeu *et al.* (2005) com relação aos efeitos da urbanização sobre a biodiversidade aquática no rio das Velhas, Minas Gerais, já havia apontado que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos pontos situados na região metropolitana de Belo Horizonte foram dominadas pela classe Oligochaeta, a família Chironomidae e outros dípteros, como os da família Psychodidae. O Programa de Biomonitoramento Ambiental realizado pelo Projeto Manuelzão na bacia do rio das Velhas desde 2003 tem como um dos seus objetivos avaliar a saúde do ecossistema aquático e a qualidade ambiental na bacia, monitorando a composição e estrutura dos organismos aquáticos e identificando pontos de poluição ao longo do rio. De acordo com os resultados do Programa de Biomonitoramento, a fauna aquática como um todo na bacia do rio das Velhas é o elemento mais prejudicado em toda a transformação ambiental, decorrente dos efeitos da urbanização (Camargos, 2005).

A riqueza taxonômica média encontrada nas bacias estudadas, em torno de 5 espécies, foi baixa com relação aos ambientes ainda preservados, em torno de 11 espécies, ao longo de toda a bacia do rio das Velhas (Paz *et al.*, 2008). Moreno (2007) criou um modelo preditivo para classificação de níveis de impacto ambiental para a bacia do rio das Velhas utilizando macroinvertebrados bentônicos. Os resultados mostraram que há um gradiente nas assembléias de macroinvertebrados bentônicos em função de um gradiente de degradação ambiental, ou seja, em locais considerados como naturais, as assembléias de macroinvertebrados possuem elevados valores de riqueza taxonômica e diversidade de Shannon-Wiener, e estes valores tendem a decrescer conforme o grau de interferência antrópica ao longo da bacia.

Outros estudos realizados com o intuito de avaliar os efeitos de atividades antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos mostram resultados semelhantes aos encontrados para a bacia do rio das Velhas. Kasangaki *et al.* (2006), em seus estudos de avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos nas florestas de Uganda, encontraram baixos valores de riqueza e abundância total de macroinvertebrados, e dominância de táxons como os Chironomidae e outros dípteros em locais com grande interferência humana, principalmente agricultura e turismo intenso. Voelz *et al.* (2000) encontraram os mesmos padrões para assembléias de macroinvertebrados em locais impactados do rio Colorado, EUA, apresentando predominância de Chironomidae e baixa riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos no rio. Para o rio Texas, EUA, dentre os 91 taxa encontrados em locais de maior interferência antrópica, 39 eram Chironomidae e 19, Oligochaeta (Davis, 1997).

No Brasil, alguns estudos dedicaram-se a avaliar os efeitos da urbanização sobre as comunidades biológicas aquáticas como, por exemplo, os estudos de avaliação e interpretação de comunidades de macroinvertebrados na bacia hidrográfica do médio rio Doce (Marques & Barbosa, 2001); na bacia do rio Guapimirim, Rio de Janeiro (Buss *et al.*, 2002); e na bacia hidrográfica do rio Ibitaré (Moreno & Callisto, 2006). Todas estas investigações provaram que altos níveis de poluição e degradação ambiental levam a uma redução da riqueza de táxons por exclusão de espécies sensíveis, resultando no decréscimo dos índices de diversidade nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

A variação nas comunidades de macroinvertebrados e outras espécies aquáticas em riachos altamente impactados por atividades humanas podem estar associadas com a variabilidade de características ambientais destes ecossistemas (Burton *et al.*, 2005). Os

macroinvertebrados respondem às influências antropogênicas através da simplificação da composição de sua biota em áreas mais atingidas por impactos ambientais (Dudgeon, 2006). Impactos causados pela urbanização e pela agricultura e seus efeitos sobre um rio podem contribuir para a baixa diversidade da fauna bentônica, além influenciar os valores de variáveis químicas e físicas nestes ecossistemas (Delong & Brusven, 1998; Kratzer *et al.*, 2006 James *et al.*, 2007).

A distribuição da fauna aquática é fortemente determinada por variáveis ambientais, como as variáveis físicas e químicas da água (Czerniawska-Kusza, 2005). As dez bacias elementares urbanas apresentam valores de oxigênio dissolvido, Nitrogênio Total, Fósforo Total e turbidez fora dos padrões recomendados pela Resolução CONAMA 357/05. Somente os valores de pH mantiveram-se dentro da faixa limite de tolerância estabelecida pela resolução (6,0 a 9,0). As águas das bacias elementares urbanas de Belo Horizonte não se enquadram na classificação 2 da Resolução CONAMA 357/05, na qual as águas podem ser destinadas ao abastecimento humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas e à recreação de contato primário como natação e mergulho. Atualmente, as águas das bacias estudadas em leito natural podem ser enquadradas na classe 2, de acordo com o Plano Diretor da bacia do rio das Velhas, com base na Deliberação Normativa COPAM (Conselho Estadual de Política Ambiental) nº 20, de 24 de junho de 1997, e os trechos canalizados não são enquadrados em nenhuma classe (Camargos, 2005).

As variáveis físicas e químicas são de grande importância na avaliação de ecossistemas aquáticos, pois são usadas como variáveis locais para caracterizar a composição química da água e explicar a variabilidade nas comunidades biológicas aquáticas (Sandin & Johnson, 2004). O oxigênio dissolvido na água é uma das variáveis mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, pois ocorrem perdas de oxigênio dissolvido pela decomposição da matéria orgânica (dissolvida e particulada) na água. Quando a matéria orgânica encontra-se em grande concentração no ambiente aquático, ocorre a desoxigenação da água, levando à falta de oxigênio no ambiente (Esteves, 1998).

O Nitrogênio e o Fósforo Totais são alguns dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos, pois, dependendo de suas concentrações na água, podem atuar como fatores limitantes na produção primária de ecossistemas aquáticos e influenciam na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Smith *et al.*, 2007). As fontes artificiais de Nitrogênio e

Fósforo nos ambientes aquáticos são primariamente os esgotos domésticos, efluentes industriais e as atividades agrícolas (Esteves, 1998; Tundisi, 2005). Um estudo realizado por Rörig *et al.* (2007) no rio Schneider, região do Vale do Itajaí (SC), mostrou que os pontos mais poluídos do rio apresentavam valores de nitrogênio e fósforo muito acima dos recomendados pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

O aumento do material em suspensão na água leva a um aumento da turbidez na coluna d'água, e isso resulta em algumas conseqüências para o ambiente aquático, como redução da concentração de oxigênio dissolvido na água; redução da produção primária fitoplânctônica; e a conseqüente mortalidade de organismos. Uma das causas do aumento da turbidez e dos sólidos totais dissolvidos na água (TDS) é o despejo de material residual proveniente de fontes orgânicas e inorgânicas resultantes de atividades industriais, agrícolas ou de resíduos domésticos (Tundisi *et al.*, 2002). As altas taxas de turbidez nas águas das bacias estudadas podem estar relacionadas aos muitos impactos antrópicos causados pela urbanização e atividades industriais.

Os principais problemas relacionados à qualidade de água no ambiente urbano são, entre outros, a falta de tratamento de efluentes (Tucci, 2008), e a eutrofização dos rios, decorrentes de despejo de matéria orgânica e fertilizantes na água provenientes da agricultura (Tundisi, 2008). As variáveis físicas e químicas como nutrientes inorgânicos, oxigênio dissolvido e outros poluentes podem expressar claramente o grau de poluição da água e mostram-se bons indicadores de qualidade de água (Rorig *et al.*, 2007).

