RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 16 n.3 - Jul/Set 2011, 127-139

Restauração de Cursos d'água em Áreas Urbanizadas: Perspectivas para a Realidade Brasileira

Diego Rodrigues Macedo
Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
diego.macedo@ibge.gov.br

Marcos Callisto
Laboratório de Ecologia de Bentos, ICB/UFMG
callistom@ufmg.br

Antônio Pereira Magalhães Jr
Laboratório de Geomorfologia e Recursos Hídricos, IGC/UFMG
magalhaesufmg@yahoo.com.br

Recebido 10/07/10 - revisado: 20/04/11 - aceito: 18/07/11

RESUMO

A restauração de rios urbanos é uma abordagem recente no Brasil, mas que é desenvolvida há pelo menos 30 anos em países como Estados Unidos, Reino Unido, Alemanha e Austrália. Trazer para a realidade brasileira abordagens nesta linha é um grande desafio, pois a tradição nacional é de canalizar os rios urbanos e utilizá-los para o transporte de efluentes, além de viabilizar o sistema viário. O artigo avalia o emprego atual desta temática e relata um estudo de caso sobre como novas soluções para a macro-drenagem urbana sob a ótica da restauração de cursos d'água foram implementadas em um córrego urbano em Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais. Esta é uma abordagem tecnicamente viável na realidade brasileira, integrando a malha urbana e o sistema de drenagem pluvial ao curso d'água, e este apresentar qualidade hídrica conforme a Classe 2 estabelecida na Resolução CONAMA 357/2005. No Brasil, as intervenções de restauração devem ser voltadas para o saneamento ambiental, com o correto gerenciamento de esgotos, relocação de famílias de áreas irregulares para que intervenções não-estruturais como parques lineares, possam ser implementadas nas grandes cidades brasileiras.

Palavras-chave: *cursos d'água, saneamento ambiental, drenagem urbana sustentável, gestão de bacias*

INTRODUÇÃO

Nos últimos 6.000 anos a humanidade tem alterado os cursos d'água com obras de engenharia, desvios, canalizações, barramentos, além de poluí-los com despejo direto de efluentes sem tratamento ou por fontes difusas de poluição (Wade *et al.*, 1998). Atualmente, poluentes de origem agrícola, industrial, esgotos domésticos e resíduos industriais tornaram-se comuns em redes de drenagem, comprometendo a utilização dos ambientes aquáticos, principalmente em áreas urbanizadas, impedindo a utilização direta da água para fins de abastecimento público e irrigação (Walsh, 2000). Neste contexto, surgem os procedimentos de restauração de cursos d'água.

O objetivo deste artigo é apresentar um panorama sobre a restauração de rios urbanos no mundo e, através de um estudo de caso, apontar a viabilidade técnica e ambiental para o emprego desta abordagem nas grandes cidades brasileiras. Como esta temática ainda é incipiente no contexto nacional, é relevante a exposição de um exemplo no Brasil, de forma a incentivar a adoção de medidas na direção da restauração de cursos d'água em áreas urbanizadas.

Restauração de Cursos d'água

Agências públicas nos EUA e Inglaterra vêm desenvolvendo programas de restauração de curso d'água há mais de 30 anos, com variados graus de sucesso (Kondolf & Micheli, 1995; Riley, 1998; Benhardt *et al.*, 2005). Independente disso, a tendência

Tabela 1 – Principais metas, tipos de intervenções, ano e situação de alguns projetos de restauração de cursos d'água em países desenvolvidos.

Local	Metas	Intervenções	Ano	Situação	Fonte
Lago City Park, Lousiania (EUA)	(i)	(b)	1983	Urbano	Ruley & Rusch, 2002
Rio Gesla, Dinamarca	(i), (iii), (iv), (v)	(a), (c)	1989	Rural	Friberg et al, 1998
Rio Don, Toronto (Canadá)	(i), (ii), (iii), (vi)	(a), (b), (e)	1990	Urbano	Helfield & Diamond, 1997
Rio Esrom, Dinamarca	(iii), (iv)	(c), (d)	1990	Rural	Gortz, 1998
Córrego Strawberry, Califórnia (EUA)	(i), (ii), (iii), (v)	(b), (e)	1992	Urbano	Charbonneau & Resh, 1992
Córrego Whittle Brook, Inglaterra	(i), (iii)	(a), (c), (d)	1992	Urbano	Nolan & Guthrie, 1998
Rio Alt, Inglaterra	(i), (iii)	(a), (c), (d)	1992	Urbano	Nolan & Guthrie, 1998
Rio Cole, Inglaterra	(iii), (iv)	(c)	1995	Rural	Sear et al, 1998
Córrego Baxter, Califórnia (EUA)	(ii), (iii)	(a), (c), (e)	1996	Urbano	Purcell et al, 2002
Córrego Jackson, Nova Zelândia	(ii), (iii), (v)	(a), (c),(e)	1996	Urbano	Suren & McMurtrie, 2005
Córrego Notingham, Nova Zelândia	(ii), (iii), (v)	(e)	1996	Urbano	Suren & McMurtrie, 2005
Córrego Papanui, Nova Zelândia	(ii), (iii), (v)	(a), (c),(e)	1996	Urbano	Suren & McMurtrie, 2005
Córrego Steamwharf, Nova Zelândia	(ii), (iii), (v)	(d), (e)	1996	Urbano	Suren & McMurtrie, 2005
Córrego Smacks, Nova Zelândia	(ii), (iii), (v)	(d), (e)	1996	Rural	Suren & McMurtrie, 2005
Córrego Accotink, Virginia (EUA)	(ii), (iii), (v)	(d), (e)	2002	Urbano	Selvakumar et al, 2010
Rio Syr, Luxemburgo	(iii),(v), (vi)	(a), (c)	2003	Rural	Schaich, 2009
Córrego Kelley, Oregon (EUA)	(ii), (iii), (v)	(a), (c), (e)	2004	Urbano	Levell & Chang, 2008

Legenda: (i) melhorar a qualidade hídrica; (ii) restaurar a vegetação ripária; (iii) restaurar os hábitats físicos; (iv) passagem de peixes; (v) establizar o leito e as margens; (vi) controle de enchentes; (a) descanalizar e reconstruir o leito; (b) coleta de efluentes; (c) reconstruir a morfologia fluvial; (d) intervenção nas margens; (e) revegetação.

é que neste século os investimentos aumentem, devido à necessidade de ambientes fluviais saudáveis (Palmer *et al.*, 2007).

A *Ecological Restoration Society* define restauração como o processo de alteração intencional de um local para sua forma natural através de processos e intervenções que levem a re-estabilizar a relação de sustentabilidade e saúde entre o natural e o cultural (Riley, 1998). A meta é simular a estrutura, função, diversidade e dinâmica de um ecossistema específico, de acordo com suas características históricas (Riley, 1998; Wade *et al.*, 1998; Benhardt & Palmer, 2007).

