

Estabelecimento do Regime de Vazões Ecológicas no Rio Formoso/MG com base em Espécies Neotropicais

Hugo Alexandre Soares Guedes

Universidade Federal de Pelotas, Departamento de Engenharia Civil. *hugo.guedes@ufpel.edu.br*

Demetrius David da Silva

Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola. *demetrius@ufv.br*

Jorge Abdala Dergam

Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia. *jdergam@gmail.com*

Abrahão Alexandre Alden Elesbon

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, Unidade Colatina. *abrahaoelesbon@gmail.com*

Recebido: 06/09/13 - Revisado: 18/11/14 - Aceito: 21/05/14

RESUMO

*Objetivou-se, neste trabalho, estabelecer o regime de vazões ecológicas em trecho de 1 km de extensão no rio Formoso/MG considerando três espécies neotropicais. A simulação de habitats disponíveis e a sua relação com as vazões no rio Formoso foram realizadas utilizando-se o modelo hidrodinâmico River2D. Foram quantificadas, in situ, diversas variáveis hidráulicas, hidrológicas e biológicas em quatro campanhas de campo, sendo demarcadas três seções transversais do rio Formoso, equidistantes de 500 metros, nas quais foram realizadas coletas de dados de velocidade, profundidade, vazão, cobertura e substrato, além de inventariar a composição taxonômica da ictiofauna no rio. As espécies neotropicais *Hypostomus auroguttatus* (cascudo), *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) e *Leporinus mormyrops* (timburé) foram consideradas, por meio de uma consulta a especialistas, bioindicadoras da qualidade do ecossistema aquático. O regime de vazões ecológicas no trecho estudado no rio Formoso variou entre 2,70 a 4,99 m³ s⁻¹, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente. A metodologia utilizada para obtenção do regime de vazões ecológicas no rio Formoso apresenta potencial para se transformar em ferramenta importante na tomada de decisão no processo de gestão e planejamento sustentável dos recursos hídricos.*

Palavras Chave: Ecohidrologia. River2D. SPU. Habitat. Recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

Os rios possuem importância fundamental na manutenção dos ecossistemas ribeirinhos e das comunidades humanas. Globalmente, no entanto, esses corpos hídricos foram severamente impactados por uma variedade de atividades humanas que resultou na perda de muitas das funções do seu ecossistema original (BEECHIE et al., 2010).

A região neotropical, segundo Agostinho et al. (2005), na qual o Brasil encontra-se inserido, abrange as Américas do Sul e Central. De acordo com os autores, a fauna de peixes de água doce nessa região representa 13% da biodiversidade total dos vertebrados, e vem, ao longo dos anos, sendo impactada por diversas atividades poluidoras (ZUO et al., 2012). Consequentemente, segundo Santos et al. (2007), várias espécies vêm apresentando redução acentuada em suas populações.

Por possuírem características completamente distintas das espécies encontradas no hemisfério norte (BROWN; PASTERNAK, 2009), os peixes neotropicais demandam um estudo específico, visando manter a integridade ecológica dos rios tropicais e de sua biota (ABILHOA et al., 2010).

De acordo com Katopodis (2005), a engenharia propõe soluções como passagens de peixes, revitalização de córregos e manejo de vazão ecológica. No entanto, estas soluções dependem da compreensão do funcionamento físico, ecológico e biológico do sistema natural.

O conceito de vazões ecológicas é proposto para conciliar as demandas dos usuários dos recursos hídricos com a necessidade de conservação do ecossistema aquático, sendo um processo necessário para manter os ecossistemas fluviais sustentáveis (WANG et al., 2013). A vazão ecológica pode ser definida como a quantidade de água a ser mantida no rio de forma a assegurar a manutenção e a conservação dos ecossistemas aquáticos naturais, mantendo o equilíbrio entre as demandas antrópicas e a perda de diversidade genética das espécies envolvidas.

De acordo com Collischonn et al. (2005), a vazão ecológica deve ser analisada conforme a sua variabilidade sazonal, sendo necessário determinar o regime mensal de vazões a ser mantido no curso d'água de forma a assegurar a biodiversidade aquática. Em termos de gestão de recursos hídricos no Brasil, os fatores bióticos são pouco considerados nos processos hidrológicos, sendo a preocupação focada no manejo fluvial

quantitativo.

A literatura científica internacional na área de recursos hídricos inclui uma grande variedade de artigos que descrevem pesquisas realizadas para determinar o regime de vazões ecológicas em rios, seja para estudar uma determinada espécie em extinção, seja para prever cenários diversos causados por barragens (RENÖFÄLT et al., 2010; LEE et al., 2010).

De acordo com Tharme (2003) existem 207 métodos, adotados em 44 países, para a avaliação da vazão ecológica. Esses métodos são agrupados em quatro categorias: hidrológicos, hidráulicos, classificação de habitats e holísticos. Dentre estas categorias, os métodos de classificação de habitats podem ser considerados como um dos mais completos em termos de consideração de aspectos ambientais (BENETTI et al., 2003), uma vez que contemplam várias etapas, iniciando-se com uma identificação das características físicas e ambientais do local em estudo, passando por um plano de estudo elaborado por uma equipe multidisciplinar, chegando até a análise de diferentes alternativas antes da tomada de decisão. (COLLISCHONN et al., 2005).

Devido à complexidade em aplicar os métodos de classificação de habitat, o desenvolvimento de modelos matemáticos para sistemas de suporte à decisão tem sido uma importante ferramenta para testar cenários alternativos e implementar metodologias ecoidrológicas visando à gestão sustentável do uso da água e dos ecossistemas (ZALEWSKY, 2010).

Desse modo, os avanços na modelagem ecológica de rios têm proporcionado ferramentas para representar as complexas interações entre as populações de peixes e seus habitats, buscando relacionar as diversas características de um trecho de rio, tais como velocidade, profundidade, cobertura vegetal e substrato com as aptidões de habitat para uma espécie ou para um grupo de espécies (BOAVIDA et al., 2010).

Marsili e Libelli et al. (2013) propuseram uma ferramenta integrada por meio de uma lógica fuzzy para avaliar a aptidão de habitat de peixes com base em parâmetros hidráulicos e de qualidade de água. Após aplicarem a metodologia desenvolvida em dois rios na região central da Itália, considerando duas espécies nativas de peixes, os autores concluíram que há um ganho de informação comparado com o método de classificação de habitat IFIM (Instream Flow Incremental Methodology) principalmente se os estudos forem implementados em grandes escalas espaciais, o que pode ser útil na tomada de decisões em grandes bacias hidrográficas. Jalón e Gortázar (2007) estudaram as populações de salmão na costa norte da Espanha utilizando a metodologia de classificação de habitat IFIM e o modelo hidráulico bidimensional River2D. Com o objetivo de avaliar o habitat sob diferentes condições de vazões ecológicas, os autores concluíram que o habitat mais favorável para a população de salmão adulto ocorria com a vazão igual a $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

A metodologia IFIM baseia-se no princípio de que a distribuição longitudinal e lateral dos organismos aquáticos é determinada, entre outros fatores, pelas características hidráulicas, estruturais e morfológicas dos cursos d'água. Cada organismo tende a selecionar as condições que lhe são mais favoráveis no ambiente aquático, correspondendo a cada variável de micro-habitat (velocidade, profundidade, substrato e tipo de cobertura)

um grau de preferência, que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (ALVES, 1993).