## **6.2. Integração ecológica de indicadores ambientais e de saúde pública**

Neste estudo adotou-se variáveis biológicas e abióticas como indicadoras dos impactos nos ecossistemas aquáticos, e a saúde humana como indicadora de qualidade de vida em microbacias urbanas. Métricas como riqueza e abundância de táxons refletem distúrbios antropogênicos e naturais num sistema fluvial, enquanto que métricas biológicas que levam em consideração a diversidade de organismos são mais utilizadas para mostrar diferenças entre trechos de rios em condições naturais e trechos antropogenicamente impactados (Czerniawska-Kusza, 2005). Isto justifica a não utilização da diversidade de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou como

métricas biológicas, pois não houveram áreas de referência no município de Belo Horizonte.

Variáveis de saúde humana foram correlacionadas aos indicadores de qualidade de água, pois considera-se que a saúde não está dissociada da questão ambiental, principalmente de fatores associados à poluição e à degradação em ecossistemas urbanos (Branco, 2002). Organismos patógenos que se desenvolvem na água em função de descargas de esgotos domésticos, rejeitos de atividades agropecuárias (monoculturas, gado, aves, suínos) e atividades industriais nos cursos d'água urbanos podem levar ao aumento de doenças de veiculação hídrica em regiões com altas concentrações populacionais (Tundisi, 2005). A repercussão na saúde ocorre devido ao aumento da mortalidade infantil e das internações por diarreia infantil, variáveis consideradas como indicadores de saúde humana neste estudo. Deste modo, é fundamental incorporar o ambiente natural na atenção à saúde, pois as complexas relações do homem com a natureza interferem no modo de vida e na saúde, não só humana, mas das demais espécies animais e vegetais (Radicchi *et al.*, 2008).

A bacia hidrográfica pode ser considerada com uma unidade de estudo em epidemiologia (Matta-Machado, 2007), pois considera além dos aspectos de saúde coletiva, as interações entre os ecossistemas aquáticos e terrestres adjacentes, além dos aspectos sociais, culturais e econômicos (Matta-Machado *et al.*, 2008). As dez bacias elementares urbanas analisadas neste estudo são altamente impactadas, recebem descargas de esgotos domésticos e industriais no leito de seus cursos, o que compromete a vida dos organismos aquáticos. Além disso, apresentam alto grau de urbanização, pois grande parte de suas áreas é impermeabilizada e com reduzida cobertura vegetal. Apresentam também altos valores para os indicadores de saúde humana, acima dos recomendados (Caldeira *et al.*, 2005).

O Brasil é um dos países de altos índices de incidência de doenças intestinais transmitidas pela água e esses índices se refletem nas elevadas taxas de mortalidade, em especial nas taxas de mortalidade infantil (Branco, 2002). Um levantamento realizado dos coeficientes de mortalidade infantil no município de Belo Horizonte mostrou uma expressiva redução da mortalidade nas regiões de vilas e favelas, o que pode ser atribuído às iniciativas governamentais como melhoria na atuação dos serviços de saúde, na urbanização e saneamento, dentre outros (Malta *et al.*, 2001; Relatório de Gestão de Saúde PBH, 2008).



Neste estudo, a mortalidade infantil correlacionada aos indicadores bióticos e abióticos de qualidade de água não mostrou nenhuma relação com essas variáveis ambientais, mas isso não significa que a qualidade da água dos cursos d'água em regiões urbanizadas não influencie na saúde da população humana. O presente estudo não conseguiu isolar o efeito das diferentes variáveis ambientais sobre a mortalidade infantil, mas isso pode ser explicado pela ausência de bacias elementares urbanas minimamente impactadas, com boas condições de referência, que poderiam ser usadas na correlação com os índices de mortalidade infantil, e assim obter correlações significativas, considerando um gradiente de qualidade ambiental das bacias. Contudo, as bacias analisadas neste estudo possuem baixos valores para as variáveis físicas e químicas, assim como para as variáveis biológicas.

Houve a tentativa de busca por essas “bacias urbanas minimamente impactadas”, o que justifica a adição de três novas bacias elementares ao Programa de Biomonitoramento no ano de 2008 (Bacias dos córregos Acaba Mundo, Cachorro Magro e Olhos d'água). Mas o levantamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e a avaliação das variáveis físicas e químicas nestas bacias apresentaram resultados semelhantes aos das bacias consideradas “impactadas”. Além disso, o Sistema de Mortalidade (SIM) e Sistema de Informação Hospitalar (SIH), de onde foram obtidos os dados brutos para o cálculo dos índices de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil, só existe para o município de Belo Horizonte, impossibilitando um levantamento geral dos índices de saúde humana para todos os pontos monitorados pelo Projeto Manuelzão/UFMG na bacia do rio das Velhas.

A contaminação das águas é associada à ocorrência de doenças gastrointestinais (Khan *et al.*, 2007). Em países do sudeste da Ásia ocorrem altas taxas de mortalidade de crianças e adultos e cerca de meio milhão de pessoas morreram em 2002 devido às doenças gastrointestinais. A ocorrência destas doenças está diretamente relacionada à poluição das águas usadas para consumo humano (Ebi *et al.*, 2007).

Khan *et al.* (2007) mostraram em seu estudo que as taxas de doenças de veiculação hídrica, como a diarreia, aumenta conforme o aumento da proporção de *Escherichia coli* na água, considerado como um indicador microbiológico de qualidade de água, e conforme a diminuição do acesso da população à água potável. As correlações estatisticamente significativas encontradas neste estudo entre o índice de prevalência de hospitalização por diarreia infantil e variáveis físicas e químicas como N-Total e oxigênio dissolvido, indicam que a correlação entre indicadores de qualidade

ambiental e os de saúde humana proporciona uma avaliação integrada de fatores de risco ambiental e de saúde pública. Esta afirmativa pode ser corroborada pelo estudo de Khan *et al.* (2007), embora argumentem que as interações entre indicadores ambientais e indicadores de saúde não são relações simples e lineares, por tratarem-se de relações complexas.

Um estudo realizado por Limburg *et al.* (2005) tentou associar índices de urbanização (métricas de avaliação de uso e ocupação do solo) e parâmetros biológicos e abióticos de qualidade de água. Os resultados evidenciaram que as variáveis abióticas respondem melhor às variáveis de urbanização do que as variáveis bióticas. O estudo também mostrou que as concentrações de N-Total na água tendem a aumentar com o grau de urbanização. Assim, pode-se inferir que o N-Total é um bom indicador abiótico para indicar processos de degradação ambiental em cursos d'água urbanos, e conseqüentemente baixas condições de saúde da população.

A integração entre as variáveis-resposta para qualidade de água e os índices de saúde humana nas bacias elementares mostrou-se complexa e pouco clara. Quando plotamos os valores em regressões simples e multivariadas, as correlações não foram todas significativas ou não houve correlação. Nenhum trabalho científico associando diretamente métricas de qualidade de ecossistemas aquáticos continentais e de saúde humana em bacias hidrográficas foi encontrado para discutir os resultados deste estudo. Mas sabe-se que a provisão de água segura e programas de saneamento básico reduzem dramaticamente a incidência das doenças de veiculação hídrica (Hespanhol, 2002).

### **6.3. Integração de indicadores de qualidade de água e variáveis de uso e ocupação do solo**

Modificações nos componentes do clima ou da paisagem alteram a quantidade e a qualidade da água nos ecossistemas e, por sua vez, o fluxo da água e suas características no canal principal do rio (Salatti *et al.*, 2002). Quando regiões são desmatadas, alteram a cobertura do solo e principalmente ocorrem alterações no ciclo hidrológico, como o assoreamento e contaminação dos cursos d'água. O regime hidrológico local também é afetado em decorrência da impermeabilização da superfície do solo (Silva *et al.*, 2004).

A distribuição e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos variam em relação ao uso da terra (áreas florestadas, agrícolas e urbanas) e com relação

à concentração de nutrientes e teores de matéria orgânica dissolvida na água. (Kratzer *et al.*, 2006). A riqueza de macroinvertebrados bentônicos foi relacionada positivamente à proporção de cursos d'água em leito natural, ou seja, a riqueza foi maior em cursos d'água com sua maior proporção em leito natural. Este resultado corrobora outros estudos que consideram variáveis biológicas e de uso e ocupação do solo, nos quais a riqueza de espécies aquáticas é maior em rios preservados, menos impactados e não impermeabilizados (Booth, *et al.*, 2004; Walters *et al.*, 2005).