Entretanto, retornar um curso d'água à sua forma natural ou semi-natural é muito raro, por não se conhecer as condições ambientais originais, pela impossibilidade das condições hidrológicas atuais ou por restrições financeiras (Wade *et al.*, 1998).

Deve-se também considerar que alguns cursos d'água estão em avançado estado de degradação e modificação do entorno, sendo economicamente inviável a sua restauração (Gregory, 2006). Entretanto, deve-se ressaltar a importância da restauração de pequenos cursos d'água, processo que pode viabilizar, em termos econômicos, futuras intervenções em grandes rios altamente impactados.

Neste sentido, apesar do conceito de restauração propor como meta o retorno à situação original do ecossistema aquático, a literatura internacional através de vários exemplos sugere que o conceito deve ser mais amplo, focado na busca de um novo equilíbrio ambiental. Desta maneira, muitos autores incorporam as dimensões paisagísticas, ecológica e a qualidade de água dentro da perspectiva da restauração de rios (Tabela 1).

No Brasil, por exemplo, os conceitos de restauração, reabilitação e revitalização praticamente se confundem (Limeira *et al.*, 2010). Desta maneira, neste trabalho adota-se o termo restauração para as intervenções humanas que visam a recuperação ambiental e sustentável em variados graus no ambiente antropogênico.

Restauração de cursos d'água em países desenvolvidos

Nos últimos 30 anos, vários programas de restauração de cursos d'água foram implementados principalmente nos Estados Unidos, na Europa e na Austrália (Riley, 1998). Atualmente estes projetos são impulsionados por textos legais que estabelecem a necessidade de conservar e recuperar os ambientes fluviais: *Clean Water Act* (1972) nos Estados Unidos, *Directiva Quadro da Água* (2000) na União Européia e *Water Resources Act* (2007) na Austrália.

Em um levantamento realizado pelo *National River Restoration Science Synthesis* (NRRSS), com todos os programas de restauração de cursos d'água executados nos Estados Unidos, nota-se um crescimento exponencial na última década. Foram relatados 37.099 programas (até julho/2004), alguns com intervenções em poucos metros, e outros chegando a quilômetros (Benhardt *et al.*, 2005).

Um importante procedimento em programas de restauração é encontrar a condição natural do ambiente fluvial. Pode-se recorrer a registros históricos, como estudos científicos de épocas pré-urbanização ou de quando o grau de impacto antrópico era menor, para se buscar as espécies que habitavam o local (Riley, 1998). Outra alternativa é a adoção de trechos de referência, cuja estrutura do canal, carga hidrossedimentar, clima, geologia e ecorregião sejam semelhantes ao sistema fluvial a ser restaurado (Niezgoda & Johnson, 2005). Entretanto, em áreas altamente urbanizadas é muito difícil encontrar sítios que apresentem estas condições de referência.

As intervenções de restauração também exigem o conhecimento do tipo de curso d'água, (por exemplo: montanha/planície, rural/urbano); dos ambientes hidrológicos existentes (por exemplo: canal, zona ripária, planície de inundação); da extensão das intervenções (por exemplo: trechos, cabeceiras, toda a bacia); e do nível que a restauração deve atingir (por exemplo: paisagístico, ecológico, qualidade de água ou sua combinação) (Wade *et al.*, 1998).

É de grande importância que um programa de restauração, principalmente em área urbana, inclua a sociedade em todas as fases do processo, incluindo a concepção, implantação, gestão e monitoramento (Riley, 1998; Booth *et al.*, 2004). Uma importante meta desse tipo de programa é a incorporação de um novo senso de identidade entre os moradores vizinhos e o curso d'água (Casagrande, 1997; Palmer *et al.*, 2007).

Quando os moradores se conscientizam da importância desse tipo de intervenção, identificando-se com o curso d'água, minimiza-se o vandalismo e há maior probabilidade de que os resultados sejam duradouros (Riley, 1998; Scholz *et al.*, 2002). O levantamento realizado pelo NRRSS comprova empiricamente que os melhores resultados foram encontrados nos casos em que grupos da sociedade foram envolvidos nas etapas de decisão, elaboração e implantação do projeto de restauração (Palmer *et al.*, 2007).

Basicamente, projetos de restauração nos países desenvolvidos possuem três fases distintas: (i) levantamento sobre outros projetos de restauração, para avaliação de metodologias; (ii) estudo detalhado do sítio a ser restaurado, para que se aplique a metodologia mais indicada, tendo em vista as condições fisiográficas, o grau de urbanização, o uso e ocupação do solo; (iii) implantação da intervenção proposta (Berghusen, 2004). Alguns projetos possuem uma quarta fase, que consiste na avaliação da implantação através do monitoramento e acompanhamento de metas. Entretanto, esta fase contempla menos de 10% dos projetos documentados (Kondolf & Micheli, 1995; Benhardt *et al.*, 2005).

Os objetivos mais comuns dos programas de restauração de cursos d'água nos países desenvolvidos são: (i) melhorar a qualidade hídrica, removendo fontes de poluição; (ii) restaurar a vegetação ripária; (iii) aumentar e melhorar os habitats físicos dentro dos cursos d'água; (iv) propiciar a passagem de peixes; (v) estabilizar as margens e o canal fluvial; e (vi) controlar enchentes (Riley, 1998; Benhardt *et al.*, 2005; Booth, 2005). No geral, estas metas são observadas tanto em projetos executados em áreas urbanas, quanto em áreas rurais (vide Tabela 1).

Avaliando a efetividade desse tipo de intervenção, Brown (2000) identificou 24 programas nos estados de Washington-DC e Illinóis (EUA), selecionando as bacias que drenam no mínimo 15% de área urbana. Foi constatado que quatro anos após as intervenções cerca de 90% dos procedimentos utilizados ainda encontravam-se em bom estado de conservação, indicando o seu potencial de longevidade. Entretanto, 20 a 30% mostraram-se falhos quanto ao controle de sedimentos, indicando a propensão para futuros problemas.

Restauração de cursos d'água em países em desenvolvimento

Em países em desenvolvimento, o principal impacto nas águas urbanas é a poluição orgânica, devido à inexistência ou ineficiência da coleta e tratamento de efluentes, e à elevada carga difusa presente no escoamento superficial (Von Sperling, 1995). Além disto, o entorno dos cursos d'água em áreas urbanizadas nesses países geralmente é ocupado pela população de baixa renda, que vive em situação de vulnerabilidade ambiental. Toma-se como exemplo a cidade de São Paulo, onde cerca de 50% de seus aglomerados encontram-se às margens dos cursos d'água (Taschner, 2006).

No Brasil intervenções de restauração de cursos d'água são incipientes. As primeiras experiências brasileiras a respeito de intervenções não-estruturais em cursos d'água ocorreram em Curitiba (Paraná), na década de 1970. Os parques criados ao longo do rio Barigüi não têm uma preocupação ecológica, de urbanização ou de integração do rio a cidade, mas de apenas atenuar as cheias. Entretanto, o governo municipal se aproveita dessas intervenções, utilizando-as como *city marketing*: "Curitiba, a capital ecológica" (Castelnou, 2006), atribuindo valor de uso a estes parques.