No Brasil, apesar das crescentes pressões sobre os recursos hídricos e os ecossistemas associados, o conceito de vazões ecológicas permanece incipiente. Apesar de alguns estudos recentes (SANTOS et al., 2009; GOMES, 2011), o que se faz é preencher essa carência com conceitos hidrológicos, definindo características essenciais às vazões ecológicas enquanto avança-se o entendimento dos processos ecológicos. Os fatores bióticos são pouco considerados nos processos hidrológicos, sendo a preocupação focada no manejo inadequado das quantidades de água e na extinção das espécies (COLLISCHONN et al., 2005).

Faltam trabalhos práticos de determinação do regime de vazões ecológicas ficando somente na utopia de se alcançar vazões sustentáveis para o ecossistema aquático. Assim, a importância deste trabalho é indiscutível no panorama nacional, pretendendo se transformar em ferramenta fundamental para a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Diante do exposto, este trabalho objetivou estabelecer o regime de vazões ecológicas em um trecho do rio Formoso/MG considerando três espécies neotropicais.

MATERIAL E MÉTODOS

Localização da área de estudo

O estudo foi realizado no rio Formoso, afluente da margem direita do rio Pomba, situado na região oeste da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, região sudeste do Brasil, entre os paralelos $21^{\circ}18'$ e $21^{\circ}27'$ Sul e os meridianos $43^{\circ}10'$ e $43^{\circ}38'$ Oeste (Figura 1). Considerando as sinuosidades e meandros o rio apresenta comprimento total de 76,7 km.

A região específica de estudo, com área de contribuição igual a $180,7 \text{ km}^2$, localiza-se nas porções íngremes do relevo na bacia, próximo ao município mineiro de Conceição do Formoso, distrito do município mineiro de Santos Dumont, e possui áreas mais preservadas com a presença de mata ciliar e condições naturais, ou seja, sem a presença de urbanização.

Modelo River2D

O modelo River2D, desenvolvido na Universidade de Alberta – Canadá, é utilizado para estudar os efeitos das alterações de vazões sobre o ecossistema aquático. Consiste em um modelo hidrodinâmico bidimensional hidráulico e de habitat, desenvolvido especificamente para uso em rios e córregos naturais (STEFFLER; BLACKBURN, 2002).

O River2D foi escolhido para o estudo de vazões ecológicas no rio Formoso por ser eficaz na simulação de fenômenos espacialmente distribuídos, tais como aptidão de habitat para peixes (LEE et al., 2010).

O componente de habitat do modelo é fundamentado no conceito de Superfície Ponderada Utilizável – SPU (Bovee, 1982), conceito utilizado no método IFIM. A SPU é a quantidade de habitat físico disponível, expressa em m^2 por quilômetro linear do curso d'água, para as espécies de peixe consideradas no

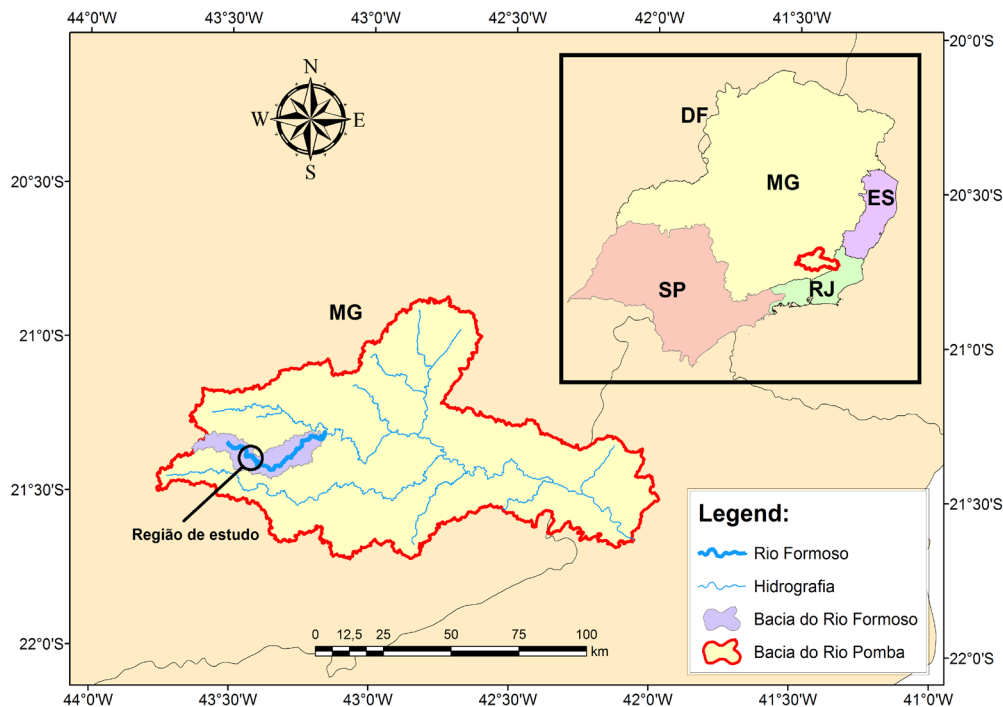


Figura 1 – Localização ilustrativa da bacia hidrográfica do rio Formoso, em relação à bacia hidrográfica do rio Pomba, e a região de estudo

estudo, considerando diferentes vazões simuladas (Equação 1).

$$SPU = \sum_{i=1}^n [f(V_i, P_i, S_i) A_i] \quad (1)$$

em que, A_i é a área do trecho do curso d'água em cada célula i [L^2]; V_i é a velocidade em cada célula [LT^{-1}]; P_i é a profundidade em cada célula [L]; S_i é a rugosidade efetiva (k_s) do substrato em cada célula [L]; e $f(V_i, P_i, S_i)$ é o índice de aptidão combinado para a área A_i [L].

O trecho de estudo foi discretizado com base no método dos Elementos Finitos, formando as diversas células no curso d'água (STEFFLER; BLACKBURN, 2002). Para cada célula foi calculada por meio da média geométrica a SPU, onde foi necessário determinar informações de velocidade, profundidade e índice de canal (informações de substrato - diferentes tipos de sedimentos no fundo do rio; e cobertura - diferentes tipos de habitat), juntamente com as Curvas de Aptidão de Habitat para cada espécie de peixe considerada no estudo.

As informações de velocidade, profundidade e índice de canal formam o Índice de Aptidão de Habitat combinado (IAH_{comb}), que varia de 0,0 a 1,0 (Equação 2). Valores de IAH_{comb} próximos à unidade indicam grande aptidão da espécie para a variável analisada e valores de IAH_{comb} próximos a zero indicam baixa aptidão (CHOU; CHUANG, 2011).

$$IAH_{comb} = f(V_i, P_i, S_i) = \sqrt[3]{V_i \cdot P_i \cdot S_i} \quad (2)$$

Como é inviável técnica e financeiramente a execução

de campanhas de campo para determinação dessas variáveis em cada metro linear de rio, as informações pontuais foram espacializadas por meio do método do vizinho mais próximo.