A riqueza de macroinvertebrados bentônicos nas bacias elementares urbanas foi maior em áreas intensamente urbanizadas, com grandes proporções de impermeabilização. Embora a riqueza de táxons de organismos bentônicos seja maior em áreas mais impermeabilizadas, este resultado pode ser explicado pela composição da fauna bentônica destas bacias urbanas, que é formada predominantemente por famílias da ordem Díptera (73% do total), organismos adaptados a ambientes altamente impactados (Dudgeon, 2006) e que aumentam suas populações conforme o grau de impacto ambiental nos cursos d'água (Baptista *et al.*, 2007).

Sandin & Johnson (2004), em um estudo que analisou a eficácia de dez métricas mais usadas para descrever comunidades de macroinvertebrados, verificaram que a riqueza (de táxons e EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)) foi o melhor índice para indicar uma perturbação no ambiente. Kennen *et al.* (2005) encontrou correlações diretas entre características ecológicas associadas à paisagem e mudanças na estrutura de assembléias de peixes para riachos do norte da Carolina, EUA. As investigações indicaram que a integridade das assembléias de peixes é negativamente afetada por alterações nas áreas florestadas e nas áreas usadas para agricultura. O estudo concluiu que a fragmentação da paisagem, associada com a perda de áreas florestadas e aumento da urbanização parece promover o predomínio de espécies aquáticas altamente tolerantes.

O estudo de Sonoda (2005) teve como proposta avaliar o grau de degradação ambiental em função da ocupação humana em bacias hidrográficas do estado de São Paulo, tendo como variável a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como ferramenta indicativa desta degradação. O trabalho mostrou que a influência do uso da terra nas comunidades de insetos aquáticos aparentemente é mais relacionada com o entorno imediato ao local no qual vivem (zona ripária) que à região como um todo, resultado corroborado por Kratzer *et al.* (2006). Os efeitos da impermeabilização e da proporção dos cursos d'água em leito natural sobre a comunidade de

macroinvertebrados ocorrem no entorno direto dos cursos d'água das bacias analisadas, pois suas medições foram realizadas em uma faixa de 100 m contados a partir do leito do rio.

Apesar da proporção de vegetação não ter sido correlacionada a nenhuma das variáveis da água, o equilíbrio dinâmico para o ciclo da água depende da vegetação natural que cobre a área, pois esta controla o fluxo de energia, a infiltração da água e a interação com organismos, incluindo a macro e microfauna aquática (Salati *et al.*, 2002). A perda de áreas de florestas pode alterar as condições ripárias e modificar a composição da água e a estrutura das assembléias aquáticas (Kennen *et al.*, 2005); e o aumento da cobertura impermeabilizada é uma das mais importantes modificações que afetam rios em áreas urbanas (Grimm *et al.*, 2008).

A urbanização, por si só, não causa a diminuição ou aumento de espécies no ambiente, mas altera a paisagem e influencia na dinâmica da biota aquática (Booth *et al.*, 2004). O aumento da riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos, conforme o aumento de áreas impermeabilizadas não significa, necessariamente, uma melhora das condições dos córregos estudados. Esta mudança pode ser um indicativo de fortes alterações no ambiente, que levam à alterações na composição das comunidades aquáticas. As dez bacias urbanas analisadas neste estudo, devido à intensidade do desenvolvimento urbano e perda de quase toda a vegetação ripária, apresentaram condições biológicas uniformemente pobres, compostas, em sua maioria, por famílias da ordem Díptera; muito comuns em locais com grande interferência humana (Kasangaki *et al.*, 2006).

#### **6.4. Utilização de mapas temáticos como ferramenta na avaliação espacial de indicadores de qualidade ambiental e de saúde humana**

Um dos principais objetivos da elaboração de mapas é a identificação de áreas de maior risco para orientar em ações na área da saúde pública (Assunção *et al.*, 1998). Dessa forma, investigou-se a possível existência de sobreposição de áreas próximas aos cursos d'água, áreas intensamente povoadas e concentração de mortalidade infantil e internações por diarreia infantil, contribuindo para a compreensão das causas que levam aos altos índices de doenças de veiculação hídrica em determinadas áreas.

A distribuição dos indicadores de saúde pública nas dez bacias elementares urbanas não evidenciou qualquer padrão ou tendência com relação à ocorrência de eventos de ordem epidemiológica. Os eventos de mortalidade infantil e internação por diarreia infantil encontram-se bem espalhados ao longo de toda a bacia e não tendem a se agruparem em áreas próximas aos cursos d'água. Portanto, com base em uma análise espacial, não há evidências de que os indicadores de saúde humana estejam associados à população residente próxima aos córregos urbanos.

Os mapas temáticos que utilizam pequenas regiões geográficas como unidades de análise, microbacias urbanas, por exemplo, têm a vantagem de obter informações mais específicas e viabilizar ações mitigadoras locais (Macedo & Umbelino, 2008). Por outro lado, essas pequenas regiões geográficas possuem populações reduzidas e isso pode acarretar estimativas epidemiológicas muito instáveis, que não corroboram com a realidade (Assunção *et al.*, 1998). As ocorrências epidemiológicas nas bacias de estudo não seguem um padrão espacial de distribuição, nem temporal.

Por um lado, a ausência de um padrão de distribuição de ocorrências de natureza epidemiológica em bacias hidrográficas é um bom resultado, pois corrobora a proposta de drenagem sustentável que preconiza a manutenção dos rios e córregos em leito natural em contraposição à canalização (Pompêo, 2000). Se em córregos poluídos não houve correlação espacial entre ocorrências de doenças de veiculação hídrica e a proximidade da população ao curso d'água, em córregos recuperados isto provavelmente não ocorrerá.

A drenagem urbana sustentável é a proposta do Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte (DRENURBS). O Programa busca reverter a tendência histórica de canalização dos cursos d'água naturais, seguindo o conceito tradicional de drenagem

urbana (Tucci, 2008) e recuperar os cursos d'água urbanos, mantendo-os em seu estado natural e, ao mesmo tempo, promovendo o tratamento integrado dos problemas sanitários e ambientais no nível da bacia hidrográfica (Programa DRENURBS/PBH, 2007). Cinco das dez bacias elementares analisadas neste estudo estão inseridas no Programa DRENURBS para a recuperação de seus cursos d'água, a partir do ano de 2007 (Bacias Baleares, Bonsucesso, Engenho Nogueira, Nossa Senhora da Piedade e Primeiro de Maio).

Outro aspecto importante da visualização de mapas temáticos é a interatividade dos elementos componentes da paisagem, fenômenos geográficos e análise espacial de questões de saúde (Sluter *et al.*, 2001). A elaboração de mapas pressupõe uma base teórica para a elaboração de hipóteses envolvendo a relação entre espaço e saúde (Rojas *et al.*, 1999). Os mapas elaborados para as bacias elementares urbanas, que incluíram variáveis de uso e ocupação do solo e epidemiológicas, permitiram uma análise da atual situação da ocupação urbana, dos usos diversos do solo no entorno dos cursos d'água e o levantamento de áreas verdes existentes nas bacias. Modelos de explicação do processo ambiente/saúde podem ser elaborados através de análise espacial e temporal de eventos geográficos, biológicos e epidemiológicos em unidades locais de estudo, como as bacias elementares urbanas.