Outro exemplo é o caso do córrego Bananal na cidade de São Paulo. Sua restauração possui seis metas: (i) controle de cheias; (ii) adequação da área de várzea e implantação de parque linear; (iii) realocação de pessoas que ocupam as áreas de risco e de preservação ambiental; (iv) educação ambiental; (v) controle da poluição difusa; e (vi) saneamento básico (Barros *et al.*, 2007).

Outros trabalhos no cenário nacional sugerem a restauração de rios urbanos como solução saneadora, urbanística e no controle das cheias (Augusto *et al.*, 2007; Brocaneli & Stuermer, 2008; Limeira *et al.*, 2010). Entretanto, representam apenas propostas e não há a efetiva implementação.

De maneira concreta, uma adaptação aos projetos de restauração concebidos nos países desenvolvidos foi efetivada no município de Belo Horizonte na forma de política pública municipal, através da concepção do Programa Drenurbs (2003). Este programa propõe o tratamento integrado dos problemas sanitários, ambientais e sociais nas bacias hidrográficas cujos cursos d'água, embora degradados pela poluição e pela ocupação de suas margens, ainda conservem seus leitos naturais não canalizados (PBH, 2003).

As principais metas do Programa Drenurbs são: (i) a despoluição dos cursos d'água com implantação de redes coletoras, interceptores e tratamento dos esgotos; (ii) a redução dos riscos de inundação com a implantação de sistemas de controle de cheias e a desocupação de várzeas; (iii) o controle da produção de sedimentos com a eliminação de focos erosivos, contenção e revegetação das margens; e (iv) a integração dos córregos na paisagem urbana através da compatibilização das intervenções de drenagem com aquelas de saneamento, viárias, ambientais, habitacionais e de lazer (PBH, 2003). Entretanto, dentro desses objetivos, nota-se que as melhorias ecológicas não são consideradas como metas primárias. Porém, o projeto em algumas bacias também pode resultar na melhoria das condições eco-morfológicas, sendo esta, portanto uma meta secundária.

As bacias urbanas em Belo Horizonte são heterogêneas tanto do ponto de vista da área física quanto das intervenções urbanísticas (por exemplo: canalizações, galerias, contenções) previamente implantadas. Neste sentido, não há um procedimento padrão para as intervenções em curto, médio ou longo prazos, mas essas devem ser adequadas em critérios técnicos e socioeconômicos (PBH, 2003). Diante disso, canais em seção aberta ou fechada continuarão como estão, ou seja, há a priorização do enfoque sanitário em detrimento do eco-morfológico. Portanto, apesar de haver um direcionamento para a manutenção de rios e suas várzeas em leito natural, não se podem implantar em parte dos trechos fluviais as práticas de restauração propostas pela literatura internacional.

As soluções apresentadas em Belo Horizonte visam, em primeiro lugar, manter o leito fluvial em condições naturais e a planície (ou parte dela) desocupada, com contenções pontuais das margens, recomposição da mata ciliar e criação de parques lineares. Entretanto, cada situação requer um tratamento específico, conforme a situação de entorno. Pode-se estabilizar o leito e as margens com materiais permeáveis (por exemplo, gabião) ou com contenções de concreto armado (por exemplo, no caso da proteção ao sistema viário). Nos casos em que as vias já estão implantadas, deixando o canal em seção aberta, ou em último caso, em seção fechada. Deve-se destacar que todas as soluções prevêem a implantação da rede e dos interceptores de efluentes. Em alguns casos, bacias de detenção ou de retenção serão construídas, atenuando o impacto do pico de cheia nas áreas a jusante dos trechos restaurados (PBH, 2003).

ESTUDO DE CASO: A BACIA DO CÓRREGO BALEARES

Em Belo Horizonte setenta e três bacias serão restauradas e seus projetos atingirão aproximadamente um milhão de pessoas em 15 anos (Costa & Costa, 2007). Na fase inicial do Programa Drenurbs cinco córregos foram contemplados (Figura 1): Baleares, Primeiro de Maio, Nossa Senhora da Piedade, Engenho Nogueira, e Bom Sucesso. Entre estas bacias, apenas as três primeiras foram completamente finalizadas. Destas, as duas primeiras caracterizam-se como grandes parques que necessitam de espaço físico, o que é inviabilizado em outras bacias devido ao elevado grau de ocupação das margens da maioria dos córregos em Belo Horizonte. Isto acarretaria custos com as prováveis indenizações, superiores ao próprio custo da obra. Entretanto, o córrego Baleares possui intervenções mais próximas ao curso d'água, tornando-o mais atrativo sob o ponto de vista econômico em relação aos demais.

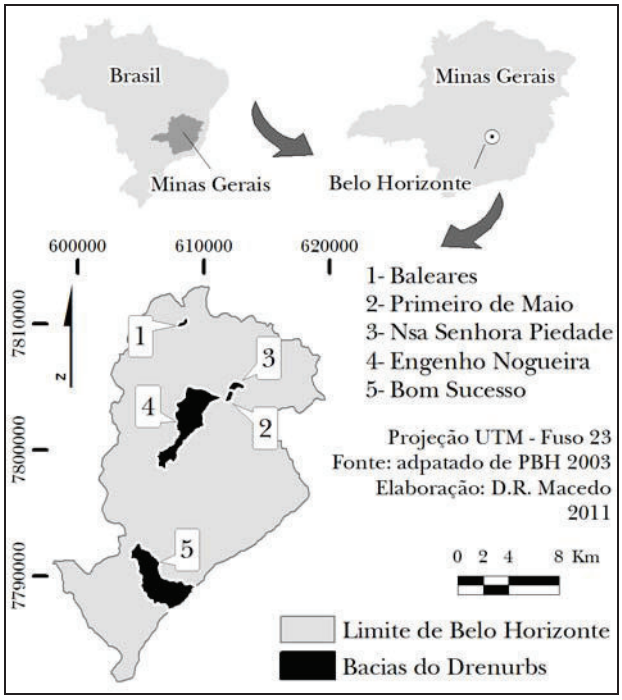

Figura 1 – As cinco bacias piloto do Drenurbs, em Belo Horizonte.

A área da bacia do córrego Baleares possui 461 km^2 e seu canal principal possui cerca de 1000 metros de extensão, totalmente restaurados. Toda a área da bacia apresenta-se urbanizada e com uso estritamente residencial, possuindo aproximadamente 1.300 domicílios e uma população total de 5.000 habitantes (IBGE, 2002). Em relação aos aspectos sanitários, o esgoto lançado *in natura* no curso d'água era a principal fonte de poluição na bacia, antes do projeto de restauração (PBH, 2003). Atualmente todo o efluente é direcionado para a Estação de Tratamento de Esgoto Onça, em Belo Horizonte.

