

HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES

**MODELAGEM HIDRODINÂMICA DO ECOSISTEMA AQUÁTICO VISANDO  
À DETERMINAÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO  
NO RIO FORMOSO - MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

G924m  
2013

Guedes, Hugo Alexandre Soares, 1984-  
Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando  
à determinação do hidrograma ecológico no Rio Formoso-MG  
/ Hugo Alexandre Soares Guedes . – Viçosa, MG, 2013.  
xix, 164f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Demetrius David da Silva

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 112-120

1. Hidrologia. 2. Hidrologia - Modelos matemáticos.  
3. Recursos hídricos - Administração. 4. Recursos naturais -  
Conservação. 5. Formoso, Rio (MG). I. Universidade Federal  
de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa  
de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 631.7

HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES

**MODELAGEM HIDRODINÂMICA DO ECOSISTEMA AQUÁTICO VISANDO  
À DETERMINAÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO  
NO RIO FORMOSO - MG**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA EM: 18 de fevereiro de 2013.

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Michel Castro Moreira

  
\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Ana Augusta Passos Rezende

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro  
(Co-Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Silvio Bueno Pereira

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Demetrius David da Silva  
(Orientador)

*“O sucesso não anda por aí querendo ser descoberto. Ele é como um tesouro escondido. Só o encontra quem tem fé e perseverança.” (Maria Fontaine)*

À minha esposa  
Clara e aos  
meus pais,  
dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, meu melhor amigo, por tornar tudo isso possível.

À minha esposa, Clara Peron da Silva Guedes, por compartilhar comigo todos os momentos de alegria e tristeza. Sem você, minha vida, esta vitória não seria possível.

Aos meus pais, Onofre de Matos Guedes e Maria Helena Soares Guedes, fonte de sabedoria e amor, por sonharem junto comigo desde o meu primeiro ano de vida.

À minha irmã, Natália Alessandra Soares Guedes, por transmitir alegria e companheirismo ao longo destes anos.

À minha segunda família, Angélica Peron, João Batista da Silva, vó Anita Peron, vô Geraldo Peron (*in memoriam*) e Francisco Peron, por terem me acolhido tão bem durante todos estes anos e por terem feito os meus dias em Carangola muito mais felizes.

Ao meu irmão de coração, Abrahão Alexandre Alden Elesbon, pela alegria do convívio e ensinamentos que levarei para toda a minha vida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo auxílio financeiro concedido por meio da bolsa de estudo fundamental para a realização deste trabalho.

Ao professor Demetrius David da Silva, pela confiança e amizade, exemplo de caráter profissional. Muito obrigado pela valiosa ajuda e orientação na condução deste trabalho.

Aos professores Celso Bandeira de Melo Ribeiro, Jorge Abdala Dergam dos Santos e Mauro Aparecido Martinez, pelas ideias, críticas e sugestões no desenvolvimento deste trabalho.

Aos membros da banca, professores Michel Castro Moreira, Ana Augusta Passos Rezende e Silvio Bueno Pereira, pelas importantes sugestões.

À Universidade Federal de Viçosa, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, na pessoa de seus funcionários Francisco Teixeira (Chicão), Eduardo Silva, Rosária Bastos, Claudenilson, Délio Duarte, Edna, Graça Freitas e Professora Lêda.

Aos bolsistas de iniciação científica, Vitor Souza Martins, Gabriela Vieira Capobianco e Bárbara Batista Porto, não somente pelos árduos trabalhos de campo, mas, principalmente, pelos ótimos dias que passamos juntos ao longo desta caminhada. Obrigado pelo companheirismo e profissionalismo de vocês.

Aos amigos de pós-graduação e Centro de Referência em Recursos Hídricos: Iara de Castro e Oliveira, Luana Lisboa, Camila Reis Gomes, Felipe Marques, Donizete Pereira, Davi, Davi “peruano”, Júlio Baptestini, Gheila, Samuel Petraccone, Danilo, Toninho, Nívia Rodrigues, Morgana Silva e Luan.

A todas as pessoas que participaram dos experimentos de campo: Arthur, Gilberto, Raquel, Gabriel, Ravi, Daniel, Júlio, Rafael, Priscila, Udson, Natália, Carolina, Frederico, Thiago, Fernanda, Clívia e Elis Regina, meu enorme agradecimento, pois sem vocês este trabalho não seria realizado.

À Maria Aparecida, proprietária da fazenda em Tabuleiro-MG, por fornecer espaço e apoio logístico durante os experimentos de campo.

À Dercília, proprietária do restaurante em Tabuleiro-MG, por preparar com todo carinho a nossa alimentação.

Ao Instituto Estadual de Florestas – IEF por ter concedido a licença de pesca científica.

## **BIOGRAFIA**

Hugo Alexandre Soares Guedes, filho de Onofre de Matos Guedes e Maria Helena Soares Guedes, nasceu no dia 07 de janeiro de 1984, em Juiz de Fora, Minas Gerais.