As variáveis de entrada do modelo foram divididas em dois grandes grupos: dados abióticos e bióticos. Os dados abióticos foram representados por variáveis relacionadas com a hidrologia local, como vazão, velocidade, substrato e profundidade, além de serem quantificadas, também, as variações do relevo da área de estudo.

A variável referente aos dados bióticos considerada neste trabalho foi as espécies de peixes neotropicais presentes na região, determinadas em função da sua quantidade e diversidade.

É importante ressaltar que o modelo não fornece os valores de vazão ecológica, e sim da SPU. Por meio do aplicativo Excel®, os valores de SPU foram cruzados com os valores de vazão simulada em uma matriz de otimização visando obter a vazão ecológica.

Atividades de monitoramento

Os dados abióticos e bióticos foram quantificados *in situ* em quatro campanhas de campo no rio Formoso, sendo duas no período seco (Junho de 2011 e Julho de 2012) e duas no período chuvoso (Março de 2011 e Fevereiro de 2012). As vazões medidas no início do trecho monitorado foram: 6,41 $m^3 s^{-1}$ (26/03/2011), 3,62 $m^3 s^{-1}$ (18/06/2011), 6,15 $m^3 s^{-1}$ (11/02/2012) e 3,29 $m^3 s^{-1}$ (07/07/2012).

As campanhas de campo foram realizadas em um

trecho de 1 (um) km de extensão do rio Formoso, onde foram demarcadas três seções transversais equidistantes de 500 metros, nas quais foram determinados os valores de velocidade, profundidade, vazão; identificados diferentes tipos de sedimentos no leito do rio (substrato) e diferentes tipos de habitat (cobertura); além de inventariar a composição taxonômica da ictiofauna da região de estudo.

A velocidade do escoamento foi monitorada durante a primeira, segunda e quarta campanhas de campo utilizando-se um micromolinete hidráulico M1 da SEBA Hydrometrie® nas seções transversais demarcadas. Na terceira campanha de campo, a velocidade foi monitorada por meio de um molinete fluviométrico Newton da Hidromec®. A profundidade do escoamento foi medida por batimetria das seções transversais.

No mês de junho de 2012, característico do período seco na bacia, foi realizado o levantamento topobatimétrico utilizando-se uma Estação Total Topcon GTS 212, sendo demarcado todo o perfil batimétrico em seções transversais de 10x10 metros do trecho em estudo. Demarcaram-se, também, alguns pontos localizados nas margens do curso d'água, com intuito de aumentar as possibilidades de simulações, com o aumento da vazão simulada, no trecho do rio Formoso. Foram rastreados no total 1.578 pontos por meio do GPS geodésico Promark II, permitindo o georreferenciamento do trabalho.

O índice de canal usado na determinação das curvas Índice de Aptidão de Habitat (IAH) é formado pela combinação de códigos pré-estabelecidos entre o substrato e a cobertura, sendo o primeiro número referente ao substrato e o segundo referente à cobertura.

A cobertura do canal foi caracterizada, segundo Pelissari e Sarmiento (2003), como: Ausente (código 0); Submersa (código 1); Aérea (código 2); e Submersa e Aérea (código 3).

A coleta de substrato (sedimento do fundo do rio) foi feita em cada seção transversal demarcada nos trechos em estudo por meio de uma draga Petersen de penetração vertical e capacidade de coleta de 3,20 litros. Os materiais coletados foram encaminhados para o Laboratório de Propriedades Físicas do Solo, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV), para análise da granulometria dos agregados. Os substratos foram assim codificados: Argila (código 1); Silte (código 2); Areia (código 3); Cascalho (código 4); Seixo (código 5); Pedra (código 6); Matacão (código 7); e Leito Rochoso (código 8) (GLAWDEL et al., 2011).

As amostragens de peixes foram feitas nas mesmas seções onde foram determinados o substrato, a velocidade e a profundidade do escoamento, totalizando 24 amostras (seis amostras em cada campanha de campo). Em cada seção de monitoramento foram posicionadas redes de espera no período da tarde e retiradas na manhã seguinte, de modo a ficarem por um período médio de 12 horas, conforme metodologia descrita por Ribeiro e Zuanon (2006).

Foram dispostas em cada seção de monitoramento sete redes de espera com malhas de 0,015; 0,020; 0,025; 0,030; 0,035; 0,040 e 0,050 m, equidistantes de 10 metros a jusante da seção transversal monitorada, de forma a não haver superposição de redes.

Os peixes coletados foram separados por malha de rede

e acondicionados em sacos plásticos furados e rotulados, sendo colocados em tambores com solução de formol a 10%. No final dos experimentos de campo, os peixes foram conduzidos ao Laboratório de Sistemática Molecular Beagle, do Departamento de Biologia Animal - UFV, para dar sequência ao reconhecimento das espécies e da sua fase de vida. A classificação dos táxons foi feita com base em Reis et al. (2003).

Na sequência, elaboraram-se os histogramas de frequência de aptidão para cada espécie neotropical coletada associada às diversas variáveis de micro-habitat (profundidade, velocidade e índice de canal), indicadoras do habitat. As informações de micro-habitat foram divididas em classes de frequência, sendo os valores de aptidão classificados pelo maior valor de preferência, de modo que o índice de aptidão de habitat (IAH) final variasse entre zero até um.

Definiu-se, então, quais espécies seriam utilizadas na determinação da vazão ecológica (espécies bioindicadoras), sendo que, para tal, foi consultada uma equipe formada por especialistas das áreas de biologia, engenharia ambiental, civil e agrícola, de modo a procurar uma solução de compromisso entre várias fases do ciclo de vida (jovem e adulto) e entre várias espécies simultaneamente. A consulta a especialistas com objetivo de determinar as espécies bioindicadoras no trecho analisado foi realizada com base no conhecimento da ocorrência de alguma delas em condições já alteradas por barragens.

Regime de vazões ecológicas

O regime de vazões ecológicas, associado à matriz de otimização de SPU, envolve a definição de uma vazão para cada mês do ano que minimize a redução da área de habitat disponível. Ou seja, quanto maior a SPU maior é a aptidão da espécie para uma determinada vazão simulada. A aplicação dessa técnica consiste na construção de uma matriz para cada mês, sendo que as colunas se referem às vazões e as linhas às espécies consideradas no estudo.

As vazões simuladas foram selecionadas considerando-se porcentagens de 10 a 100% da vazão média mensal, de modo que a vazão ecológica máxima a ser alcançada seria igual à vazão natural do curso d'água. A partir dos IAHs elaborados para cada uma das espécies determinou-se a SPU para as vazões simuladas, cujos valores foram posicionados na matriz.