Quanto à remoção de domicílios para a realização das intervenções, 70 famílias foram total ou parcialmente indenizadas. Os domicílios completamente removidos e indenizados receberam valores mínimos de 15 mil reais ou o valor de mercado.

As intervenções do projeto de restauração na bacia do córrego Baleares iniciaram-se em fevereiro de 2007 e foram entregues à população em maio de 2008. Estas intervenções podem ser divididas em 5 trechos (Figura 2).

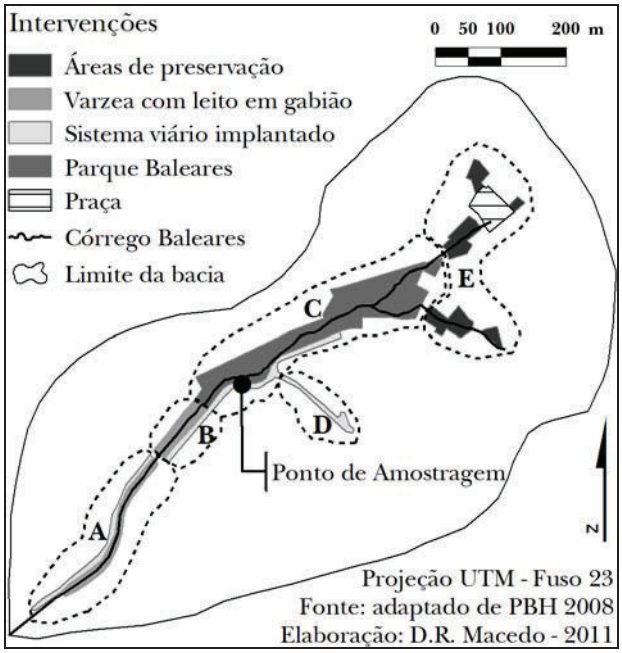

Figura 2 – Detalhe das intervenções no córrego Baleares.

O trecho (A) possui 320 metros de extensão e teve o leito do córrego desviado para a construção da via lateral. O novo leito foi coberto por 3200 m^2 de gabião, o que deu estabilidade ao leito e às margens, ao mesmo tempo em que proporcionou rugosidade e permeabilidade ao talvegue. Ressalta-se que este trecho fora modificado no processo de urbanização, ainda na década de 1970. Houve a recomposição das margens com espécies herbáceas, arbusti-

vas e arbóreas, em estágios iniciais de desenvolvimento. Também foram implantados os interceptores e a rede de esgoto.

No trecho (B) 105 metros do córrego foram mantidos em sua posição original, entretanto, seu talvegue também foi coberto por uma estrutura com 2200 m^2 de gabião. Na margem esquerda, o talude foi estabilizado com geomanta e espécies herbáceas e arbustivas. Houve também a implantação do sistema viário e da rede de esgotos.

O trecho (C) pertence ao Parque Baleares, com 18300 m^2 onde o leito fluvial e a planície foram preservados, com escoamento natural (530 metros de cursos d'água), e a mata ciliar recomposta com espécies vegetais em estágio inicial de desenvolvimento. Foram necessárias contenções nos limites do leito maior nos dois lados: à direita, com estrutura em concreto armado, para suportar a via urbana; e à esquerda, com estrutura em gabião. Foram construídas a rua lateral, a rede de esgotos, além de uma passagem de pedestres que existia precariamente antes do projeto. Dentro do parque, a mata ciliar também foi recomposta, como nos demais trechos do córrego. Além disto, houve a implementação de áreas de uso comum.

O trecho (D) corresponde a um pequeno braço de 130 metros do córrego Baleares, que foi canalizado desde sua nascente até o curso d'água principal. Foi implantado o sistema viário e a rede coletora de esgotos, mas não houve intervenção ecomorfológica ou paisagística.

O trecho (E) corresponde às áreas de cabeceiras externas ao parque e fechadas à visitação pública, com exceção da praça construída na nascente direita. Essa área possui 5600 m^2 por onde escoam 225 metros de cursos d'água. A mata ciliar foi recomposta e a área continua permeável, constituindo-se como uma importante zona de recarga dos aquíferos.

O projeto implantado no córrego Baleares visou adaptar o traçado da cidade ao curso d'água. As moradias em áreas de risco foram removidas e, em seu lugar, foram implementadas soluções para a estabilização das encostas, conforme acima exposto. A solução apresentada ao sistema viário priorizou vias laterais adjacentes às encostas, com a interceptação dos efluentes. Esta solução permite a eficiente mobilidade para veículos e pessoas, deixando-as em contato direto com o córrego e, em função da restauração da qualidade d'água, criou um sentimento social positivo e harmonioso (Macedo & Magalhães Jr, 2010). A implantação do parque linear permitiu o amortecimento das águas pluviais, pois as planícies e o leito permanecem sem cobertura artificial.

METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO TEMPORAL DOS RESULTADOS DAS INTERVENÇÕES NO CÓRREGO BALEARES

Os procedimentos metodológicos foram baseados em três ferramentas de monitoramento: (i) parâmetros abióticos de qualidade de água; (ii) avaliação de assembléias de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores; e (iii) avaliação de habitats físicos fluviais através de um protocolo de avaliação rápida.

A avaliação da qualidade de água ocorreu entre setembro de 2003 e novembro de 2006 (n=12) na fase pré-restauração; e entre fevereiro de 2008 e novembro de 2009 (n=7) na fase pós-restauração, conforme a legislação ambiental brasileira (Brasil, 2005).

As variáveis temperatura, condutividade elétrica, pH e turbidez foram determinadas *in situ*, utilizando instrumentos portáteis (YSI 60 e 85 - Yellow Springs, Ohio). No Laboratório de Ecologia de Bentos (ICB/UFMG) foram determinadas as concentrações de oxigênio dissolvido, Fósforo-total e Nitrogênio-total na água.

O biomonitoramento foi realizado nas fases pré-restauração e pós restauração: entre fevereiro de 2005 e novembro de 2006 (n=8) e entre fevereiro de 2008 e novembro de 2009 (n=7), respectivamente.

As amostras de sedimentos para avaliar as assembléias de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas utilizando um amostrador do tipo *Surber* (0.09 m^2) com 0,25 mm de abertura de malha. Tréplicas foram coletadas em cada campanha, acondicionadas em sacos plásticos e o sedimento fixado com formol 10 %, sendo, em seguida, levadas para o Laboratório de Ecologia de Bentos (ICB/UFMG). As amostras foram lavadas sobre peneiras com redes de 1,00 mm, 0,50 mm e 0,25 mm, e os organismos triados com o auxílio de microscópio-estereoscópio. Estes foram identificados taxonomicamente conforme as chaves de identificação propostas por Merritt & Cummins (1996), fixados em álcool 70%, catalogados e depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos, do Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Minas Gerais. A análise baseou-se na riqueza taxonômica, e os grupos foram elencados em relação ao grau de tolerância à poluição orgânica (Junqueira *et al.*, 2000).