Em julho de 2002, iniciou o curso de Engenharia Civil na Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), em Juiz de Fora, Minas Gerais, com ênfase em Hidráulica e Saneamento, graduando-se em julho de 2007 como o estudante de melhor desempenho acadêmico entre os engenheiros formados no segundo semestre do mesmo ano.

Durante a graduação, no período de 2005 a 2007, foi bolsista de iniciação científica da Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de Minas Gerais (FAPEMIG) na área de Hidráulica e Saneamento.

Em agosto de 2007, iniciou os estudos no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em nível de Mestrado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa de dissertação em julho de 2009.

Em julho de 2009, iniciou o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFV, em nível de Doutorado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais. Paralelo à realização do doutorado, no mês de setembro de 2011 foi aprovado em concurso público para professor substituto no Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV.

Lecionou no DEA até janeiro de 2013, quando se retirou por ter sido aprovado em concurso público para professor assistente na Universidade Federal de Pelotas (UFPel).

Em fevereiro de 2013, submeteu-se à defesa de tese no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UFV, em nível de Doutorado, na área de Recursos Hídricos e Ambientais.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	x
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	xii
<b>RESUMO</b> .....	xvi
<b>ABSTRACT</b> .....	xviii
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	4
2.1. GERAL.....	4
2.2. ESPECÍFICOS.....	4
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	5
3.1. ECOHIDROLOGIA .....	5
3.2. VAZÕES ECOLÓGICAS.....	12
3.2.1. Métodos de determinação.....	15
3.2.2. Panorama nacional .....	18
3.2.3. Instream Flow Incremental Methodology - IFIM .....	22
3.2.4. Modelo hidrodinâmico River2D .....	25
3.3. HIDROGRAMA ECOLÓGICO .....	35
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	42
4.1. REGIÃO DE ESTUDO.....	42
4.2. MODELO ECOHIDROLÓGICO .....	44
4.3. ATIVIDADES DE MONITORAMENTO .....	47
4.3.1. Velocidade e Profundidade .....	49
4.3.2. Levantamento topobatimétrico .....	51
4.3.3. Substrato e Cobertura: Índice de Canal (IC) .....	52
4.3.4. Espécies-alvo e curvas de Índice de Aptidão de Habitat.....	54

4.4.	REGIME DE VAZÕES .....	57
4.5.	DETERMINAÇÃO DO REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS .....	58
4.6.	PRESCRIÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO .....	60
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>61</b>
5.1.	VAZÕES MEDIDAS.....	61
5.2.	CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	62
5.3.	MODELAGEM HIDRÁULICA.....	63
5.4.	COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DAS AMOSTRAS.....	69
5.5.	CURVAS DE ÍNDICE DE APTIDÃO DE HABITAT .....	74
5.6.	MODELAGEM DE HABITAT .....	80
5.7.	REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS.....	88
5.8.	VAZÃO ECOLÓGICA VARIÁVEL X VAZÃO ECOLÓGICA CONSTANTE .....	105
5.9.	HIDROGRAMA ECOLÓGICO .....	108
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>111</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>112</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>121</b>
	APÊNDICE 1.....	122
	APÊNDICE 2.....	131

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas .....	20
Tabela 2 - Características das seções de monitoramento do rio Formoso .....	49
Tabela 3 - Tipos de substrato, códigos e os respectivos diâmetros e rugosidades efetivas utilizadas na simulação do modelo hidrodinâmico River2D .....	53
Tabela 4 - Regime de vazões mínimas no rio Formoso.....	57
Tabela 5 - Vazões medidas no rio Formoso nas quatro campanhas de campo .....	61
Tabela 6 - Índices estatísticos utilizados para validar a calibração do modelo hidrodinâmico River2D nos trechos de estudo.....	62
Tabela 7 - Composição taxonômica da ictiofauna do rio Formoso .....	69
Tabela 8 – Número de indivíduos de 17 espécies de peixes coletadas em 24 amostras no rio Formoso, separadas em função do estágio de desenvolvimento e dos trechos de monitoramento.....	72
Tabela 9 – Relação em ordem decrescente, das sete espécies mais abundantes em termos de número de indivíduos em um total de 24 amostras coletadas no rio Formoso .....	73
Tabela 10 - Curvas de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) para as espécies analisadas no rio Formoso .....	75
Tabela 11 - Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em $m^2 km^{-1}$ , para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso .....	89

Tabela 12 - Proposta de vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal ( $Q_{media}$ ) e o excedente hídrico no Trecho 1 de monitoramento no rio Formoso, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) .....	95
Tabela 13 - Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em $m^2 km^{-1}$ , para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso .....	97
Tabela 14 - Proposta de vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal ( $Q_{media}$ ) e o excedente hídrico remanescente no segundo trecho de monitoramento no rio Formoso, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) .....	103