Analisando-se cada coluna (correspondente a um valor de vazão) selecionou-se o valor mínimo da SPU, registrando-os na última linha da matriz. Esse procedimento teve como objetivo garantir a permanência da espécie neotropical mais vulnerável no trecho de estudo. O maior valor dessas linhas, referentes aos valores mínimos, correspondeu à maximização da área de habitat disponível. Esse processo foi repetido em todos os meses do ano.

No presente estudo adotou-se como parâmetro de determinação da vazão ecológica mensal o valor mínimo da SPU na matriz de otimização por representar a situação mais crítica para determinada espécie em análise, de forma que as demais espécies estariam sendo conservadas no ecossistema aquático. Como consequência tem-se a manutenção e a sustentação dos valores ecológicos a um nível de risco aceitável, sem comprometer as demais espécies.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Espécies neotropicais

As 24 amostras de peixes coletadas resultaram na identificação de 17 espécies neotropicais distintas separadas em quatro ordens, nove famílias e 12 gêneros. Das 17 espécies identificadas, oito foram consideradas não representativas para o estudo de vazões ecológicas, uma vez que apresentaram número reduzido de indivíduos.

A consulta a especialistas, baseada na comparação das características piscícolas com as alterações fluviais causadas pela implantação de barramentos, direcionou para um desmembramento das espécies em três grupos:

I) **Espécies intolerantes:** espécies que possuem baixa resiliência e que tendem a desaparecer independentemente do tipo de intervenção no curso d'água. Fazem parte desse grupo as espécies: *Trachelyopterus striatulus* (cumbaca) e *Leporinus steindachneri* (piauí).

II) **Espécies médio tolerantes:** espécies cujas populações flutuam conforme os valores de vazão, e que podem aparecer ou desaparecer se as vazões forem incompatíveis com a sua biologia. Esse grupo deverá ser alvo de “ajustes” para a vazão ecológica. Fazem parte desse grupo as espécies *Hypostomus auroguttatus* (cascudo), *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) e *Leporinus mormyrops* (timburé).

III) **Espécies tolerantes:** espécies que possuem alta resiliência, independentemente se as vazões no curso d'água são altas ou baixas, não importando o grau de impacto. Fazem parte desse grupo as espécies *Astyanax bimaculatus* (lambari-de-rabo-amarelo), *Astyanax* sp. (lambari), *Geophagus brasiliensis* (cará) e *Hypostomus affinis* (cascudo).

Desse modo, estabeleceu-se que o regime de vazões ecológicas no rio Formoso seria obtido para as espécies neotropicais médio tolerantes, uma vez que existe uma relação de dependência entre a diversidade ecológica das espécies com as características hidráulicas do rio.

Assim, as espécies *Hypostomus auroguttatus*, *Oligosarcus hepsetus* e *Leporinus mormyrops* foram consideradas bioindicadoras do ecossistema aquático na região de estudo. Com exceção da espécie *H. auroguttatus*, as demais espécies médio tolerantes foram analisadas para o estágio de desenvolvimento Adulto, uma vez que não foram coletados indivíduos Juvenis nas quatro campanhas de campo.

Foi coletada uma quantidade maior de indivíduos da espécie *Hypostomus auroguttatus*, *Oligosarcus hepsetus* e *Leporinus mormyrops* nas campanhas de campo referentes aos períodos de estiagem. Por localizar próximo à cabeceira do rio Formoso, o trecho de estudo caracteriza-se por apresentar alta declividade, com baixos valores de profundidades e altos valores de velocidades. A permanência das espécies de *Hypostomus* no curso d'água está associada a ambientes de grande velocidade de escoamento, por fixar-se no fundo do rio e se alimentar de algas presas no substrato rochoso (GARAVELLO; GARAVELLO, 2004). Durante o dia, os indivíduos permanecem sob-rochas ou troncos submersos (WEBER, 2003).

Mazzoni et al. (2010) relataram que as espécies de *Hypostomus* são normalmente classificadas como herbívoros, que frequentemente habitam ambientes de águas correntes, em ambientes bentônicos, sendo localizados próximos a substratos rochosos e madeiras submersas.

Curvas IAH

Na Figura 2 estão apresentadas as curvas de IAH para as espécies *Hypostomus auroguttatus* Adulto, *Hypostomus auroguttatus* Juvenil, *Leporinus mormyrops* Adulto e *Oligosarcus hepsetus* Adulto. As curvas apresentam histogramas de frequências de aptidão das espécies para as variáveis velocidade, profundidade e índice de canal.

Observa-se na Figura 2 que os espécimes *Hypostomus auroguttatus* (Adulto e Juvenil) e *Leporinus mormyrops* se adaptaram melhor (valor de IAH igual a 1,0) à velocidade do escoamento igual a 0,50 m s⁻¹. Já o espécime *Oligosarcus hepsetus* se adaptou melhor à velocidade de escoamento igual 0,70 m s⁻¹.

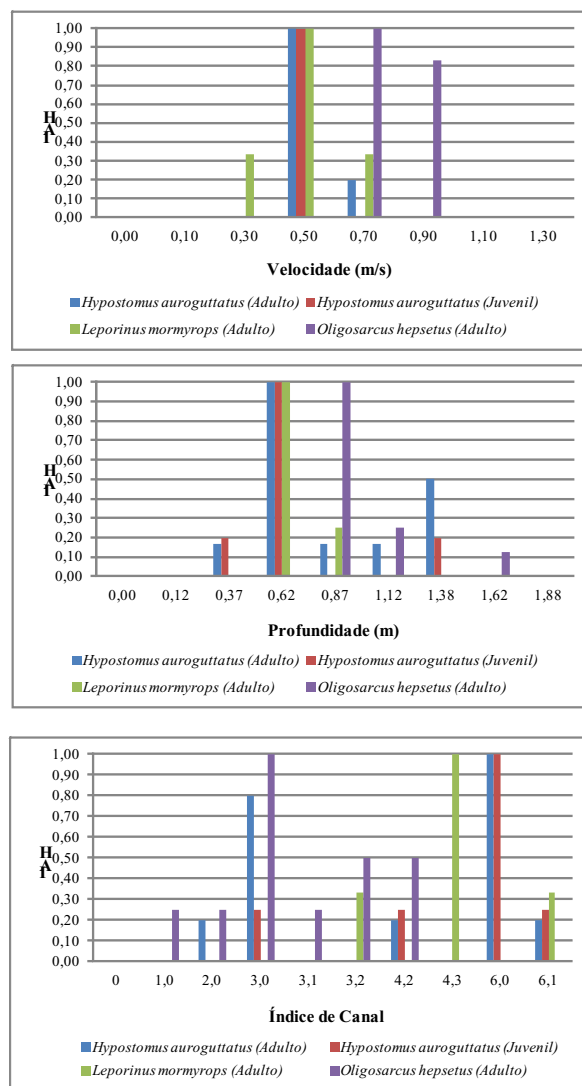


Figura 2 – Curvas de IAH referente às variáveis velocidade, profundidade e índice de canal para as espécies médio tolerantes consideradas no estudo

A mesma análise pode ser feita para a variável profundidade, ou seja, os espécimes *H. auroguttatus* (Adulto e Juvenil) e *L. mormyrops* se adaptaram melhor à profundidade igual a 0,62 m e o espécime *O. hepsetus* se adaptou melhor à profundidade igual 0,87 m.