A avaliação multidisciplinar na elaboração de mapas temáticos mostrou-se útil para a obtenção de um melhor entendimento dos processos de degradação das microbacias urbanas e seu entorno, assim como na avaliação espacial de indicadores de saúde pública em áreas urbanas. Estudos futuros, envolvendo indicadores múltiplos de qualidade ambiental, saúde da população, uso e ocupação do solo, referenciados em mapas cartográficos, poderão contribuir na compreensão da interação entre os indicadores ambientais e sociais em uma unidade espacial de análise, e auxiliar no planejamento urbano nas grandes metrópoles.

## **7. Conclusões**

- Há uma associação direta entre a saúde dos rios e o desenvolvimento urbano. O uso de indicadores ambientais (biológicos, físicos, químicos, geográficos, hidrológicos) e de saúde pública (epidemiológicos) constitui uma poderosa ferramenta para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas naturais e interação destes com a população humana.
- As comunidades de macroinvertebrados bentônicos são ótimas bioindicadoras de qualidade de água, especialmente em áreas urbanas, pois evidenciam os efeitos da urbanização sobre as comunidades biológicas aquáticas, através da diminuição da riqueza de espécies e da diversidade da biota como um todo.
- O uso integrado de indicadores de qualidade de água e do indicador de saúde “internação por diarreia infantil” permitiu uma compreensão maior acerca dos efeitos da deterioração da qualidade de água na saúde das populações que vivem em bacias urbanas, pois a má qualidade de água em rios urbanos, evidenciada através de variáveis físicas e químicas, está associada ao aumento das internações por diarreia infantil em bacias elementares urbanas em Belo Horizonte.
- O uso e ocupação do solo, pelas populações humanas, em bacias urbanas influenciam na qualidade das águas e, conseqüentemente, na composição e riqueza de espécies de macroinvertebrados bentônicos. Quanto maiores as alterações antrópicas, maior a simplificação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.
- A análise espacial de distribuição de indicadores ambientais e de saúde pública faz dos chamados “mapas temáticos” uma poderosa ferramenta na caracterização visual da paisagem, identificação de áreas de risco para a saúde pública e estudo de fenômenos de uso e ocupação do solo em regiões urbanizadas. Os sistemas de visualização cartográfica que propiciam a

construção de mapas temáticos são importantes em programas de planejamento urbano e na elaboração de Planos Diretores urbanos municipais.

Este estudo evidenciou a importância da integração do uso de indicadores múltiplos e interdisciplinares na caracterização do ambiente e da qualidade de vida humana em regiões urbanas. Através deste estudo, foi possível corroborar as hipóteses inicialmente propostas, mostrando que a qualidade da água influencia na saúde da população que vive em bacias elementares de regiões urbanizadas e que as atividades de uso e ocupação do solo em bacias elementares alteram a composição e estrutura (riqueza e abundância relativa) da macrofauna bentônica.

A conclusão final desta dissertação é de que as alterações antrópicas no ambiente, provocando mudanças na paisagem e na composição hídrica em ecossistemas aquáticos urbanos influenciam na qualidade de vida, especialmente na saúde, das populações que vivem em aglomerados urbanos e que têm algum tipo de contato com essas águas de baixa qualidade ambiental.



## **8. Perspectivas Futuras**

Os resultados desta dissertação reforçam a idéia de que a integração de indicadores ambientais, da paisagem e de saúde pública é possível para a avaliação de todas as variáveis envolvidas no processo de formação de um ecossistema urbano. As cidades são unidades espaciais dinâmicas e sua administração deve levar em consideração fatores sociais, econômicos e ambientais, e suas interações neste âmbito.

Programas de gestão para manejo de ecossistemas urbanos consideram a minimização dos impactos antrópicos dentro das cidades e tem como um dos objetivos não deixar que esses impactos sejam transferidos para os rios. O Projeto Manuelzão/UFMG tem como meta a revitalização da bacia do rio das Velhas, no estado de Minas Gerais, através da identificação e mitigação dos impactos que levam à deterioração do rio. O conhecimento científico é de grande importância na detecção desses impactos, pois permitem um melhor entendimento do ambiente natural e as interações dos ecossistemas e o ser humano.

Iniciativas pioneiras como as desta dissertação, que propôs integrar indicadores de diversos campos do conhecimento científico para uma avaliação múltipla e integrada da situação dos ecossistemas aquáticos em ambientes urbanos e suas implicações na saúde pública, devem ser incentivadas e aplicadas para uma compreensão global dos efeitos da urbanização e crescimento populacional nas grandes metrópoles brasileiras.

Os indicadores de qualidade ambiental, associados a indicadores sociais, constitui uma poderosa ferramenta de análise de como ocorrem os processos de intervenção humana em nível de ecossistemas. O seu uso é fortemente recomendado em programas de monitoramento e gestão ambiental e também como base para a elaboração de políticas públicas ambientais e sociais, em benefício da saúde humana e da conservação de ambientes naturais.

## REFERÊNCIAS

- APHA. 1992. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 18<sup>th</sup> ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Assunção, R.M., Barreto, S.M., Guerra, H.L., Sakurai, E. 1998. Mapas de taxas epidemiológicas: uma abordagem Bayesiana. **Cad. Saúde Pública**. Rio de Janeiro. 14 (4): 713-723.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of atlantic forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia** 575: 83-94.
- Barbosa, C.S., Pieri, O.S., Silva, C.B., Barbosa, F.S. 2000. Ecoepidemiologia da esquistossomose urbana na ilha de Itamaracá, estado de Pernambuco. **Rev. Saúde Pública** 34 (4): 337-341.
- Barbosa, F.A.R.; Maia-Barbosa, P.M., Rocha, L., Marques, M.M., Callisto, M. 1999. Human impacts and freshwater biodiversity in the Rio Doce, south-east Brazil: the watershed as the study unit. In: **Proc. of the 8th Internat. Symp. on Conservation and Management of Lakes**: 57. C-I, ILEC, Copenhagen.
- Barbosa, F.A.R., Callisto, M., Galdean, N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study of Brazil. **Aquatic Ecosystem Health and Management** 4: 51-59.
- Barbosa, F.A.R. (org). 2008. **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG. 366p.
- Belo Horizonte**. Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Saúde (SMS – PBH). Disponível em <http://www.pbh.gov.br>, acessado em 16/10/2008.
- Belo Horizonte**. Prefeitura Municipal. Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte (DRENURBS) BID-BR-0387. Disponível em <http://www.pbh.gov.br/scomurbe/sudecap/smeu/drenurbs/relatorios/publico/viabilidade-socio-ambiental-set2003/relatorio-viabilidade-socio-ambiental-set2003.doc.>, acessado em 07/08/2008.

- Belo Horizonte.** Prefeitura Municipal. Relatório de Gestão de Saúde 2007 – Secretaria Municipal de Saúde-PBH. 2008. Disponível em <http://www.pbh.gov.br>, acessado em 30/11/2008.
- Booth, D.B., Karr, J.R., Schauman, S., Konrad, C.P., Morley S.A., Larson, M.G., Burges, S.J. 2004. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. **Journal of the American Water Resources Association** 40(5): 1351-1364.
- Branco, S.M. 2002. Água, Meio Ambiente e Saúde. In: Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. **Águas Doces do Brasil**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 227-248 p.
- Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.M., Meador, M.R. 2005. Introduction to effects of urbanization on stream ecosystems. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.H., Meador, M.R. (editors). **Effects of urbanization on stream ecosystems**. American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 1-8 P.
- Burton, C.A., Brown, L.R., Belitz, K. 2005. Assessing water source and channel type as factors affecting benthic macroinvertebrate and periphyton assemblages in the highly urbanized Santa Ana river basin, California. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.H., Meador, M.R. (editors). **Effects of urbanization on stream ecosystems**. American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 239-262 p.
- Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M.P., Nessimian, J. L., Dorvillé, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologica** 481: 125-136.
- Caldeira, A.P., França, E., Perpétuo, O., Goulart, E.M.A. 2005. Evolução da mortalidade infantil por causas evitáveis, Belo Horizonte, 1984-1998. **Rev. Saúde Pública** 39 (1).
- Callisto, M., Barbosa, F.A.R., Vianna, J.A. 1998. Qual a importância de uma coleção de organismos aquáticos em um projeto de biodiversidade? **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, 2: 432-439.