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Aplicação da Ecohidrologia como fator amplificador de sucesso no cenário de gerenciamento sustentável dos recursos hídricos. ....	7
Figura 2 - Aplicação da Ecohidrologia na solução de problemas ambientais. ....	9
Figura 3-Exemplo de como a interação dos processos ecológicos e hidrológicos pode melhorar a qualidade das águas com custo reduzido. ....	10
Figura 4 - Exemplo do efeito da dupla regulação dos processos hidrológicos e ecológicos sobre a qualidade das águas superficiais.....	11
Figura 5 - Diferentes critérios para outorga de águas superficiais no Brasil. ....	13
Figura 6 - Métodos mais utilizados para a determinação da vazão ecológica. ....	16
Figura 7 - Ilustração do uso do R2D_Bed.....	30
Figura 8 - Ilustração do uso do R2D_Ice. ....	31
Figura 9 - Ilustração do uso do R2D_Mesh. ....	32
Figura 10 - Fluxograma de utilização do modelo River2D. ....	33
Figura 11 - Hidrogramas do rio São Francisco a montante (Morporá) e a jusante (Juazeiro) do reservatório de Sobradinho.....	35
Figura 12 - Hidrogramas do rio Cuiabá durante um ano úmido (94-95), seco (97-98) e padrão (82-83).....	39
Figura 13 - Exemplo fictício de hidrogramas prescrito: 1. vazão mínima mensal; 2. máxima vazão na estiagem; 3. mínima vazão na cheia; 4. cheias no início das chuvas. ....	40
Figura 14 - Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Formoso.....	42

Figura 15 - Localização geográfica dos dois trechos em estudo na bacia hidrográfica do rio Formoso. ....	43
Figura 16 - Trecho 1 de monitoramento, localizado no alto curso do rio Formoso. .	44
Figura 17 - Trecho 2 de monitoramento, localizado no baixo curso do rio Formoso. ....	44
Figura 18 - Manipulação dos dados topográficos do R2D_Bed. ....	45
Figura 19 - Geração da malha computacional no R2D_Mesh. ....	46
Figura 20 - Ilustração das seções de monitoramento utilizadas na caracterização do micro-habitat no Trecho 1 do rio Formoso. ....	48
Figura 21 - Ilustração das seções de monitoramento utilizadas na caracterização do micro-habitat no Trecho 2 do rio Formoso. ....	48
Figura 22 - Medição de velocidade utilizando o molinete hidráulico nos trechos de monitoramento no rio Formoso. ....	50
Figura 23 - Medição de velocidade utilizando o equipamento ADCP nos trechos de monitoramento no rio Formoso. ....	50
Figura 24 - Posicionamento das redes de espera no Trecho 1 de monitoramento no rio Formoso. ....	55
Figura 25 - Captura dos peixes em redes de espera nos trechos de monitoramento no rio Formoso. ....	56
Figura 26 - Regime de vazões médias mensais do rio Formoso. ....	58
Figura 27 - Correlação entre os dados observados e simulados de profundidade: (a) Trecho 1 com 30 pontos monitorados; (b) Trecho 2 com 22 pontos monitorados. ....	62
Figura 28 - Modelo digital de elevação (MDE) no Trecho 1 do rio Formoso. ....	63
Figura 29 - Modelo digital de elevação (MDE) no Trecho 2 do rio Formoso. ....	64
Figura 30 – Representação da profundidade de escoamento ao longo do Trecho 1 do rio Formoso. ....	64

Figura 31 – Representação da profundidade de escoamento ao longo do Trecho 2 do rio Formoso.....	65
Figura 32 - Distribuição de profundidade no Trecho 1 do rio Formoso, para a vazão simulada de $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .....	66
Figura 33 - Distribuição de profundidade no Trecho 2 do rio Formoso, para a vazão simulada de $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .....	66
Figura 34 – Representação da velocidade da água ao longo do Trecho 1 do rio Formoso.....	67
Figura 35 - Representação da velocidade da água ao longo do Trecho 2 do rio Formoso.....	67
Figura 36 - Distribuição de velocidade do Trecho 1 do rio Formoso, para a vazão simulada de $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .....	68
Figura 37 - Distribuição de velocidade do Trecho 2 do rio Formoso, para a vazão simulada de $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .....	68
Figura 38 - Número de indivíduos pertencentes a cada uma das nove famílias identificadas no rio Formoso.....	72
Figura 39 - Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função da vazão para as espécies de peixes utilizadas na modelagem de habitat para o Trecho 1.....	81
Figura 40 - Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função da vazão para as espécies de peixe utilizadas na modelagem de habitat para o Trecho 2.....	81
Figura 41 - Comparação do regime de vazões ecológicas nos dois trechos monitorados do rio Formoso.....	104
Figura 42 - Distribuição temporal do regime de vazões ecológicas, da $Q_{7,10}$ , da $Q_{90}$ e da $Q_{95}$ no Trecho 1 de monitoramento do rio Formoso.....	106
Figura 43 - Distribuição temporal do regime de vazões ecológicas, da $Q_{7,10}$ , da $Q_{90}$ e da $Q_{95}$ no Trecho 2 de monitoramento do rio Formoso. ....	107

Figura 44 - Hidrograma ecológico proposto para o Trecho 1 do rio Formoso.....	108
Figura 45 - Hidrograma ecológico proposto para o Trecho 2 do rio Formoso.....	109

## RESUMO

GUEDES, Hugo Alexandre Soares, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2013. **Modelagem hidrodinâmica do ecossistema aquático visando à determinação do hidrograma ecológico no rio Formoso - MG.** Orientador: Demetrius David da Silva. Co-orientadores: Celso Bandeira de Melo Ribeiro, Mauro Aparecido Martinez e Jorge Abdala Dergam dos Santos.