Os habitats físicos foram avaliados concomitantemente ao biomonitoramento, utilizando um protocolo de caracterização rápida que avalia o am-

Tabela 2 - Resultados do monitoramento temporal dos parâmetros físico e químicos de qualidade de água em cada campanha no córrego Baleares.

Fase	Data	Estação	T (ºC)	pH	OD (mg/L)	P-tot (mg/L)	N-tot (mg/L)	Cond (µS/cm)	Turb (UNT)
Pré-restauração	Set/03	Seca	24,0	6,8	0,5	5,400	23,80	530	120,0
	Fev/04	Chuva	24,0	7,2	2,0	2,900	43,30	660	120,0
	Mai/04	Seca	24,2	7,4	1,6	3,700	47,80	560	80,0
	Set/04	Seca	22,0	7,3	0,5	2,100	41,30	630	85,0
	Fev/05	Chuva	24,0	7,4	1,5	0,646	26,20	460	81,0
	Mai/05	Seca	22,0	7,3	1,5	2,840	31,30	530	70,0
	Ago/05	Seca	21,8	7,2	2,9	1,672	3,90	738	130,0
	Nov/05	Chuva	25,2	7,5	3,6	2,734	2,10	483	188,0
	Fev/06	Chuva	25,3	7,4	1,3	2,757	29,20	620	360,0
	Mai/06	Seca	25,5	7,1	1,0	2,273	22,30	529	257,0
	Ago/06	Seca	32,1	7,3	0,5	4,415	14,00	623	460,0
	Nov/06	Chuva	25,0	7,0	0,6	1,159	3,70	650	–
Média ± Erro Padrão			24,6 ± 0,8	7,2 ± 0,1	1,5 ± 0,3	2,7 ± 0,4	24,1 ± 4,5	584,4 ± 23,6	177,4 ± 37,3
Pós-restauração	Fev/08	Chuva	25,9	7,5	7,6	0,453	0,06	133	9,3
	Mai/08	Seca	23,9	7,2	9,0	0,066	0,06	528	3,6
	Ago/08	Seca	23,6	7,2	7,6	0,162	0,06	248	4,4
	Nov/08	Chuva	24,8	7,2	8,1	0,011	0,05	541	131,0
	Fev/09	Chuva	25,1	7,3	6,7	0,051	0,13	504	1,2
	Ago/09	Seca	22,4	6,5	6,9	0,706	1,41	609	11,4
	Nov/09	Chuva	23,7	7,13	6,0	0,068	0,09	418	11,2
Média ± Erro Padrão			24,2 ± 0,4	7,2 ± 0,1	7,4 ± 0,4	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,2	425,9 ± 65,6	24,6 ± 17,8
Limite Resolução CONAMA 357/05		Classe 1	-	6 a 9	6	2,7	0,1	-	40
		Classe 2	-	6 a 9	5	2,7	0,15	-	100
		Classe 3	-	6 a 9	4	-	0,15	-	100

Legenda: T - Temperatura da água; OD - Oxigênio Dissolvido; P-tot - Fósforo Total; N-tot - Nitrogênio Total; Cond - Condutividade Elétrica; Turb - Turbidez.

biente aquático e as características de seu entorno. A avaliação baseou-se em um conjunto de parâmetros ambientais pontuados de zero a quatro (referentes ao uso e ocupação do solo no entorno e às características aparentes da água); e de zero a cinco (condições de fluxo e substrato que condicionam os habitats físicos para a biota aquática). O protocolo é sintetizado em uma pontuação final que reflete o nível de preservação das condições geoecológicas do trecho estudado, onde 0-40 representa os trechos "impactados", 41-60 os trechos "alterados", e acima de 61 os trechos "naturais" (Callisto *et al.*, 2002). Neste estudo, a avaliação contabilizou a situação predominante de cada parâmetro na fase pré-restauração e pós-restauração, considerando se houve melhora, piora ou estabilidade de condições geoecológicas.

RESULTADOS

Qualidade de Água

A qualidade d'água na bacia do córrego Baleares apresentou melhora na fase pós-restauração, em relação à situação impactada (Tabela 2).

Os resultados mostram que a temperatura das águas não apresentou variações significativas ($p > 0,05$) entre as fases pré-restauração e pós-restauração. As menores temperaturas ocorreram nos meses mais frios do ano, maio e agosto, excetuando-se agosto de 2006.

O pH apresentou valores médios entre 6,5 e 7,5, sem variação significativa entre as fases pré-restauração e pós-restauração ($p > 0,05$).

Foi observado aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD): a fase pré-restauração apresentava valores abaixo de 3,6 mg/L e, após a restauração, as concentrações aumentaram para valores acima de 6 mg/L, denotando uma melhora significativa ($t = -12,6$; $p < 0,01$). Nesta fase, todas as amostras atenderam a Classe 1 da Legislação Ambiental Brasileira (CONAMA 357/2005).

Também observou-se a diminuição na concentração dos nutrientes Nitrogênio-total (N-total) e Fósforo-total (P-total). Os teores de N-total foram registrados acima de 14 mg/L antes da restauração, com a exceção das leituras realizadas em agosto de 2005, novembro de 2005 e agosto de 2006 (2,9 mg/L, 3,1 mg/L e 2,7 mg/L, respectivamente). Após a restauração, as concentrações observadas foram inferiores aos valores iniciais: abaixo de 1,41 mg/L. A diminuição nas médias antes e após a restauração foram significativas ($t = 3,95$, $p < 0,01$). Anteriormente, as concentrações estavam bem acima do limite legal, mas, após a restauração, todos os valores estão em conformidade.

As análises de P-total apresentaram, na fase pré-restauração, concentrações acima do limite da Resolução CONAMA 357/2005, com valores acima de 1,1 mg/L, exceto em fevereiro de 2005. Após a restauração houve mudança significativa ($t = 4,85$, $p < 0,01$), com valores abaixo de 0,7 mg/L.

Os valores de turbidez foram também significativamente distintos ($t = 2,96$, $p < 0,01$): na fase pré-restauração, valores entre 70 e 460 UTN, enquanto na fase pós-restauração houve diminuição para abaixo de 12 UTN, com exceção da coleta realizada em novembro de 2008, cujo valor ficou acima do permitido (131 UTN).

Os valores de condutividade elétrica foram, em geral, acima de 400 µS/cm. Entretanto, notou-se na fase pós-restauração uma queda significativa na concentração média ($t = 2,7$, $p < 0,05$).

Biomonitoramento de Macroinvertebrados Bentônicos

Foram identificadas 13 famílias de insetos (10 Diptera; 2 Coleoptera e 1 Ephemeroptera) além de Oligochaeta. Estes estão elencados na ordem decrescente em relação ao grau de tolerância ao impacto antropogênico (Tabela 3). No geral, o Córrego Baleares apresentou baixa riqueza taxonômica em ambas as fases; entretanto, a maior riqueza (9) foi encontrada após a restauração.