- Callisto, M., Ferreira, W.R., Goulart, M, Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnol. Bras.** 14(1): 91-98.
- Callisto, M.; Gonçalves Jr. J.F., Moreno, P. 2005. Invertebrados aquáticos como indicadores. In: Goulart, E.M.A (Eds). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais.** 555-567 p.
- Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A., Moreno, P., Rosa, C.A. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in serra Cipó, Brazil. **Braz. J. Biol.** 64(4): 743-755.
- Callisto, M., Moreno, P. 2006. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental. In: **II Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental.** URI – Campus de Erechim. Erechim/RS.
- Callisto, M., Moreno, P. 2008. Programa de biomonitoramento de qualidade de água e biodiversidade bentônica na bacia do rio das Velhas. In: Lisboa, A.H.; Goulart, E.M.A.; Diniz, L.F. M. (org). **Projeto Manuelzão: a história da mobilização que começou em torno de um rio.** Belo Horizonte-Instituto Guaicuy. 107-127 p.
- Callisto, M., Moreno, P., Barbosa, F.A.R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Rev. Brasil. Biol.** 61(2): 259-266.
- Callisto, M., Moreno, P., Gonçalves, J. F. JR., Ferreira, W.R., Gomes, C. L. Z. 2005. Malacological assessment and natural infestation of *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) by *Schistosoma mansoni* (Sambon, 1907) and *Chaetogaster limnaei* (K. Von Baer, 1827) in a urban eutrophic watershed. **Braz. J. Biol.** 65 (2): 1-13.
- Callisto, M., Moretti, M., Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** 6 (1): 71-82.
- Camargos, L.M.M. 2005. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio das Velhas: resumo executivo dezembro 2004.** Belo Horizonte:

- Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. 228 p.
- Castro, S.S., Almeida, A.L.J., Gomes, J.O. 2003. Utilidade do Map Info na elaboração de um SIG (Sistema de Informação Geográfica) para espacialização da mortalidade infantil na cidade de Presidente Prudente – SP. In: **Anais do IV Fórum de Ciências da FCT**, Presidente Prudente, SP.
- Coelho-Neto, A.L. 2001. Hidrologia de encosta na interface com a geomorfologia. In: Guerra, A.J.T., Cunha, S.B. **Geomorfologia: Uma atualização de bases e conceitos**. 4.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 93-148 p.
- Czerniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologia** 35: 169-176.
- Davis, J.R. 1997. Revitalization of a northcentral Texas river, as indicated by benthic macroinvertebrate communities. **Hydrobiologia** 346: 95-117.
- Delong, M.D., Brusven, M.A. 1998. Macroinvertebrate Community Structure Along the Longitudinal Gradient of an Agriculturally Impacted Stream. **Environmental Mangement** 22 (3): 445-457.
- Diário Oficial do Município de Belo Horizonte**, 2001. Lei 8.260/2001.
- Dudgeon, D. 2006. The impacts of human disturbance on stream benthic invertebrates and their drift in North Sulawesi, Indonesia. **Freshwater Biology** 51: 1710-1729.
- Ebi, K.L., Woodruff, R., VonHildebrand, A., Corvalan, C. 2007. Climate change-related health impacts in the Hindu-Himalayas. **EcoHealth** 4: 264-270.
- Esteves, F. A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência.
- Felippe, M., Umbelino, G. 2007. Movimentos de massa e vegetação: o sensoriamento remoto como procedimento metodológico no estudo dos processos de vertente. In: **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil. 5215-5218 p.
- Ferreira, M.B. 2003. **A proteção do patrimônio natural urbano: estudo de caso sobre a Serra do Curral, Belo Horizonte/MG**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 175 p.

- Ferreira, W.R. 2009. **Índice biótico bentônico no biomonitoramento da bacia do Rio das Velhas**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Pós-graduação em Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Montes Claros. Montes Claros (MG). 52 p.
- França, J.S., Callisto, M. 2007. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. **Neotropical Biology and Conservation** 2(1): 3-10.
- Giller, P., Malmqvist, B. 1998. **The biology of streams and rivers**. New York: Oxford University Press Inc. 296 p.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M. 1978. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. (IBP.8).
- Grimm, N.B, Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu J., Bai X., Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. **Science** 319: 756.
- Hespanhol, I. 2002. Água e saneamento básico - uma visão realista. In: Rebouças, A.C., Braga, B., Tundisi, J.G. **Águas Doces do Brasil**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 249-304 p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: **http://www.ibge.gov.br/cidade/sat/default.php**, acessado em: 11/11/2008.
- James, L.A.H., Xenopoulos, M.A., Wilson, H.F., Frost, P.C. 2007. Land use controls nutrient excretion by stream invertebrates along a gradient of agriculture. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 26(3): 523-531.
- Junqueira, M.V., Amarante, M.C., Dias, C.F.S., França, E.S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnol. Bras.** 12: 73-87.
- Kasangaki, A., Babaasa, D., Efitre, J.; McNeilage, A., Bitariho, R. 2006. Links between anthropogenic perturbations and benthic macroinvertebrate assemblages in Afromontane forest streams in Uganda. **Hydrobiologia** 563: 231-245.
- Kennen, J.G., Chang, M., Tracy, B.H. 2005. Effects of landscape change on fish assemblage structure in a rapidly growing metropolitan area in North Carolina, USA. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.H., Meador, M.R. (editors).

- Effects of urbanization on stream ecosystems.** American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 39-52 p.
- Khan, R., Phillips, D., Fernando, D., Fowles, J., Lea R., 2007. Environmental health indicators in New Zealand: drinking water – a case study. **EcoHealth** 4: 63-71.
- Kratzer, E.B., Jackson, J.K., Arscott, D.B., Aufdenkampe, A.K., Dow, C.L., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Sweeney, B.W. 2006. Macroinvertebrate distribution in relation to land use and water chemistry in New York City drinking-water-supply watersheds. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 25(4): 954-976.
- Kuhlmann, M. L., Watanabe, H. M., Brandimarte, A.L., Anaya, M., Guereschi, R.M. 2005. Developing a protocol for the use of benthic invertebrates in Sao Paulo state's reservoirs biomonitoring. I. habitat, sampling period, mesh size and taxonomic level. **Acta Limnol. Bras.** 17(2): 143-153.
- Limburg, K.E., Stainbrook, K.M., Erickson, J.D., Gowdy, J.M. 2005. Urbanization consequences: case studies in the Hudson river watershed. In: Brown, L.R.; Gray, R.H.; Hughes, R.H.; Meador, M.R. (editors). **Effects of urbanization on stream ecosystems.** American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 23-37 p.
- Lisboa, A.H., Goulart, E.M.A., Diniz, L.F.M. (org.) 2008. **Projeto Manuelzão: a história da mobilização que começou em torno de um rio.** Belo Horizonte-Instituto Guaicuy. 260p.
- Lucas, T.P.B. 2007. **Chuvvas persistentes e ação da zona de convergência do Atlântico Sul na região metropolitana de Belo Horizonte.** Dissertação (Mestrado em Geografia). Instituto de Geociências. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 159 p.
- Macedo, J.A.B. 2004. **Águas & Águas.** Belo Horizonte: CRQ – MG.
- Macedo, D.R., Umbelino, G. 2008. Mapeamento da vulnerabilidade ambiental em Belo Horizonte. **Revista do Observatório do Milênio de Belo Horizonte** 1 (1): 109-117.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement.** London: Croon Helm.