Objetivou-se, neste trabalho, modelar hidrodinamicamente o ecossistema aquático visando determinar o hidrograma ecológico no rio Formoso - MG. A área de estudo foi dividida em dois trechos de monitoramento de 1 km de extensão, distantes um do outro em aproximadamente 14 km. A simulação de habitats disponíveis e a sua relação com as vazões no rio Formoso, assim como a determinação do hidrograma ecológico, foram realizados utilizando-se o modelo hidrodinâmico River2D, que consiste em um modelo bidimensional utilizado para estudar os efeitos das alterações de vazões sobre o ecossistema aquático. Com intuito de calibrar o modelo River2D e determinar o hidrograma ecológico foi necessário quantificar *in situ*, por meio de experimentos de campo, diversas variáveis hidráulicas, hidrológicas e biológicas. Desse modo, foram realizadas quatro campanhas de campo, duas no período seco (Junho de 2011 e Julho de 2012) e duas no período chuvoso (Março de 2011 e Fevereiro de 2012). A caracterização do micro-habitat foi feita nos dois trechos do rio Formoso em 1 km de extensão, onde em cada trecho foram demarcadas três seções transversais 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. Os experimentos de campo possibilitaram identificar 17 espécies de peixes no rio Formoso, sendo coletados 226 indivíduos em 24 amostras. Verificou-se que a

composição taxonômica é caracterizada principalmente pelas espécies *Astyanax bimaculatus* (lambari) e *Hypostomus affinis* (cascudo), em função da quantidade de indivíduos nas seções amostradas. A biologia das espécies, por meio da modelagem de habitat, a partir das curvas de índice de aptidão de habitat, permitiu fracionar a composição taxonômica em três grupos distintos (espécies intolerantes, médio tolerantes e tolerantes), sendo as espécies *Hypostomus auroguttatus* (cascudo), *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) e *Leporinus mormyrops* (timburé) bioindicadoras da qualidade do ecossistema aquático. O modelo hidrodinâmico River2D se mostrou apto a ser utilizado nas simulações hidráulicas e de habitat nos dois trechos estudados no rio Formoso. O regime de vazões ecológicas no Trecho 1 variou entre 2,70 e 4,99 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente. Já no Trecho 2, os valores de vazões ecológicas ficaram entre 2,85 a 4,13 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referentes aos meses de dezembro e maio, respectivamente. As vazões ecológicas mensais propostas nos dois trechos de monitoramento no rio Formoso foram comparadas com as vazões mínimas de referência adotadas no Brasil, sendo considerada a permanência de 100% da Q<sub>7,10</sub>, Q<sub>95</sub> e Q<sub>90</sub> no curso d'água, comprovando que essas metodologias não levam em consideração os aspectos ambientais, colocando em risco a permanência das espécies ali existentes e a biodiversidade local. O objetivo destas análises foi mostrar que a vazão ecológica, proposta nesse estudo, possui variabilidade temporal e espacial, e que fixar apenas um valor de vazão de referência constante ao longo do ano é prejudicial para a fauna aquática. Além disso, os efeitos ecológicos que acontecem no habitat aquático são associados aos diferentes estágios do regime ecológico, não só em função de uma vazão mínima, mas também das vazões médias e máximas, além de características do regime hidrológico como a duração e a frequência dos eventos extremos. Dessa forma, foram propostos hidrogramas ecológicos para os dois trechos de monitoramento no rio Formoso, os quais apresentam potencial para se transformarem em ferramentas importantes na gestão sustentável dos recursos hídricos.

## ABSTRACT

GUEDES, Hugo Alexandre Soares Guedes, D. Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2013. **Hydrodynamic modelling of the aquatic ecosystem aiming at determining the ecological hydrograph in Formoso River.** Advisor: Demetrius David da Silva. Co-advisors: Celso Bandeira de Melo Ribeiro, Mauro Aparecido Martinez and Jorge Abdala Dergam dos Santos.