Com relação ao índice de canal, o espécime *H. auroguttatus* (Adulto e Juvenil) apresentou melhor aptidão para o código 6,0, sendo representado como 6 – substrato “Pedra”, e 0 – cobertura “Ausente”. Já o espécime *L. mormyrops* se adaptou melhor para o código 4,3 (4 – substrato “Cascalho” e 3 – cobertura “Submersa e Aérea”). O espécime *O. hepsetus* se adaptou melhor para o código 3,0 (3 – substrato “Areia” e 0 – cobertura “Ausente”).

As curvas de IAH permitem avaliar, também, que os indivíduos da espécie *O. hepsetus* foram os únicos a apresentarem aptidão às velocidades do escoamento mais altas e às grandes profundidades (acima de 1,50 m). Os espécimes *L. mormyrops* foram os únicos a apresentarem uma aptidão por velocidades mais baixas do escoamento.

Por conseguinte, observa-se que a aptidão por habitats é diferente para cada espécie, o que regula a permanência ou a busca por melhores locais de sobrevivência (FRANKHAM et al., 2012).

As variações de micro-habitat impõem uma importante interface entre o ecossistema aquático e o terrestre, sendo esse

ecótono passível de exploração direta pelas espécies piscícolas. O ecótono água-solo tem sido apontado como uma região importante para a ictiofauna devido a sua quantidade de micro-habitats, pedras, troncos, galhos, folhas e depósitos de sedimentos que servem como locais de abrigo para peixes (LI et al., 2013).

Vazões ecológicas mensais

Na Tabela 1 (em anexo) está apresentada a matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), referente às vazões simuladas e às espécies de peixes consideradas bioindicadoras no estudo: *Hypostomus auroguttatus*, *Leporinus mormyrops* e *Oligosarcus hepsetus*, sendo a vazão ecológica mensal calculada em função da porcentagem da vazão média mensal.

Observa-se que em todos os meses do ano os maiores valores de SPU foram alcançados pelo espécime *L. mormyrops*, indicando que o trecho analisado no rio Formoso proporciona boas condições de aptidão para os indivíduos. Em um quilômetro de rio os espécimes *L. mormyrops* foram os que apresentaram a maior superfície útil. Os valores altos de SPU somente não garantem uma maior abundância de indivíduos dessa espécie, uma vez que a permanência no curso d'água depende de outros fatores, como, por exemplo, qualidade de água (MOLOZZI et al., 2011) e alimentação disponível (CONDINI et al., 2011).

Tabela 1 – Matriz de otimização mensal da SPU, em m² km⁻¹, para o cálculo da vazão ecológica no rio Formoso

Espécies bioindicadoras	JANEIRO (Q _{media} = 9,98 m ³ s ⁻¹)									
	% em relação à vazão média mensal x SPU (m ² km ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	37,02	96,46	127,76	120,96	99,17	70,53	59,05	59,20	55,80	53,85
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	37,87	146,45	246,15	238,79	189,64	139,47	96,83	97,38	88,77	85,52
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	74,21	256,80	368,43	391,76	370,96	312,58	275,77	262,92	239,77	212,11
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,03	0,50	7,00	68,87	150,20	192,56	152,54	150,94	110,65	82,38
Mínimo da coluna	0,03	0,50	7,00	68,87	99,17	70,53	59,05	59,20	55,80	53,85
Máximo das mínimas	SPU: 99,17 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,99 m³ s⁻¹									
Espécies bioindicadoras	FEVEREIRO (Q _{media} = 7,38 m ³ s ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	19,95	64,58	106,15	129,21	126,39	108,76	89,43	72,00	64,63	61,47
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	17,24	76,59	171,91	246,33	248,94	211,24	175,31	142,87	121,86	106,02
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	35,22	171,16	284,42	361,65	389,27	384,43	350,04	315,52	294,91	277,52
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,04	1,21	10,12	48,01	116,06	170,61	192,34	187,34	170,29
Mínimo da coluna	0,00	0,04	1,21	10,12	48,01	108,76	89,43	72,00	64,63	61,47
Máximo das mínimas	SPU: 108,76 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,43 m³ s⁻¹									
Espécies bioindicadoras	MARÇO (Q _{media} = 6,98 m ³ s ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	19,62	59,21	99,60	125,97	130,17	114,51	96,40	78,96	66,45	63,63
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	17,67	68,00	153,96	235,40	254,70	223,88	186,58	155,95	130,67	114,78
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	34,35	152,51	268,69	348,53	385,20	389,63	365,95	328,45	303,97	286,66
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,03	0,80	6,74	33,74	96,50	153,67	187,93	191,34	180,79
Mínimo da coluna	0,00	0,03	0,80	6,74	33,74	96,50	96,40	78,96	66,45	63,63
Máximo das mínimas	SPU: 96,50 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,19 m³ s⁻¹									
Espécies bioindicadoras	ABRIL (Q _{media} = 4,96 m ³ s ⁻¹)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	9,49	33,23	37,22	96,25	118,43	129,95	130,32	120,46	107,77	94,44
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	7,45	32,28	38,60	146,02	209,53	248,85	254,87	237,01	208,95	183,02
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	9,63	69,39	79,47	225,43	316,85	363,39	384,71	390,95	383,15	362,05
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,03	0,01	0,01	0,47	2,62	11,00	33,27	72,81	120,07	159,31
Mínimo da coluna	0,03	0,01	0,01	0,47	2,62	11,00	33,27	72,81	107,77	94,44
Máximo das mínimas	SPU: 107,77 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,46 m³ s⁻¹									

continua...

Tabela 1 – continuação...