- Malta, D.C., Almeida, D.C., Dias, M.A.S., Merhy, E.E. 2001. A mortalidade infantil em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, por área de abrangência dos centros de saúde (1994-1996). **Cad. Saúde Pública** 17 (5).
- Maltchik, L., Flores, M.L.T., Stenert, C. 2005. Benthic macroinvertebrate dynamics in a shallow floodplain lake in the south of Brazil. **Acta Limnol. Bras.** 17(2): 173-183.
- Marques, M.M., Barbosa, F. 2001. Biological quality of waters from a impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrates communities as an indicator. **Hydrobiologia** 457: 69-76.
- Matta-Machado, A.T.G. 2007. **A relação de curso d'água em leito natural em ambiente urbano com mortalidade infantil e hospitalização por diarreia em crianças abaixo de cinco anos, em Belo Horizonte, Brasil.** Tese (Doutorado em Epidemiologia). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 54 p.
- Matta-Machado, A.T. 2008. A construção de um programa de revitalização na bacia do rio São Francisco. **Estudos Avançados** 22 (63): 195-210.
- Matta-Machado, A.T., Alves, C.B.M., Callisto, M. 2008. Projeto Manuelzão: metodologia e resultados. In: Lisboa, A.H., Goulart, E.M.A., Diniz, L.F. M. (org). **Projeto Manuelzão: a história da mobilização que começou em torno de um rio.** Belo Horizonte: Instituto Guaicuy. 39-53p.
- McMahon, B., Trichopoulos, D. 1996. **Epidemiology.** Principles And Methods. 2nd Edition. Boston: Little Brown And Company.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 3<sup>rd</sup> edition. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company. 862 p.
- Moreno, P.S.P. 2004. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de condições ambientais na bacia do reservatório de Ibirité (MG).** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós- Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 99 p.
- Moreno, P., Callisto, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeaster. Brazil. **Hydrobiologia** 560: 311-321.



- Moreno, P. 2007. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 94 p.
- Mostert, E., Pahl-Wostl C., Rees, Y., Searle, Y. Tàbara, D., Tippett, J. 2007. Social learning in European river-basin management: barriers and fostering mechanisms from 10 river basins. **Ecology and Society** 12(1): 19.
- Paz, A.D., Moreno, P., Callisto, M. 2008. Efetividade de UCs na preservação da qualidade das águas e biodiversidade acuática em sub-bacias de referência na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology and Conservation** 3(3): 149-158.
- Péres, G.P. 1988. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia**. Bogotá: Editorial Presencia Ltda. 217 p.
- Piedras, S.R.N., Bager, A., Moraes, P.R.R., Isoldi, L.A., Ferreira, O.G.L., Heemann, C. 2005. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, 36(2): 494-500.
- Pompêo, A.C. 2000. Drenagem urbana sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, RS, 5 (1): 15-23.
- Pompeu, P.S., Alves, C.B.M., Callisto, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the rio das Velhas Basin, Brazil. In: Brown, L.R.; Gray, R.H.; Hughes, R.H.; Meador, M.R. (editors). **Effects of urbanization on stream ecosystems**. American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 11-37 p.
- Queiroz, J. F., Trivinho-Strixino, S., Nascimento, V. M. C. 2000. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco. **Comunicado Técnico Embrapa Meio Ambiente. Ministério da Agricultura e do Abastecimento** nº3, novembro ISSN 1516-8638.
- Radicchi, A.L.A., Polignano, M.V., Pinheiro, T.M.M. 2008. O Projeto Manuelzão e a saúde pública. In: Lisboa, A.H.; Goulart, E.M.A.; Diniz, L.F. M. (org). **Projeto**

- Manuelzão: a história da mobilização que começou em torno de um rio.** Belo Horizonte-Instituto Guaicuy. 25-38 p.
- Real, M., Rieradevall, M., Prat, N. 2004. Chironomus species (Diptera: Chironomidae) in the profundal benthos of Spanish reservoirs and lakes: factors affecting distribution patterns. **Freshwater Biology** 43: 1-18.
- Ribeiro, L.O., Uieda, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Bras. de Zoologia** 22(3): 613-618.
- Rebouças, A.C. 2002. Água doce no Mundo e no Brasil. In: Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. **Águas Doces do Brasil**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 10-37p.
- Rojas, L.I., Barcellos, C., Peiter, P. 1999. Utilização de mapas no campo da epidemiologia no Brasil: reflexões sobre trabalhos apresentados no IV Congresso Brasileiro de Epidemiologia. **Informe Epidemiológico do SUS** 8 (2): 27-35.
- Rörig, L.R., Tundisi, J.G., Schettini, C.A.F., Pereira-Filho, J., Menezes, J.T., Almeida, T.C.M., Urban, S.R., Radetski, C.M., Sperb, R.C., Stramosk, C.A., Macedo R.C., Castro-Silva, M.A., Perez, J.A.A. 2007. From a water resource to a point pollution source: the daily journey of a coastal urban stream. **Braz. J. Biol.** 67(4): 597-609.
- Roux, A.V.D. 1998. **Neighborhoods and health: the examination of neighborhood effects on health: conceptual and methodological issues related to the presence of multiple levels of organization.** Ichiro Kawachi & Lisa F. Berkman. Oxford University Press Inc. 45-65 p.
- Salatti, E., Lemos, H.M., Salati, E. 2002. Água e o Desenvolvimento Sustentável. In: Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. **Águas Doces do Brasil**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 39-63 p.
- Sandin, L., Johnson, R. K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrates assemblages in Swedish streams. **Landscape Ecology** 19: 501-514.
- Silva, A.M., Schulz, H.E., Camargo, P.B. 2004. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas.** São Carlos: RiMa. 140 p.
- Silva, L. C. F., Vieira, L.C.G., Costa, D.A., Lima-Filho, G.F., Vital, M.V.C., Carvalho, R.A., Silveira, A.V.T., Oliveira, L.C. 2005. Qualitative and quantitative benthic

- macroinvertebrate samplers in Cerrado streams: a comparative approach. **Acta Limnol. Bras.** 17(2): 123-128.
- Sluter, C.R. 2001. Sistema especialista para geração de mapas temáticos. **Revista Brasileira de Cartografia** 53: 45-64.
- Smith, A.J., Bode, R.W., Kleppel, G.S. 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. **Ecological Indicators** 7: 371-386.
- Sonoda, K.C. 2005. **Relação entre uso da terra e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Agroecossistemas. Universidade de São Paulo, São Paulo. 140 p.
- Steyaert, P.; Olliver, G. 2007. The European Water Framework Directive: how ecological assumptions frame technical and social change. **Ecology and Society** 12(1): 25.
- Towsend, C.R., Downes, B. J., Peacock, K., Arbuckle, C.J. 2004. Scale and detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology** 49: 448-462.
- Tucci, C.E.M. 2008. Águas urbanas. **Estudos Avançados** 22(63): 97-112.
- Tundisi, J.G. 2005. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. 2ª Ed. São Carlos: RiMa, IIE. 248 p.
- Tundisi, J.G. 2008. Recursos Hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados** 22 (63): 7-16.
- Tundisi, J.G., Tundisi, T.M., Rocha, O. 2002. Ecossistemas de Águas Interiores. In: Rebouças, A.C; Braga, B.; Tundisi, J.G. **Águas Doces do Brasil**. 2ª Ed. São Paulo: Escrituras Editora. 153-194 p.
- Vilela, J.A. 2007. **Variáveis do clima urbano: análise da situação atual e prognósticos para a região do bairro Belvedere III, Belo Horizonte, MG**. Dissertação (Mestrado). Escola de Arquitetura. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 213 p.
- Voelz, N.J., Sen-Her Shieh, Ward, J.V. 2000. Long-term monitoring of benthic macroinvertebrate community structure: a perspective from a Colorado river. **Aquatic Ecology** 34: 261-278.
- Voelz, N.J., Zuellig, R.E., Sen-Her Shieh; Ward, J.V. 2005. The effects Of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. **Environmental Monitoring And Assessment** 101: 175-202.