This study aimed at modelling hydrodynamically the aquatic ecosystem aiming at determining the environmental flow regime in Formoso River - MG. The studied area was divided in two monitoring sections of 1 km far, distant from each other 14 km approximately. Simulation of available habitats and their relation to flows in Formoso River, as well as the determination of the ecological hydrograph, were done by using the hydrodynamic model River2D, which consists in a bidimensional model used to study the effects of flow changes on aquatic ecosystem. In order to calibrate River2D model and determine the ecological hydrograph it was necessary to quantify *in situ*, by means of field observations, several hydraulic, hydrologic and biologic variables. Thus, there were four field campaigns, two in dry period (June, 2011 and July, 2012) and two in rainy period (March, 2011 and February, 2012). The characterization of the microhabitat was done in both sections of 1 km far in Formoso River, where were marked three equidistant cross sections of 500 meters, in which were collected data about speed, depth, flow, cover and substrate, besides cataloguing the taxonomic composition of the ichthyofauna in the river. Field observations permitted to identify 17 species of fish in Formoso River, being collected 226 individuals in 24 samples. It was verified that the taxonomic composition is characterized mainly by the species *Astyanax bimaculatus* and *Hypostomus affinis*, because of the quantity of individuals in the studied sections. The biology of the species, by means of habitat modelling using the habitat

suitability index curves, permitted to part the taxonomic composition in three distinct groups (intolerant, medium-tolerant and tolerant species), being the species *Hypostomus auroguttatus*, *Oligosarcus hepsetus* and *Leporinus mormyrops* bio-index of quality of the aquatic ecosystem. The hydrodynamic model River2D proved to be apt to be used in hydraulic and habitat simulations in both sections studied in Formoso River. Environmental flow regime in the first monitored section varied from 2,70 to 4,99 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referring to August and January, respectively. In the second section, values of environmental flow were between 2,85 and 4,13 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referring to December and May, respectively. Monthly environmental flow proposed in both monitoring section in Formoso River were compared to minimum flow reference used in Brazil, considering the permanence of 100% of Q<sub>7,10</sub>, Q<sub>95</sub> and Q<sub>90</sub> in the stream, proving that these methodologies do not consider the environmental aspects, putting at risk the permanence of the species and the local biodiversity. These analyses intended to show that the real environmental flow, proposed in this study, has time and spacial variability, and that to fix only one value of constant flow reference along a year can damage the aquatic fauna. Furthermore, environmental effects that happen in the aquatic habitat are associated to the different levels of the environment regime, not only because of a minimum flow, but also because the medium and maximum flows, besides the characteristics of the hydrologic regime, such as the duration and the frequency of extreme events. Thus, environmental hydrograms were proposed to both monitoring sections in Formoso River, which present potential to become important tools in water resources sustainable management.

## 1. INTRODUÇÃO

As últimas décadas foram marcadas pela crescente preocupação com o efeito das atividades humanas sobre o meio ambiente. Frente ao risco de degradação ambiental irreversível alardeado pela comunidade científica, a sociedade humana admite sua culpa em impactos globalizados, como a redução da biodiversidade e as mudanças climáticas, e resgata a responsabilidade de prover decisões ambientalmente sustentáveis, economicamente viáveis e socialmente justas (ZALEWSKI, 2000).

As expressivas alterações da qualidade ambiental dos rios provocadas pelas intervenções humanas são amplamente conhecidas (DUDGEON *et al.*, 2006) e ameaçam o fornecimento de bens e serviços ambientais proporcionados pelos ambientes aquáticos (HERNÁNDEZ e NEIRA, 2008).

Os rios têm um importante papel 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 (LEE *et al.*, 2006).

No Brasil, a situação da poluição hídrica tem se agravado devido ao aumento das cargas poluidoras urbanas, uso inadequado do solo e de insumos agrícolas, erosão, desmatamento e mineração. Estes fatores vêm degradando os recursos hídricos e os ecossistemas aquáticos, diminuindo a disponibilidade de água para os múltiplos usos e conduzindo os habitats naturais ao estresse.

Diante deste quadro, percebeu-se a inadequação das soluções existentes nas práticas de gestão das águas para alcançar a sustentabilidade dos recursos hídricos. Assim, a Ecohidrologia surgiu como uma ferramenta sustentável dos recursos hídricos, a qual trata do estudo das inter-relações funcionais entre a hidrologia e o ecossistema aquático (ZALEWSKI, 2002).

Segundo a UNEP-IETC (2004), a abordagem ecohidrológica baseia-se no pressuposto de que a sustentabilidade dos recursos hídricos pode ser alcançada por meio da restauração e manutenção do ciclo da água, dos ciclos de nutrientes e dos fluxos de energia, utilizando os ecossistemas aquáticos como ferramenta de gestão.

No Brasil, os fatores bióticos são pouco considerados nos processos hidrológicos, sendo a preocupação focada no manejo inadequado das quantidades de água e na redução da biodiversidade e extinção das espécies, limitando-se à noção de que seriam necessárias vazões remanescentes, ou “vazões ecológicas”, que deveriam ser mantidas no rio durante as épocas de estiagem (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

Entretanto, são cometidos equívocos ao abordar esses dois termos, sendo necessário melhor conceituá-los. A vazão remanescente é a quantidade de água que permanece no leito dos rios após as retiradas para atender aos usos múltiplos, como abastecimento público, industrial, irrigação, dessedentação de animais, geração de energia elétrica, entre outros.