	MAIO ($Q_{\text{média}} = 3,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	6,15	19,75	48,89	54,60	95,10	115,15	126,42	131,96	128,33	119,90
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	4,89	16,13	53,43	64,59	142,48	199,00	237,14	256,17	251,77	235,69
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	5,06	34,79	114,02	158,10	255,78	306,77	348,83	374,60	387,30	390,10
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,04	0,00	0,02	0,04	0,50	2,00	7,03	18,95	42,16	75,31
Mínimo da coluna	0,04	0,00	0,02	0,04	0,50	2,00	7,03	18,95	42,16	75,31
Máximo das mínimas	SPU: 75,31 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 3,99 m³ s⁻¹									
	JUNHO ($Q_{\text{média}} = 3,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	2,21	11,67	30,57	52,93	69,64	88,68	106,62	120,40	127,29	131,05
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	1,90	9,09	29,04	59,04	84,52	126,83	173,71	216,09	240,14	252,29
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	1,52	13,32	62,09	128,11	189,35	240,77	283,10	320,84	351,73	372,36
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,06	0,03	0,01	0,03	0,04	0,21	1,17	3,02	7,85	16,22
Mínimo da coluna	0,06	0,03	0,01	0,03	0,04	0,21	1,17	3,02	7,85	16,22
Máximo das mínimas	SPU: 16,22 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 3,14 m³ s⁻¹									
Espécies bioindicadoras	JULHO ($Q_{\text{média}} = 2,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
	% em relação à vazão média mensal x SPU ($\text{m}^2 \text{ km}^{-1}$)									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	2,18	12,99	29,87	49,98	64,84	82,37	100,03	112,92	122,26	129,21
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	1,85	10,37	29,40	54,04	76,82	112,80	155,69	191,77	222,24	246,33
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	1,43	16,78	60,01	113,94	171,86	225,00	265,96	306,77	340,58	361,65
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,03	0,02	0,01	0,03	0,04	0,10	0,70	2,01	5,60	10,12
Mínimo da coluna	0,03	0,02	0,01	0,03	0,04	0,10	0,70	2,01	5,60	10,12
Máximo das mínimas	SPU: 10,12 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 2,95 m³ s⁻¹									
	AGOSTO ($Q_{\text{média}} = 2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	1,27	10,91	22,55	43,03	59,68	74,01	89,50	104,44	114,10	112,13
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	1,20	8,66	19,57	45,00	70,44	89,69	120,04	168,54	200,26	228,39
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	0,82	11,87	37,69	90,84	152,61	186,59	241,99	277,42	313,09	340,06
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,05	0,01	0,01	0,03	0,03	0,04	0,23	1,03	1,77	5,60
Mínimo da coluna	0,05	0,01	0,01	0,03	0,03	0,04	0,23	1,03	1,77	5,60
Máximo das mínimas	SPU: 5,60 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 2,70 m³ s⁻¹									
	SETEMBRO ($Q_{\text{média}} = 2,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	2,18	12,98	27,16	47,72	66,53	80,80	99,71	113,27	124,69	124,03
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	1,85	10,37	25,12	50,36	77,81	108,77	154,95	193,45	231,01	228,47
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	1,43	16,77	50,32	103,75	159,17	222,38	264,38	301,00	340,58	361,65
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,03	0,02	0,02	0,04	0,04	0,10	0,67	1,76	5,60	10,10
Mínimo da coluna	0,03	0,02	0,02	0,04	0,04	0,10	0,67	1,76	5,60	10,10
Máximo das mínimas	SPU: 10,10 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 2,93 m³ s⁻¹									
	OUTUBRO ($Q_{\text{média}} = 3,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	3,24	16,63	39,89	59,00	78,44	99,71	115,09	125,52	131,51	131,00
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	2,69	13,50	42,06	68,24	103,77	154,95	198,74	234,36	253,70	255,76
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	2,32	26,27	86,77	150,71	215,22	264,05	306,77	343,92	369,59	383,47
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,05	0,01	0,02	0,03	0,07	0,67	2,00	6,30	14,69	30,09
Mínimo da coluna	0,05	0,01	0,02	0,03	0,07	0,67	2,00	6,30	14,69	30,09
Máximo das mínimas	SPU: 30,09 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 3,42 m³ s⁻¹									
	NOVEMBRO ($Q_{\text{média}} = 5,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	11,91	45,79	74,32	108,74	126,10	131,49	121,34	107,91	92,94	77,39
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	9,46	49,97	93,49	180,07	236,03	256,35	239,24	209,21	180,41	145,05
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	14,30	103,52	205,63	287,29	348,05	380,88	390,76	383,38	358,60	329,14
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,02	0,02	0,05	1,29	6,81	26,77	67,40	119,67	163,65	161,32
Mínimo da coluna	0,02	0,02	0,05	1,29	6,81	26,77	67,40	107,91	92,94	77,39
Máximo das mínimas	SPU: 107,91 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,46 m³ s⁻¹									
	DEZEMBRO ($Q_{\text{média}} = 8,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)									
<i>H. auroguttatus</i> - Juvenil	25,82	74,76	117,38	131,65	115,78	94,54	74,84	64,77	61,09	58,31
<i>H. auroguttatus</i> - Adulto	24,37	95,31	205,90	256,50	226,25	182,98	148,30	122,81	105,08	94,22
<i>L. mormyrops</i> - Adulto	49,93	204,83	315,85	379,09	389,98	362,32	320,65	295,91	276,52	256,60
<i>O. hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,04	2,49	24,56	89,78	159,68	191,55	187,98	168,83	137,77
Mínimo da coluna	0,00	0,04	2,49	24,56	89,78	94,54	74,84	64,77	61,09	58,31
Máximo das mínimas	SPU: 94,54 m² km⁻¹ Vazão ecológica: 4,95 m³ s⁻¹									

Tabela 2 – Proposta de vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal (Q_{media}) e o excedente hídrico no trecho de estudo no rio Formoso, com base na matriz de otimização do cálculo de SPU

Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Vazão média ($m^3 s^{-1}$)	9,98	7,38	6,98	4,96	3,99	3,14	2,95	2,70	2,93	3,42	5,57	8,25
Vazão ecológica ($m^3 s^{-1}$)	4,99	4,43	4,19	4,46	3,99	3,14	2,95	2,70	2,93	3,42	4,46	4,95
% da Q_{media}	50	60	60	90	100	100	100	100	100	100	80	60
Excesso de água ($m^3 s^{-1}$)	4,99	2,95	2,79	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	3,30

De acordo com Suárez (2008), as características físicas dos rios influenciam mais a diversidade e a composição das espécies comparadas com a variação temporal. Segundo Costa et al. (2012), a variação temporal passa a ter uma importância maior quando há barramentos no curso d'água.

Os resultados obtidos no presente estudo indicaram que nos meses de janeiro, fevereiro, abril, novembro e dezembro o espécime *H. auroguttatus* Juvenil foi o mais sensível à variação de vazão, uma vez que apresentou os menores valores de SPU nesse período. Nos meses de março, maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro, o espécime *O. hepsetus* foi o que apresentou maior sensibilidade às variações de vazões.

Na Tabela 2 (em anexo) está apresentada a proposta de vazão ecológica mensal para o trecho de estudo no rio Formoso. Os valores mensais de vazão ecológica, comparados com as vazões naturais do curso d'água (vazão média mensal), estabelece a quantidade de água máxima mensal que pode ser extraída. Dessa forma, ficou estabelecido nesse trabalho que nos casos em que não houvesse excesso de água a vazão ecológica seria a própria vazão média mensal.

Observa-se que o período de estiagem, compreendido entre os meses de maio a outubro na bacia é o mais crítico para as espécies bioindicadoras, indicando maior necessidade de preservação do curso d'água nesses meses do ano, no que diz respeito à manutenção da quantidade e da qualidade da água.

O mês mais favorável, no que se refere à retirada de água, foi janeiro, apresentando vazão ecológica correspondendo a 50% da vazão média mensal. Nos meses seguintes, a porcentagem encontrada foi sempre superior a 50%, indicando menores valores de excedente hídrico.