- Williams, D.D., Nesterovitch, A.L., Tavares, A.F., Muzzatti, E.G. 2001. Morphological deformities occurring in Belarusian chironomids (Diptera: Chironomidae) subsequent to the Chernobyl nuclear disaster. **Freshwater Biology** 46: 503-512.
- Walters, D.M., Freeman, M.C., Leigh, D.S., Freeman, B.J., Pringle, C.M. 2005. Urbanization effects on fishes and habitat quality in a southern Piedmont river basin. In: Brown, L.R.; Gray, R.H.; Hughes, R.H.; Meador, M.R. (editors). **Effects of urbanization on stream ecosystems**. American Fisheries Society, Symposium, 47, Bethesda, Maryland. 69-85 p.
- Zakrzewski, S.B. (org). 2007. **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim, R.S: EdiFapes. 136 p.
- Zar, J.H. 1996. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River.

## APÊNDICE

### APÊNDICE A - Tabelas

Tabela 1: Riqueza média de macroinvertebrados bentônicos na estação de chuvas em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), nos anos de 2005 a 2008. (**M01**: Baleares; **M02**: Cônego Pinheiro; **M03**: Santa Tereza; **M32**: Primeiro de Maio; **M33**: Nossa Senhora da Piedade; **M34**: Bonsucesso; **M36**: Engenho Nogueira; **M38**: Olhos d'água; **M39**: Acaba Mundo; **M40**: Cachorro Magro).

<i>Riqueza Média de Macroinvertebrados Bentônicos (Chuva)</i>										
<i>Estações</i>	M01	M02	M03	M32	M33	M34	M36	M38	M39	M40
<i>Amostrais/Ano</i>										
2005	3,34	4,34	4,84	4	3,67	3,17	2,41	-	-	-
2006	4,83	5,33	5,17	3,5	2,28	2,92	1,09	-	-	-
2007	3,33	4,29	3,84	1,34	4,17	3,17	2,34	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	-	2	5,33	3,67
<b><i>Média (2005 a 2008)</i></b>	<b>3,8</b>	<b>4,6</b>	<b>4,6</b>	<b>2,9</b>	<b>3,4</b>	<b>3,1</b>	<b>1,9</b>	<b>2</b>	<b>5,33</b>	<b>3,67</b>

Tabela 2: Riqueza média de macroinvertebrados bentônicos na estação seca em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (**M01**: Baleares; **M02**: Cônego Pinheiro; **M03**: Santa Tereza; **M32**: Primeiro de Maio; **M33**: Nossa Senhora da Piedade; **M34**: Bonsucesso; **M36**: Engenho Nogueira; **M38**: Olhos d'água; **M39**: Acaba Mundo; **M40**: Cachorro Magro).

<i>Riqueza Média de Macroinvertebrados Bentônicos (Seca)</i>										
<i>Estações</i>	M01	M02	M03	M32	M33	M34	M36	M38	M39	M40
<i>Amostrais/Ano</i>										
2005	3	2,84	4,17	8,34	3,5	3,41	1,92	-	-	-
2006	5,5	4,17	3,84	4,5	4,17	3,25	2	-	-	-
2007	2,17	4,5	4,34	3,17	2,84	2,75	2,34	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	-	5,33	7,33	5
<b><i>Média (2005 a 2008)</i></b>	<b>3,6</b>	<b>3,8</b>	<b>4,1</b>	<b>5,4</b>	<b>3,5</b>	<b>3,1</b>	<b>2,1</b>	<b>5,33</b>	<b>7,33</b>	<b>5</b>

Tabela 3: Proporção de Chironomidae + Oligochaeta (%CHOL) na estação de chuvas em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (**M01:** Baleares; **M02:** Cônego Pinheiro; **M03:** Santa Tereza; **M32:** Primeiro de Maio; **M33:** Nossa Senhora da Piedade; **M34:** Bonsucesso; **M36:** Engenho Nogueira; **M38:** Olhos d'água; **M39:** Acaba Mundo; **M40:** Cachorro Magro).

<i>Estações Amostrais/Ano</i>	<i>% CHOL (Chuva)</i>									
	M01	M02	M03	M32	M33	M34	M36	M38	M39	M40
2005	62,3	56,5	52,5	81,7	46	63,5	73,2	-	-	-
2006	17,4	73,6	49,5	86,9	24,5	97,5	77,6	-	-	-
2007	55,4	70,5	57,3	98,9	76,9	96,2	29,8	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	-	21,0	51,4	84,6
<b>Média (2005 a 2008)</b>	<b>27,7</b>	<b>66,0</b>	<b>53,4</b>	<b>88,4</b>	<b>63,8</b>	<b>84,3</b>	<b>72,3</b>	<b>21,0</b>	<b>51,4</b>	<b>84,6</b>

Tabela 4: Proporção de Chironomidae + Oligochaeta (% CHOL) na estação seca em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (**M01:** Baleares; **M02:** Cônego Pinheiro; **M03:** Santa Tereza; **M32:** Primeiro de Maio; **M33:** Nossa Senhora da Piedade; **M34:** Bonsucesso; **M36:** Engenho Nogueira; **M38:** Olhos d'água; **M39:** Acaba Mundo; **M40:** Cachorro Magro).

<i>Estações Amostrais/Ano</i>	<i>% CHOL (Seca)</i>									
	M01	M02	M03	M32	M33	M34	M36	M38	M39	M40
2005	76,5	34,5	27,7	91,8	25,5	99,5	15,9	-	-	-
2006	52,0	80,0	31,5	85,8	19,0	98,8	28,8	-	-	-
2007	28,9	91,5	28,7	96,0	44,5	99,7	14,0	-	-	-
2008	-	-	-	-	-	-	-	97,2	93,6	98,8
<b>Média (2005 a 2008)</b>	<b>59,6</b>	<b>73,4</b>	<b>15,9</b>	<b>92,3</b>	<b>29,8</b>	<b>99,4</b>	<b>18,4</b>	<b>97,2</b>	<b>93,6</b>	<b>98,8</b>

Tabela 5: Abundância relativa (%) para cada grupo de macroinvertebrados bentônicos em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (**M01:** Baleares; **M02:** Cônego Pinheiro; **M03:** Santa Tereza; **M32:** Primeiro de Maio; **M33:** Nossa Senhora da Piedade; **M34:** Bonsucesso; **M36:** Engenho Nogueira; **M38:** Olhos d'água; **M39:** Acaba Mundo; **M40:** Cachorro Magro).