Já a vazão ecológica é 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. De acordo com Collischonn *et al.* (2005), a vazão ecológica deve ser analisada conforme a sua variabilidade sazonal, sendo necessário determinar um hidrograma ecológico, ou seja, o regime mensal de vazões ecológicas a ser mantido no curso d'água de forma a assegurar a biodiversidade aquática.

Devido à complexidade em aplicar os conhecimentos adquiridos ao longo dos anos, o desenvolvimento de modelos matemáticos para sistemas de suporte à decisão tem sido uma importante ferramenta para testar cenários alternativos e implementar metodologias ecohidrológicas visando à gestão sustentável do uso da água e dos ecossistemas.

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. Os modelos que simulam os aspectos ecohidrológicos nos cursos d'água se enquadram nos métodos de classificação de habitat, como o IFIM – *Instream Flow Incremental Methodology* (BOVEE, 1982), e holísticos, como o BBM – Método de Construção de Blocos (REPUBLIC OF SOUTH AFRICA, 1998), para determinação das vazões ecológicas ou para o estudo da manutenção dos ecossistemas.

Estas técnicas buscam relacionar as diversas características de um trecho de rio, tais como velocidade, profundidade, cobertura vegetal e substrato com as preferências de habitat para uma espécie ou para um grupo de espécies.

Nestes estudos, frequentemente são utilizados modelos unidimensionais que apenas descrevem variações espaciais ao longo de uma direção. Ao contrário dos modelos unidimensionais, a modelagem hidrodinâmica em duas ou três dimensões oferece melhoria expressiva nos resultados finais, uma vez que representa com precisão as variações espaciais, temporais e as combinações dos padrões de fluxo que influenciam as espécies aquáticas (BOAVIDA *et al.*, 2010).

Diante do exposto, este trabalho busca prescrever e avaliar a aplicabilidade de hidrogramas ecológicos em nível de bacia hidrográfica, pretendendo se transformar em ferramenta fundamental na gestão sustentável dos recursos hídricos.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. GERAL

Modelar hidrodinamicamente o ecossistema aquático visando determinar o hidrograma ecológico no rio Formoso – MG.

### 2.2. ESPECÍFICOS

- Inventariar a composição taxonômica da ictiofauna do rio Formoso;
- Selecionar populações de espécies dominantes de interesse ecológico a serem utilizadas para a caracterização do meio aquático e seus requerimentos biológicos;
- Calibrar o modelo hidrodinâmico River2D para determinar o regime de vazões ecológicas no rio Formoso;
- Comparar os regimes de vazões ecológicas com as vazões mínimas de referência ( $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$ ); e
- Propor hidrogramas ecológicos para os dois trechos de monitoramento no rio Formoso.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. ECOHIDROLOGIA

Em outubro de 1996, um comitê composto por renomados pesquisadores do Programa Hidrológico Internacional (IHP) da UNESCO reuniu-se na cidade de Warsaw, Polônia, para debater a integração da hidrologia e da ecologia visando à utilização sustentável dos recursos hídricos em todo o planeta (ZALEWSKI *et al.*, 1997). Como resultado, foi elaborado um documento intitulado *Ecohydrology* que apresenta a base filosófica deste novo conceito, hipóteses de trabalho e roteiros práticos e científicos para implementação desta nova visão ambiental.

Em seu conceito inicial, a Ecohidrologia foi considerada uma nova área interdisciplinar que associa os processos hidrológicos e ecológicos envolvidos com o ciclo da água. Basicamente, a Ecohidrologia almeja compreender a dupla regulação dos processos hidrológicos e ecológicos, ou seja, como os processos hidrológicos regulam aspectos ecológicos (ex: o regime de vazões em rios regulando as espécies e as populações locais), e de modo recíproco, como os aspectos ecológicos podem interferir na hidrologia (ex: cobertura do solo regulando o hidrograma de cheias). Integrando os conhecimentos sobre estes dois processos, esta nova ciência seria capaz de propor soluções eficazes para os problemas de degradação em bacias hidrográficas (ZALEWSKI *et al.*, 1997).

Atualmente, a Ecohidrologia passou a ser uma subárea da Hidrologia que se dedica ao estudo das influências dos processos ecológicos que ocorrem dentro do ciclo hidrológico e esforça-se para compreender esses processos e utilizá-los para melhorar a sustentabilidade ambiental (ZALEWSKI, 2010).

Segundo Zalewski (2010), a Ecohidrologia se baseia na compreensão científica da interação hidrologia-biota, fornecendo uma estrutura sistematizada de como utilizar as propriedades do ecossistema como uma nova ferramenta para a gestão integrada dos recursos hídricos, complementando as soluções

hidrotécnicas já aplicadas. O novo elemento dessa abordagem para restaurar a degradação atual dos ecossistemas aquáticos não é apenas a proteção, mas o entendimento da resistência e resiliência dos ecossistemas hídricos ao estresse.

A resistência pode ser definida como a capacidade do ecossistema sobreviver ao distúrbio sem perder suas propriedades e a resiliência é definida como a capacidade do ecossistema recuperar suas condições anteriores ao distúrbio sem intervenção humana.