A redução da vazão de um curso d'água abaixo de um valor considerado mínimo para a vazão ecológica não necessariamente extingue uma espécie. Entretanto, pode provocar o deslocamento dos indivíduos para outros trechos do rio ou até mesmo para afluentes com características similares de aptidão, uma vez que há uma interconectividade dos sistemas aquáticos, podendo retornar ao curso d'água de origem quando as condições voltarem a ser favoráveis para a espécie (GOMES, 2011).

No Brasil, dependendo da legislação estadual, os valores de vazão a serem utilizados para proceder à licença de uso de água superficial podem variar. Atualmente, cada Estado tem adotado critérios próprios para o estabelecimento das vazões de referência para outorga, sem, entretanto, apresentar justificativas para a adoção desses valores. Os distintos critérios em cada Estado demonstram a insuficiência de análises nos processos de determinação dessas vazões que deveriam ser mantidas no rio durante as épocas de estiagem.

No Estado de Minas Gerais, por exemplo, o critério

adotado para conceder a licença de outorga de água superficial é manter no curso d'água, como vazão remanescente, 50% da $Q_{7,10}$ (vazão mínima de sete dias de duração com período de retorno de 10 anos), como forma a “assegurar” a qualidade ambiental do ecossistema aquático. Ressalta-se que a vazão estimada é invariável ao longo do tempo, ou seja, não contemplam a variação sazonal das vazões nos cursos d'água. O valor de $Q_{7,10}$ para o rio Formoso é igual a $1,54 m^3 s^{-1}$ (GOMES, 2011). Comparando o critério atual de outorga utilizado no Estado, sendo a vazão remanescente igual a $0,77 m^3 s^{-1}$ ($50\% \times 1,54 m^3 s^{-1}$), com o mês mais crítico (vazão ecológica em Agosto igual a $2,70 m^3 s^{-1}$), conclui-se que provavelmente as espécies se deslocariam para outros trechos do rio, ou mesmo afluentes mais próximos, que apresentem melhores condições de aptidão. Ou seja, esse trecho do rio Formoso pode apresentar uma redução das espécies de peixe, uma vez que os valores de vazão ecológica são bem maiores que a vazão remanescente estabelecida pelo critério atual de outorga de água superficial.

Na Figura 3 está apresentada a distribuição temporal do regime de vazões ecológicas no trecho estudado no rio Formoso. Observa-se que o regime de vazões ecológicas no trecho estudado no rio Formoso variou entre $2,70$ a $4,99 m^3 s^{-1}$, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente.

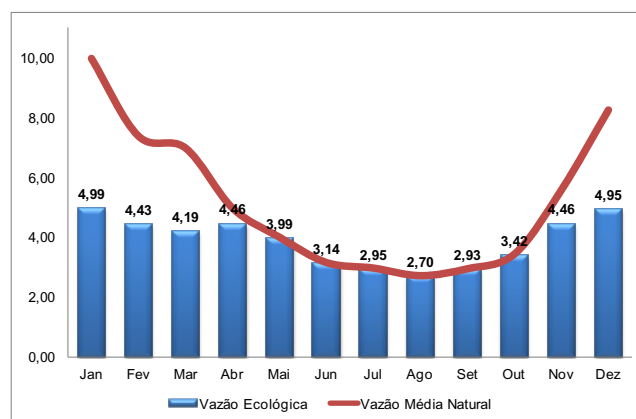


Figura 3 – Distribuição temporal do regime de vazões ecológicas para o trecho estudado no rio Formoso

Segundo Wang et al. (2013), a quantificação das relações entre vazão e respostas ecológicas é a etapa mais importante dos estudos ecoidrológicos. Para cada espécie, as relações entre hidrologia e ecologia deverão ser obtidas com base nos dados coletados.

Embora bastante discutido na comunidade científica, a determinação da vazão ecológica deve apresentar uma base

ecológica, sendo estudada uma ou mais espécies alvo e como as variações de vazão interferem na dinâmica do ecossistema aquático e vice-versa, ainda se encontram estudos exclusivamente com dados hidrológicos e interpretados como vazões ecológicas.

Os valores de vazão ecológica não devem e não podem ser adotados somente com base nos resultados alcançados. Este trabalho consiste no processo inicial de efetivação das vazões ecológicas, sendo necessário, antes da implantação, de inúmeras apresentações e workshops às agências e comitês de bacia, usuários de água da bacia hidrográfica e, principalmente, à sociedade civil.

CONCLUSÕES

Com relação aos objetivos propostos neste trabalho e com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

1. O regime de vazões ecológicas no trecho estudado no rio Formoso variou entre 2,70 a 4,99 m³ s⁻¹, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente.
2. A metodologia utilizada para obtenção do regime de vazões ecológicas no rio Formoso apresenta potencial para se transformar em ferramenta importante na tomada de decisão no processo de gestão e planejamento sustentável dos recursos hídricos.
3. A metodologia apresentada pode ser aplicada em quaisquer rios, sem distinção de tamanho e magnitude de vazões. Ressalta-se que quanto maior o curso d'água mais exaustivo serão os trabalhos de campo.
4. A grande limitação da metodologia apresentada refere-se à correta determinação dos grupos piscícolas a serem considerados nos estudos da vazão ecológica. Além de exigir muita experiência dos especialistas requer certo grau de subjetividade.
5. Outra limitação da metodologia apresentada para o estudo do regime de vazões ecológicas são os árduos experimentos de campo que demandam mão de obra, tempo disponível e recursos financeiros para implementação da logística empregada. É um método preciso que tem por caráter determinar a vazão ecológica em rios a média e em longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro concedido pelo Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), que viabilizaram a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

ABILHOA, V; VITULE, J R S; BORNATOWSKI, H.
Feeding ecology of Rivulus luelingi (Aplocheiloidei:

Rivulidae) in a Coastal Atlantic Rainforest stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.8, p.813-818, 2010.

AGOSTINHO, A A; THOMAZ, S M; GOMES, L C.
Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, v.1, p.70-78, 2005.

ALCÁZAR, J; PALAU, A. Establishing environmental flow regimes in a Mediterranean watershed based on a regional classification. *Journal of Hydrology*, v.388, p.41-51, 2010.

ALVES, M E. Métodos de determinação do caudal ecológico. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal, 1993. 162 p.

BEECHIE, T J; SEAR, D A; OLDEN, J D; PESS, G R; BUFFINGTON, J M; MOIR, H; RONI, P; POLLOCK, M M. Process-based Principles for Restoring River Ecosystems. *BioScience*, v.60, p.209-222, 2010.

BENNETI, A D; LANNA, A E; COBALSHINI, M S.
Current practices for establishing environmental flows in Brazil. *River research and applications*, v.19, p.1-18, 2003.

BOAVIDA, I; SANTOS, J M; CORTES, R V; PINHEIRO, A N; FERREIRA, M T. Assessment of instream structures for habitat improvement for two critically endangered fish species. *Aquatic Ecology*, v.45, p.113-124, 2011.

BOVEE, K D. A Guide to Stream Habitat Analysis Using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper No. 12*. U.S. Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-82/26. 1982.

BROWN, R A; PASTERNAK, G B. Comparison of Methods for Analysing Salmon Habitat Rehabilitation Designs for Regulated Rivers. *River Research and Applications*, v.25, p.745-772, 2009.