Na fase pré-restauração, entre os táxons da classe Insecta apenas indivíduos da ordem Diptera foram coletados. Na fase pós-restauração houve o acréscimo de dois táxons de insetos: Ephemeroptera e Coleoptera. Os grupos Oligochaeta e Chironomidae foram coletados em todas as campanhas. A família Psychodidae ocorreu em todas as coletas na fase pré-restauração, entretanto, em apenas três na fase pós-restauração. Estes três grupos são os mais tolerantes à poluição orgânica. A família Ceratopogonidae foi encontrada em algumas coletas, em ambas as fases, enquanto Dolichopodidae e Tabanidae foram coletadas uma vez em cada fase. As famílias Culicidae e Ephydridae foram coletadas em uma amostra na fase pré-restauração, enquanto Muscidae, em duas amostras, também nesta fase.

Na fase pós-restauração houve acréscimo de táxons, e todos relativamente menos tolerantes à poluição orgânica em relação aos presentes anteriormente: Empidae em quatro coletas, Simuliidae em três, Hydrophilidae em duas, Elmidae e Baetidae em uma amostra.

Habitats Físicos

Dos 22 parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização rápida de condições ecológicas nos trechos da bacia do córrego Baleares, 3 pioraram, 9 ficaram estáveis e 10 melhoram (Tabela 4). Houve melhora na fase pós-restauração em relação à fase impactada, considerando-se o somatório dos parâmetros (Figura 3).

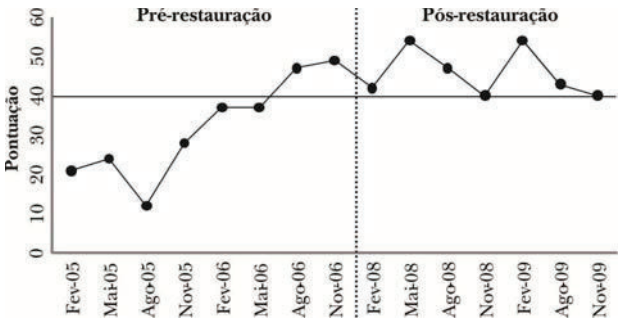

Figura 3 - Resultado da pontuação final do protocolo de avaliação de habitats físicos.

Tabela 3 – Resultados do biomonitoramento de comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água em cada campanha no córrego Baleares.

Fase	Pré-restauração								Pós-restauração						
Data	Fev-05	Mai-05	Ago-05	Nov-05	Fev-06	Mai-06	Ago-06	Nov-06	Fev-08	Mai-08	Ago-08	Nov-08	Fev-09	Ago-09	Nov-09
Oligochaeta	xx	xxx	xx	xx	x	xx	xxx	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xxx	xxx
Diptera															
Psychodidae	xxx	xxx	xxx	xx	xx	xxxx	xxx	xxxx	xx	x	x	-	-	-	x
Culicidae	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-		-
Chironomidae	xxx	xxxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxxx	xxxx	xxxx	xx	xxx	xxxx
Tabanidae	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-
Ephydridae	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Ceratopogonidae	x	x	-	x	x	x	-	x	x	xxx	x	x	-	-	x
Muscidae	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Dolichopodidae	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	x
Empididae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x
Simuliidae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	xx	xx	x	-	xx
Ephemeroptera															
Baetidae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	xx
Coleoptera															
Elmidae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
Hydrophilidae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	xx	xxx
Riqueza	4	4	3	4	4	4	6	7	4	4	3	5	4	5	9

Legenda: (x) - entre 1 e 50 indivíduos coletados; (xx) entre 51 e 200; (xxx) entre 201 e 1000; (xxxx) acima de 1000. * Novos táxons encontrados após a restauração.

Tabela 4 – Resultados do monitoramento de habitats físicos nas fases pré-restauração e pós-restauração no córrego Baleares.

Parâmetro avaliado*	Pré-restauração***	Pós-restauração***	Parametro avaliado**	Pré-restauração***	Pós-restauração***
Uso do solo	0	0	Diversidade do substrato	0	2
Erosão de margens	2	0	Extensão das corredeiras	2	3
Distúrbios humanos	2	2	Frequencia das corredeiras	3	3
Cobertura vegetal no leito	4	0	Cobertura do fundo	0	0
			Imersão do sedimento	5	2
Odor da água	2	4	Deposição de sedimento	0	2
Oleosidade da água	2	4	Alterações no canal	0	0
Transparência da água	0	4	Tipo de fluxo	2	2
Odor do sedimento	2	4	Proteção natural das margens	0	0
Oleosidade do sedimento	2	4	Estabilidade das margens	2	2
			Extensão da mata ciliar	0	0
Tamanho do substrato	0	4	Presença de macrófitas	0	3

Legenda: * Pontuação possível entre alterado e natural: 0, 2 ou 4; ** Pontuação possível entre alterado e natural: 0, 2, 3 ou 5; *** Pontuação predominante na fase.

DISCUSSÃO

Os resultados obtidos indicam uma sensível melhora da qualidade ambiental do córrego Baleares após a restauração, principalmente em relação à qualidade de água.

A melhora acentuada nos valores de OD, N-total e P-total também foi encontrada por Ruley & Rusch (2002), quando descreveram a situação de restauração e retirada da carga orgânica no Lago City Park, em Baton Rouge, Luisiana (EUA). Colangelo (2007), no contexto pós-restauração do rio Kissimmee (Flórida, EUA) também encontrou melhora acentuada nas concentrações médias de oxigênio dissolvido. Reduções do P-total também foram encontradas por Charbonneau & Resh (1992) ao avaliar o projeto de restauração do córrego Strawberry, em Berkeley, Califórnia (EUA). Os resultados atualmente encontrados no córrego Baleares demonstram que as águas podem ser utilizadas para consumo humano após tratamento simples, irrigação e recreação de contato primário, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005).

A coleta dos efluentes tem um efeito ambiental positivo e é claramente perceptível no aspecto da água (cor, odor, etc.) e nos principais parâmetros indicadores de poluição orgânica (OD, N-Total e P-Total). Entretanto, dentre estes, os resultado mais expressivos são de OD, que atualmente apresentam valores em conformidade com a Classe 1 da Legislação Ambiental Brasileira, e segundo vários especialistas em recursos hídricos, é o indicador de qualidade hídrica mais valorizado no contexto brasileiro (Magalhães Jr., 2003).

Os valores de turbidez foram menores na fase pós-restauração e indicam o aumento na transparência da água, assim como os encontrados por Charbonneau & Resh (1992) no córrego Strawberry. No Brasil valores de condutividade acima de 100 µS/cm denotam poluição hídrica associada a áreas urbanizadas (CETESB, 2005), o que dificulta que este parâmetro diminua a níveis considerados naturais.