A integração das dinâmicas dos três componentes, bacia hidrográfica, água e biota, fundamenta a finalidade da gestão integrada de recursos hídricos: a manutenção do equilíbrio entre a biodiversidade e a quantidade e qualidade das águas (ZALEWSKI *et al.*, 1997).

A interferência humana nos ecossistemas de água doce vem afetando severamente as suas características naturais físicas e biológicas, alterando a sua produtividade e resiliência (NILSSON *et al.*, 2007). Seguindo os conceitos ecohidrológicos, a possibilidade de aumentar a resiliência dos ecossistemas aos impactos antrópicos pode ser alcançada através da manipulação das interações entre a biota e a hidrologia (UNEP-IETC, 2004).

A degradação da qualidade da água e da biodiversidade, observada em escala global em países desenvolvidos e em desenvolvimento, apresentou provas suficientes que a tradicional abordagem “mecanicista” centrada na eliminação de riscos, como a poluição de fontes pontuais e o controle de enchentes, é essencial, mas não suficiente para manter a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (UNEP-IETC, 2004).

Para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos é necessário não só reduzir os níveis de poluição, mas também estender o número de ferramentas que irão gerenciar a degradação dos processos ecológicos nas paisagens. Este tipo de abordagem mais eficiente deve ser baseado na compreensão dos padrões temporal e espacial da água e na dinâmica biótica na escala de bacia (UNEP-IETC, 2004).

A preservação da biodiversidade no planeta depende da capacidade de se manter a integridade dos processos ecológicos. Assim, um dos princípios fundamentais para o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos é a manutenção do equilíbrio no ecossistema.

No atual nível dos impactos antrópicos sobre o meio ambiente, torna-se necessário aumentar as possibilidades para os ecossistemas (Figura 1). Assim, sob o respaldo da Ecohidrologia, tem-se uma ferramenta capaz de introduzir novas abordagens para, enfim, proteger, restaurar e gerenciar o ecossistema aquático (ZALEWSKI, 2002).

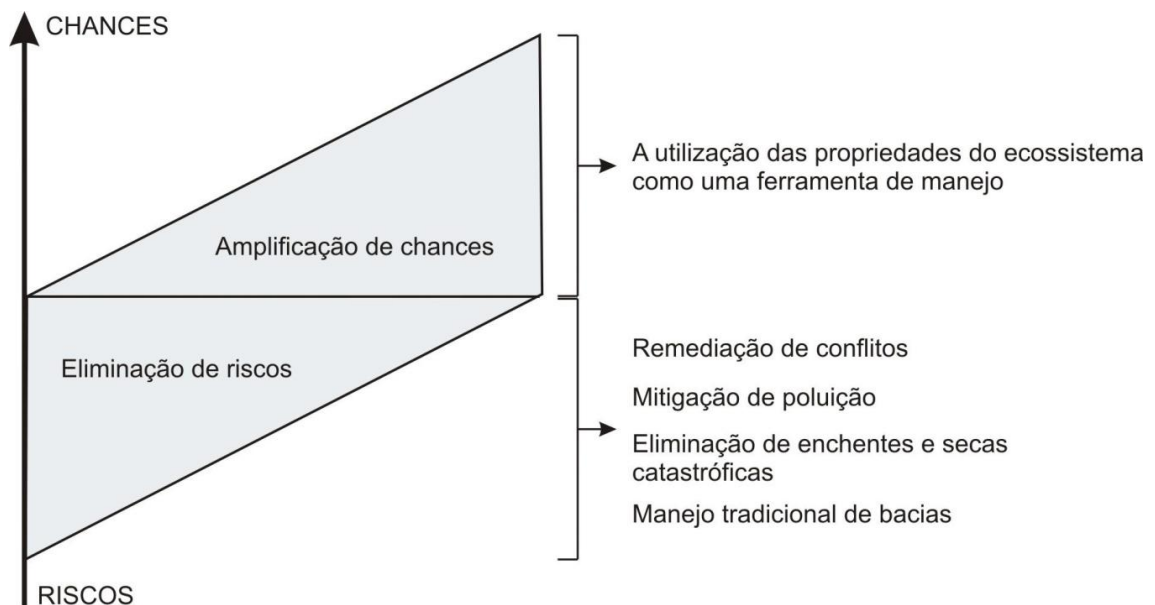


Figura 1 - Aplicação da Ecohidrologia como fator amplificador de sucesso no cenário de gerenciamento sustentável dos recursos hídricos.

Fonte: Zalewski *et al.* (1997).

Até recentemente, o gerenciamento dos recursos hídricos e, conseqüentemente, a aplicação de recursos públicos esteve concentrado na eliminação de riscos, como: 1) conflitos, através do cadastro de usuários e outorgas de captação; 2) poluição, pela construção de estações de tratamento e elaboração de legislação específica; 3) eventos críticos, como enchentes e

secas, através de barragens e reservatórios; e 4) erosão, reduzindo as encostas com a construção de terraços. Segundo Zalewski (2002), a carência de resultados na escala da bacia hidrográfica pode ser atribuída à negligência ao segundo componente da estratégia: a amplificação das possibilidades.