<i>Grupos</i>	<i>Estações amostrais</i>									
	<b>M01</b>	<b>M02</b>	<b>M03</b>	<b>M32</b>	<b>M33</b>	<b>M34</b>	<b>M36</b>	<b>M38</b>	<b>M39</b>	<b>M40</b>
<b>Filo Nematoda</b>	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0
<b>Classe Bivalvia</b>	0	0	0	2,16	0,08	0	0	0	0	0
<b>Classe Gastropoda</b>	0,1	0,08	0	1,03	0,43	0,09	0,09	1,86	0,20	0,13
Família Physidae	0	0	0	0,01	0,19	0	0,09	0	0	0
<b>Classe Hidracarina</b>	0	0,02	0,19	0,01	0,08	0,01	0,19	0	0	0
<b>Classe Hirudinea</b>	0,02	0,01	0,08	0,14	0,19	0,01	0,18	0,01	1,01	0
<b>Classe Oligochaeta</b>	11,35	18,35	11,54	21,13	5,55	41,94	49,95	30,26	2,85	8,06
<b>Ordem Collembola</b>	0,39	0,13	4,14	1,07	1,03	0,01	0,18	0	0	0,03
<b>Ordem Decapoda</b>	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0
<b>Ordem Isopoda</b>	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Ordem Díptera</b>										
Família Antromiidae	0	0	0,20	0	0	0	0	0	0	0
Família Canacidae	0,02	0,01	0	0	0	0	0	0	0,20	0
Família Ceratopogonidae	0,55	0,40	0,31	0,15	0,20	0,03	1,73	0,77	2,03	0,22
Família Chironomidae	33,25	61,95	28,40	70,65	46,55	56,65	4,57	66,76	87,60	90,64
Família Culicidae	0,04	0	1,70	0,12	1,70	0	0,46	0	0	0,03
Família Dolichopodidae	0,16	0,01	0	0,01	0,04	0	0	0	0	0
Família Empididae	0,02	0,01	0,08	0	0,04	0,01	0,09	0	1,62	0,03
Família Ephydriidae	0,02	0,01	0	0,02	0,04	0,01	0	0	0	0
Família Muscidae	0,18	0,03	0,35	0,01	0,32	0,01	0	0	0	0
Família Psychodidae	53,81	18,65	52,26	2,64	43,58	1,16	42,28	0,04	0,40	0,78
Família Simuliidae	0	0,07	0	0	0	0	0	0,20	1,01	0
Família Stratiomyidae	0	0	0,19	0,16	0,04	0,04	0	0,01	0	0,03
Família Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0
Família Tabanidae	0,04	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0,40	0
Família Tipulidae	0	0,09	0,20	0,09	0,04	0,01	0	0	0	0,03
<b>Ordem Coleoptera</b>										
Família Elmidae	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
Família Hydrophilidae	0,02	0,15	0,47	0,01	0	0	0	0,06	0	0
Família Staphylinidae	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0

*Integração Ecológica de Indicadores Ambientais e de Saúde Pública  
na Bacia do Rio das Velhas – Minas Gerais*

<b>Grupos</b>	<b>Estações amostrais</b>									
<b>Ordem Lepidoptera</b>										
Família Pyralidae	0	0,01	0,04	0,01	0	0	0,09	0	0	0
<b>Ordem Odonata</b>										
Família Coenagrionidae	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0
<b>Ordem Tricadida</b>										
Família Planariidae	0	0	0	0,49	0	0	0	0	1,83	0
<b>Ordem Tricoptera</b>										
Família Hidropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0,60	0
Família Hidroptilidade	0	0	0	0	0	0	0	0	0,20	0



Tabela 6: Médias máximas e mínimas dos resultados das variáveis físicas e químicas das estações amostrais em 10 bacias elementares de Belo Horizonte (MG), no período de 2005 a 2008. (**M01**: Baleares; **M02**: Cônego Pinheiro; **M03**: Santa Tereza; **M32**: Primeiro de Maio; **M33**: Nossa Senhora da Piedade; **M34**: Bonsucesso; **M36**: Engenho Nogueira; **M38**: Olhos d'água; **M39**: Acaba Mundo; **M40**: Cachorro Magro).

<i>Estações Amostrais</i>	<i>Ano</i>	<i>Variáveis Físicas e Químicas</i>					
		P-Total (mg/L)	N-Total (mg/L)	Condutiv. (µS/cm)	pH	Turbidez (UNT)	O2 Dissolvido (mg/L)
<b>M01</b>	2005	2,84 ± 0,646	31,3 ± 2,1	738 ± 460	7,4 ± 7,2	188 ± 70	3,6 ± 1,5
	2006	4,41 ± 0,159	29,2 ± 3,7	650 ± 529	7,4 ± 6,9	460 ± 257	7 ± 0,5
	2007	1,06 ± 0,418	2,08 ± 1,246	667 ± 434	7,2 ± 7,0	483 ± 40,1	5,9 ± 1,14
<b>M02</b>	2005	1,62 ± 0,009	18,5 ± 12	561 ± 6,06	7,9 ± 7,4	541 ± 24	4,1 ± 1,1
	2006	3,13 ± 0,01	19,3 ± 12,9	654 ± 433	7,8 ± 7,6	357 ± 88,1	4,47 ± 0,9
	2007	1,53 ± 0,644	2,87 ± 0,25	710 ± 370	7,5 ± 7,2	885 ± 130	7,82 ± 3,1
<b>M03</b>	2005	2,08 ± 0,162	26,5 ± 7,3	761 ± 6,62	7,7 ± 7,2	338 ± 27	2,6 ± 1,1
	2006	2,44 ± 0,285	141,6 ± 36	670 ± 574	7,5 ± 7,1	410 ± 114	1,4 ± 0,2
	2007	1,72 ± 0,567	5,91 ± 0,12	779 ± 310	7,4 ± 6,7	299 ± 110	4,4 ± 0,19
<b>M32</b>	2005	1,12 ± 0,019	6,7 ± 2,7	456 ± 255	7,7 ± 6,8	105 ± 3	3,2 ± 1,9
	2006	0,81 ± 0,048	9 ± 2,63	864 ± 213	7,1 ± 6,5	63,6 ± 12,84	4,05 ± 2,4
	2007	0,73 ± 0,139	1,61 ± 0,4	401 ± 145	7,1 ± 7,0	113 ± 22,3	3,7 ± 0,16
<b>M33</b>	2005	2,91 ± 0,358	31,9 ± 2,4	696 ± 390	7,5 ± 6,9	104 ± 22	1,8 ± 0,6
	2006	3,52 ± 1,175	41 ± 1,8	816 ± 453	7,3 ± 7,0	191 ± 61,7	1,45 ± 0,8
	2007	1,37 ± 0,868	3,88 ± 0,84	679 ± 357	7,4 ± 7,1	515 ± 12,98	1,57 ± 0,16
<b>M34</b>	2005	0,61 ± 0,393	9,9 ± 2,7	357 ± 220	7,9 ± 7,3	109 ± 11	6,5 ± 5,4
	2006	1,86 ± 0,421	139,8 ± 1,22	365 ± 195,8	7,7 ± 7,3	119 ± 57,3	5,15 ± 2,5
	2007	1,15 ± 0,247	2,42 ± 0,2	400 ± 180,5	7,6 ± 7,2	221 ± 41,7	8,2 ± 1,5
<b>M36</b>	2005	3,71 ± 0,468	36,5 ± 2,1	825 ± 196	7,7 ± 7,6	664 ± 42	3,8 ± 0,3
	2006	3,42 ± 1,415	22,6 ± 2,47	650 ± 482	8,6 ± 7,1	338 ± 144	0,5 ± 0,1
	2007	1,39 ± 1,017	1,946 ± 0,91	759 ± 317	7,9 ± 7,3	534 ± 154	2,1 ± 0,16
<b>M38</b>	2008	0,04 ± 0,009	0,084 ± 0,05	188,2 ± 142	6,7 ± 6,6	104	6,9 ± 3,7
<b>M39</b>	2008	0,007 ± 0,01	0,056 ± 0,04	346,7 ± 221	7,8 ± 7,7	1,99	8,7 ± 5,3
<b>M40</b>	2008	0,64 ± 0,269	1036 ± 0,38	440,7 ± 404	7 ± 6,9	13,63	1,5 ± 0,4

Tabela 7: Proporção de impermeabilização, vegetação e cursos d'água em leito natural em 10 bacias elementares em Belo Horizonte (MG). Fonte: Prodabel, 1999.

<i>Bacia</i>	<i>%impermeabilização</i>	<i>% vegetação</i>	<i>% cursos d'água em leito natural</i>
Acaba Mundo	92,17	5,19	13,87
Baleares	85,47	5,39	93,02
Bonsucesso	41,01	28,60	99,58
Cachorro Magro	51,12	13,19	100,00
Cônego Pinheiro	93,52	4,13	61,71
Engenho Nogueira	69,90	7,93	48,63
NS Piedade	81,49	13,79	52,08
Olhos d'Água	51,74	13,28	37,64
Primeiro de Maio	81,10	9,49	100,00
Santa Tereza	78,42	8,26	100,00