Os menores valores de riqueza taxonômica de macroinvertebrados foram observados na fase pré-restauração. Charbonneau & Resh (1992) encontraram o aumento na riqueza no córrego Strawberry, quatro anos após a restauração. Em uma avaliação após dois anos da implantação do projeto no córrego Accotink, em Fairfax, Virginia, Selvakumar *et al.* (2010) também não encontraram incremento na riqueza. Da mesma forma, Suren & McMurtrie (2005) ao estudarem a restauração de bacias urbanas na Nova Zelândia, mesmo passados cinco anos, continuaram encontrando uma comunidade com baixa riqueza. Em áreas urbanas a diversidade normalmente é menor, além de seus habitats estarem isolados das áreas mais ricas (Angold *et al.*, 2006). Ao estudar a restauração de cinco bacias urbanas sob variados graus de urbanização, Suren & McMurtrie (2005) constataram que as bacias com taxas de urbanização acima de 80% não apresentaram incremento de organismos intolerantes, fato ocorrido nas bacias menos urbanizadas. No córrego Baleares a área urbana de Belo Horizonte é uma barreira e a grande distância entre o córrego e áreas onde ocorram espécies mais sensíveis, dificultará o incremento na assembléia de macroinvertebrados bentônicos por organismos sensíveis à poluição. Neste sentido, a melhora na qualidade ambiental pode ser representada pela presença de táxons menos tolerantes dentro da comunidade, resultado que também foi observado por Suren & McMurtrie (2005).

Em relação à melhora nos habitats físicos fluviais, vários estudos apontam como um importante aspecto na restauração ecológica de cursos d'água (Riley, 1998; Benhardt *et al.*, 2005; Booth, 2005). Neste caso, a melhora observada permite classificar o córrego em um nível de pressão intermediária ao invés de impactada após a restauração (Callisto *et al.*, 2002), devido, sobretudo, à melhora da qualidade hídrica após a retirada dos efluentes. Contudo, os parâmetros ligados às condições do sedimento, fluxo e margens também apresentam bons resultados, e neste caso, a melhora dos ambientes fluviais poderá favorecer a assembléia de macroinvertebrados bentônicos. Ressalta-se que alguns parâmetros relacionados ao entorno ou ao regime hidrológico, naturalmente, não poderiam sofrer grandes alterações, como foi observado, devido à característica urbana do Córrego Baleares.

CONCLUSÕES

A restauração de rios urbanos no Brasil é tecnicamente e ambientalmente viável, e deve ser incentivada, conforme o exemplo exposto. Este arcabouço criado neste artigo pode embasar futuras intervenções em outros centros urbanos.

A manutenção do fundo de vale em leito não canalizado permite a implantação da intervenção que melhor simule as características naturais de

um corpo d'água, mesmo que diante de uma situação antropizada. Nas bacias menores em Belo Horizonte essa situação é uma realidade, pois na maioria delas não existem intervenções com estruturas artificiais. Em grandes bacias, nas quais já existem estes tipos de intervenções estruturais (por exemplo: canais, avenidas), a sua remoção ou a relocação do sistema viário ainda não é financeiramente viável no contexto econômico brasileiro.

Deve-se enfatizar que as condições naturais observadas antes da urbanização raramente são alcançadas nos países desenvolvidos. A requalificação dos ambientes fluviais é uma meta necessária nos processos de gestão de recursos hídricos, pois além da disponibilidade financeira, as condições ambientais atuais não permitem a reconstrução dos sistemas fluviais como na configuração original.

Para a realidade brasileira, sugere-se que a restauração dos rios urbanos contemple a implantação de um sistema de drenagem sustentável adaptando-o à cada bacia hidrográfica urbana. O ideal é propiciar aos cursos d'água condições ambientais mais próximas da situação natural, como a permeabilidade da planície e do leito, condições diversificadas de habitats fluviais e de oxigenação para as comunidades aquáticas, além do gerenciamento dos efluentes e resíduos na bacia.

Dentro do atual contexto brasileiro, a restauração de rios urbanos também deve contemplar ações de saneamento e relocação de famílias das áreas irregulares. Estas ações devem ser, entretanto, sustentadas pelas intervenções físicas, muitas das quais baseadas no modelo dos países desenvolvidos. Em um segundo momento, soluções eco-morfológicas devem ser implementadas para que a restauração da integridade ecológica também possa ser alcançada no futuro.

AGRADECIMENTOS

Esta pesquisa foi desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFMG. Agradecemos ao apoio da CAPES com o auxílio da bolsa de mestrado de Diego Macedo; às sugestões do Biólogo Carlos B.M. Alves no texto e do Professor Robert Hughes no abstract; ao Projeto Switch pelo apoio científico; ao CNPq, FAPEMIG e ao Projeto Manuelzão/UFMG pelo apoio institucional e financiamentos.

REFERENCIAS

ANGOLD, P.G., SADLER J.P., HILL M.O., PULLIN A., RUSHTON S., AUSTIN K., SMALL E., WOOD B., WADSWORTH R., SANDERSON R. & THOMPSON, K. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. Science of the Total Environment 360:196-204.

AUGUSTO, L.S., SANTOS, A.D., CHAGAS, D.A. & RODRIGUES, E.A. (2007). O Córrego Tremembé pede ajuda: possibilidades e limites da renaturalização de rios urbanos. IF Série Registros 31:77-81.

BARROS, M.T.L., PORTO, M.F.A., PELLEGRINO, P., BRANDÃO, J.L.B., ONO, S. & ROS, D.A. (2007). Renaturalização de pequenas bacias hidrográficas brasileiras: questões para reflexão. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17 (pp. 1-17). São Paulo, SP: ABRH.

BERGHUSEN, L. (2004). Evaluation stream restoration and bioengineering pratices in the Chicago Wilderness Region. CW Journal 2(1):5-11.

BERNHARDT, E.S. & PALMER, M.A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. Freshwater Biology 52(4):738-751.

BERNHARDT, E.S., PALMER, M.A., ALLAN, J.D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C., FOLLSTAD-SHAH, J., GALAT, D., GLOSS, S., GOODWIN, P., HART, D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KATZ, S., KONDOLF, G.M., LAKE, P.S., LAVE, R., MEYER, J.L., O'DONNELL, T.K., PAGANO, L., POWELL, B. & SUDDUTH, E. (2005). Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. Science 308(5277):636-637.

BOOTH, D. (2005) Chalneges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America. Journal of the Nort American Benthological Society 24(3):724-737.

BOOTH, D., KARR, J.R., SCHAUMAN, S., KONRAD, C.P., MORLEY, S.A., LARSON, M.G. & BURGES, S.J. (2004). Reviving urban streams: land use, hidrology, biology and human behavior. Journal of the American Water Resources Association 40(5):1351-1364.

BRASIL (2005). Resolução nº 357 do Conseho Nacional de Meio-Ambiente, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. In: Diário Oficial da União. Brasília, DF.

BROCANELI, P.F. & STUERMER, M.M. (2008). Renaturalização de Rios e Córregos no Município de São Paulo. Exacta 6(1):147-156.

BROWN K.B. (2000). Urban stream restoration practices: an initial assessment. Center for Watershed Protection, Ellicott City, Maryland. 7p. (Disponível em: http://www.cwp.org/stream_restoration.pdf).