CHOU, W-C; CHUANG, M-D. Habitat evaluation using suitability index and habitat type diversity: a case study involving a shallow forest stream in central Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.172, p.689-704. 2011.

COLLISCHONN, W; ANGRA, S G; FREITAS, G K; PRIANTE, G R; TASSI, R; SOUZA, C F. Em busca do hidrograma ecológico. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais... João Pessoa - PB - Brazil. 2005.

CONDINI, M V; SEYBOTH, E; VIEIRA, J P; GARCIA, A M. Diet and feeding strategy of the dusky

- grouper *Mycteroperca marginata* (Actinopterygii: Epinephelidae) in a man-made rocky habitat in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v.9, p.161-168, 2011.
- COSTA, R.S.; OKADA, E.K.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Variação temporal no rendimento e composição específica da pesca artesanal do Alto Rio Paraná, PR – Brasil: os efeitos crônicos dos barramentos. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.38, p.199 – 213, 2012.
- FRANKHAM, R; BALLOU, J D; DUDASH, M R; ELDRIDGE, M D B; FENSTER, C B; LACY, R C; MENDELSON III, J R; PORTON, I J; RALLS, K; RYDER, O A. Implications of different species concepts for conserving biodiversity. *Biological Conservation*, v. 153, p.25-31, 2012.
- GARAVELLO, J C; GARAVELLO, J P. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacepède with bottom of Rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil (Pisces, Loricariidae, Hypostominae). *Brazilian Journal of Biology*, v.64, p.591-598. 2004.
- GLAWDEL, J; KWAN, S; NAGHIBI, A; MILLAR, R G; LENCE B. Using River2D Morphology to Predict Salmon Redd Survival during High Flow Events from Hydroelectric Dam Operations. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability ASCE 2011*: 2562-2571. 2011.
- GOMES, C R. Modelagem ecohidrológica usando o PHABSIM como suporte para a gestão de recursos hídricos, com foco na outorga de uso da água. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2011. 115 p.
- JALÓN, D G de; GORTÁZAR, J. Evaluation of Instream habitat enhancement options using fish habitat simulations: case-studies in the river Pas (Spain). *Aquatic Ecology*, v.41, p.461-474, 2007.
- KARIMI, S S; YASI, M; ESLAMIAN, S. Use of hydrological methods for assessment of environmental flow in a river reach. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v.9, p.549-558, 2012.
- KATOPODIS, C. Developing a toolkit for fish passage, ecological flow management and fish habitat works. *Journal of Hydraulic Research*, v.43, p.451-467, 2005.
- LEE, J H; KIL, J T; JEONG, S. Evaluation of physical fish habitat quality enhancement designs in urban streams using a 2D hydrodynamic model. *Ecological Engineering*, v.36, p.1251-1259, 2010.
- LI, H; SHEN, W; ZOU, C; JIANG, J; FU, L; SHE, G. Spatio-temporal variability of soil moisture and its effect on vegetation in a desertified aeolian riparian ecotone on the Tibetan Plateau, China. *Journal of Hydrology*, v.479, p.215-225, 2013.
- MARSILI-LIBELLI, S; GIUSTI, E; NOCITA, A. A new instream flow assessment method based on fuzzy habitat suitability and large scale river modelling. *Environmental Modelling & Software*, v.41, p.27-38, 2013.
- MAZZONI, R; REZENDE, C F; MANNA, L R Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.70, p.569-574, 2010.
- MOLOZZI, J; FRANÇA, J S; ARAÚJO, T L A; VIANA, T H; HUGHES, R M; CALLISTO, M. Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Ilheringia, Série Zoologia*, v.101, p.191-199, 2011.
- PELISSARI, V B; SARMENTO, R. Vazão ambiental para o rio Santa Maria da Vitória, ES. In: *5º Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente. Anais... ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Brasil. 2003.
- RENÖFÄLT, B M; JANSSON, R; NILSSON, C. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, v.55, p.49-67, 2010.
- RIBEIRO, O M; ZUANON, J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v.36, p.389-394, 2006.
- REIS, R E; KULLANDER, S O; FERRARIS JR, C. F. (Org.). Check list of the freshwater fishes of south and central America. EDIPUCRS, Porto Alegre. 2003. 742 p.
- SANTOS, H A; POMPEU, P S; MARTINEZ, C B. A importância do estudo da capacidade natatória de peixes para a conservação de ambientes aquáticos neotropicais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.12, p.141-149, 2007.
- SANTOS, H A; CHAVES, C; LEAL, C G; POMPEU, P S. Importância da modelagem hidrodinâmica para fins de revitalização de cursos d'água: aplicação do método PHABSIM em um trecho do rio das Velhas. In: *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.

Anais... ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Brasil. 2009.

SANTOS, A B I; TERRA, B F; ARAÚJO, F G. Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, v.27, p.732-740, 2010.

STEFFLER, P; BLACKBURN, J. Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat. University of Alberta, Canadá. 120 p. 2002.

SÚAREZ, Y, R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição das espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, v.3, p. 197-204, 2008.

WANG, J; DONG, Z; LIAO, W; LI, C; FENG, S; LUO, H; PENG, Q. An environmental flow assessment method based on the relationships between flow and ecological response: A case study of the Three Gorges Reservoir and its downstream reach. *Science China*, v.56, p.1471-1484, 2013.

WEBER, C. Subfamily Hypostominae. In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS-JR, C. J. (Orgs). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 2003. 729p.

ZALEWSKY, M. Ecohydrology for compensation of Global Change. *Brazilian Journal of Biology*, v.70, p.689-695, 2010.

ZUO, S; MEI, H; YE, L; WANG, J; MA, S. Effects of water quality characteristics on the algicidal property of *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. in an aquatic ecosystem. *Biochemical Systematics and Ecology*, v.43, p.93-100, 2012.

Establishing Ecological Flow Regime in Rio Formoso/MG based on Neotropical Species.

ABSTRACT

*The objective of this paper was to establish the ecological flow regime in a 1-km stretch of Formoso river/MG, considering three neotropical species. The simulation of available habitats and their relationship with the Formoso river flows was performed using the River2D hydrodynamic model. Several hydraulic, hydrologic and biological variables were quantified in situ, in four field campaigns, and three cross-sections were demarcated in Formoso river, 500 meters equidistant, in which data were collected on speed, depth, flow, cover and substrate, besides performing an inventory of the taxonomic composition of the river ichthyofauna. The neotropical species *Hypostomus aureoguttatus* (cascudo), *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) and *Leporinus mormyrops* (timburé) were considered, by consulting specialists, as bioindicators of the aquatic ecosystem quality. The ecological flow regime in the stretch of the Formoso river studied ranged from 2.70 to 4.99 m³ s⁻¹, for the months of August and January respectively. The methodology used to obtain the ecological flow regime in the Formoso river has the potential for becoming a major tool in decision-making in the sustainable management and planning process for water resources.*

Keywords: *Ecohydrology. River2D. SPU Habitat. Water Resources*