CALLISTO, M,. FERREIRA, W.R., MORENO, P., 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 Limnologica Brasiliensia 14(1):91-98.

CASAGRANDE, D.G. (1997). The human component on urban wetland restoration. In: Casagrande, D.G. (ed.) Restoration of an urban salt marsh: an interdisciplinary approach (pp. 245-270). New Haven, Connecticut: Yale School of Forestry and Environmental Studies.

CASTELNOU, A.M.N (2006). Parques Urbanos de Curitiba: de Espaços de Lazer a Objetos de Consumo. Cadernos de Arquitetura e Urbanismo 13(14):53-73.

CETESB – COMPANHIA TECNOLÓGICA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2005). Relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo 2004. São Paulo, SP: Cetesb. 307p.

CHARBONNEAU, R. & RESH, V. H (1992). Strawberry Creek on the University of California, Berkeley campus: a case history of urban stream restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 2:293–307.

COLANGELO, D.J. (2007). Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, USA. Freshwater Biology 52(3):459-470.

COSTA, G.M & COSTA, H.S.M. (2007). Urban policy and institutional change in Belo Horizonte. In: SWITCH Scientific Meeting, 1 (pp. 1-7). Birmingham, UK: Europe Union, Unesco & University of Birmingham.

FRIBERG, N., KRONVANG, B., HANSEN, H.O. & SVENDSEN, L.M. (1998). Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem 8(1):87-99.

GREGORY, K.R. (2006). The human role in changing river channels. Geomorphology 79:172-191.

GORTZ, P. (1998). Effects of stream restoration on the macroinvertebrate community in the River Esrom, Denmark. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 8:115-130.

HELFIELD, J.M. & DIAMOND, M.L. (1997). Use constructed wetlands for urban stream restoration: a critical analysis. Environmental Management 21(3):329-341.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002). Censo Demográfico 2000: agregado por Setores Censitários dos resultados do universo. Rio de Janiero, RJ: IBGE.

JUNQUEIRA, V.M., 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 Limnologica Brasiliensia 12(1):73-87.

KONDOLF, G.M. & MICHELI, E.R. (1995). Evaluating stream restoration projects. Environmental Management 19(1):1-15.

LEVELL, A.P. & CHANG, H. (2008). Monitoring the channel process of a stream restoration project in an urbanizing watershed: a case study of Kelley Creek, Oregon, USA. River Research and Applications 24:169-182.

LIMEIRA, M.C.M, SILVA, T.C. & CANDIDO, G.A. (2010). Gestão Adaptativa e Sustentável para a Restauração de Rios: Parte I - Enfoques Teóricos sobre Capacitação Social. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 15(1):17-26.

MACEDO, D.R. & MAGALHÃES JR. A.P. (2010). Evaluation urban stream restoration project through water quality analysis and survey of the neighbourhood residents. In: International Conference Sustenaible Techniques and Strategies in Urban Water Management, 7 (pp. 1-9). Lyon, France: Graie.

MAGALHÃES JR., A.P (2003). Os indicadores como instrumentos potenciais de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil: Resultados de um painel de especialistas. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 8(4):49-68.

MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Iowa: Kendall & Hunt Publishing Company. 862p. 3rd ed.

NIEZGODA, S.L. & JOHNSON, P.A. (2005). Improving the urban stream restoration effort: identifying critical form and processes relationships. Environmental Management 35(5):579–592.

NOLAN, P.A. & GUTHRIE, N. (1998). River rehabilitation in an urban environment: examples from the Mersey Basin, North West England. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 8:685-700.

PALMER, M., ALLAN, J.D., MEYER, J. & BERNHARDT, E.S. (2007). River restoration in the Twenty-First Century: data and experiential knowledge to inform future efforts. Restoration Ecology 15(3):472-481.

PBH – PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE (2003). Relatório de viabilidade sócio-ambiental do Programa Drenurbs. Belo Horizonte, MG: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, Secretaria Municipal de Política Urbana. 77p.

PURCELL, A.H., FRIEDRICH, C. & RESH, V.H. (2002). An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California. Restoration Ecology 10(4):685-694.

RILEY, A.L. (1998). Restoring streams in cities: a guide for planners, policy makers, and citizens. Washington, DC: Island Press. 423p.

RULEY, J.E. & RUSCH, K.A. (2002). An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. Ecological Engineering 19(4):265-280.

SCHAICH, H. (2009). Local residents' perceptions of floodplain restoration measures in Luxembourg's Syr Valley. Landscape and Urban Planning 93:20-30.

SCHOLZ, G., VAN LAARHOVEN, J., PHIPPS, L., FAVIER, D. & RIXON, S. (2002). Managing for river health: integrating watercourse and community participation. Water Science and Technology 45(11):209-213.

SEAR, D.A., BRIGG S,A. & BROOKE S,A. (1998). A preliminary analysis of the morphological adjustment within and downstream of a lowland river subject to river restoration. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 8:167-183.

SELVAKUMAR, A., O'CONNOR, T.P. & STRUCK, S.D. (2010). Role of Stream Restoration on Improving Benthic Macroinvertebrates and In-Stream Water Quality in an Urban Watershed: Case Study. Journal of Environmental Engineering 136:127-139.

SUREN, A.M. & McMURTRIE, S. (2005). Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities. River Research and Applications 21:439-453.

TASCHNER, S.P. (2006). Degradação ambiental em favelas de São Paulo. In: TORRES, H. & COSTA, H. (orgs.) População e Meio Ambiente: Debates e Desafios (pp. 271-297). São Paulo, SP: Editora Senac. 2ª ed.

VON SPERLING, M. (1995). Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte, MG: DESA & UFMG. 240p.

WADE, P.M., LARGE, A.R.G. & DE WALL, L.C. (1998). Rehabilitation of degraded river habitat: an introduction. In: de Wall, L.C., Large, A.R.G. & Wade, P.M. (eds.) Rehabilitation of rives: principles and implementation (pp. 1-10). Chichester, UK: John Wiley & Sons.

WALSH, C.J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. Hydrobiologia 431:107-114.

Urban River Restoration: Prospects for the current Brazilian Situation

ABSTRACT

Urban river restoration is a recent approach in Brazil, but it has been developed for at least 30 years in over-developed countries like the USA, UK, Germany and Australia. As in those nations, river restoration is a great challenge in Brazil, because the main uses of urban rivers have been storm water discharge, sewage removal and transportation systems. The article reviews this topic and presents a case study from Belo Horizonte, MG, Brazil. This study show how new solutions for macro-urban drainage, supported by the perspective of stream restoration, were implemented in an urban stream with considerable success. The results show that integrating storm water drainage and water quality improvement to Class 2 are technically feasible in Brazil. In Brazil, as elsewhere, urban stream restoration should focus on proper management of sewage, relocating families from areas prone to erosion and flooding, and non-structural interventions such as linear parks.

Keywords: water courses, environmental management, sustainable urban drainage, watershed management.