A amplificação das possibilidades pode ser entendida como a utilização das propriedades do ecossistema como ferramenta de manejo, ou seja, manipular as funções naturais do meio ambiente para garantir a continuidade do uso dos recursos hídricos. Por exemplo, integrar a resistência e a resiliência dos ecossistemas contra os impactos da ocupação crescente das bacias hidrográficas. Entretanto, para a manutenção dos processos ecológicos de um ecossistema, uma determinada quantidade de água tem que ser garantida, e com a variabilidade natural do ciclo hidrológico. Ou seja, para que o ecossistema resista e contribua com o uso sustentável dos recursos hídricos há necessidade de regulamentar políticas públicas que garantam vazões remanescentes condizentes com a variabilidade temporal e espacial na bacia hidrográfica (ZALEWSKI, 2002).

Zalewski *et al.* (1997) citam que o *International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA) estudou os investimentos em gestão e conservação dos recursos hídricos em países desenvolvidos e em desenvolvimento e apontou que os elevados recursos necessários são decorrentes de tecnologias avançadas com alto custo de implantação e operação. As análises do IIASA permitiram concluir que existe potencial para produzir resultados melhores e autossustentáveis com tecnologias de baixo custo, mas carecem de incentivos.

Basicamente, essas tecnologias concentram-se no aumento das resistências do ecossistema, através da manipulação da interação entre os processos hidrológicos e ecológicos. Com os avanços da engenharia hídrica e ecológica, é possível utilizar a biota para controlar processos hidrológicos e vice-versa (UNEP-IETC, 2004).

A Ecohidrologia fundamenta a gestão sustentável dos recursos hídricos por intermédio de três hipóteses (ZALEWSKI, 2000):

- **Hipótese 1:** A manipulação de parâmetros hidrológicos da bacia hidrográfica pode ser aplicada no controle dos processos biológicos.
- **Hipótese 2:** A manipulação da estrutura biológica do ecossistema em uma bacia hidrográfica pode ser aplicada no controle de processos hidrológicos.
- **Hipótese 3:** Ambas as manipulações, integradas de forma sinérgica na bacia hidrográfica, podem ser aplicadas no gerenciamento sustentável dos recursos hídricos, maximizando os serviços naturais a fim de melhorar a quantidade e a qualidade das águas superficiais.

Na Figura 2 está apresentada esta nova percepção, orientada pela Ecohidrologia. Diante do exposto, a avaliação de como e em que extensão os processos bióticos podem modificar o escoamento de água, nutrientes, sedimentos e poluentes nos ecossistemas hídricos e na paisagem circundante é um requisito fundamental para a aplicação de soluções hidrológicas e ecológicas.

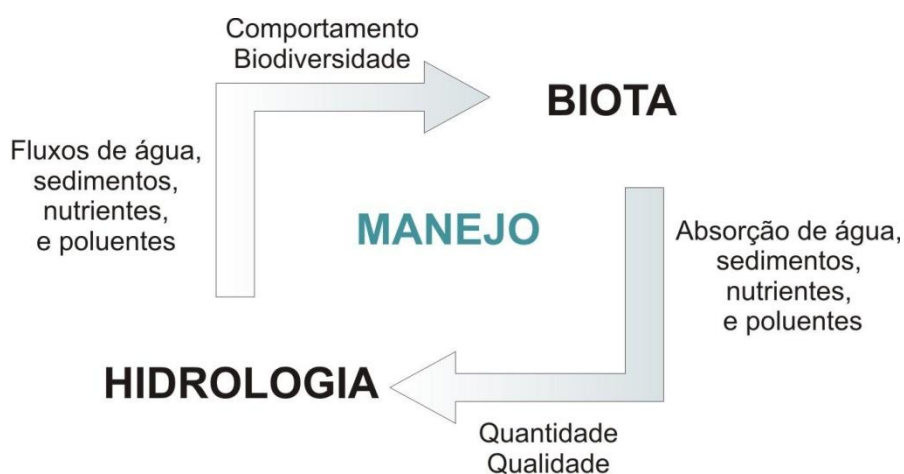


Figura 2 - Aplicação da Ecohidrologia na solução de problemas ambientais.  
 Fonte: UNEP-IETC (2004).

Um exemplo dos processos naturais executados pela bacia hidrográfica, que podem ser gerenciados por meio da regulação de vazões e da estrutura ecológica, é a retenção de poluentes em planícies de inundação (Figura 3). Por meio da criação de uma estrutura ecológica no ecótono água-biota e da regulação de vazões, cria-se um mecanismo capaz de reter o excesso de nutrientes e poluentes transportados, principalmente pelas enchentes. Mecanismos como esses melhoram a qualidade das águas e do ecossistema a um custo bastante reduzido (ZALEWSKI *et al.*, 1997).

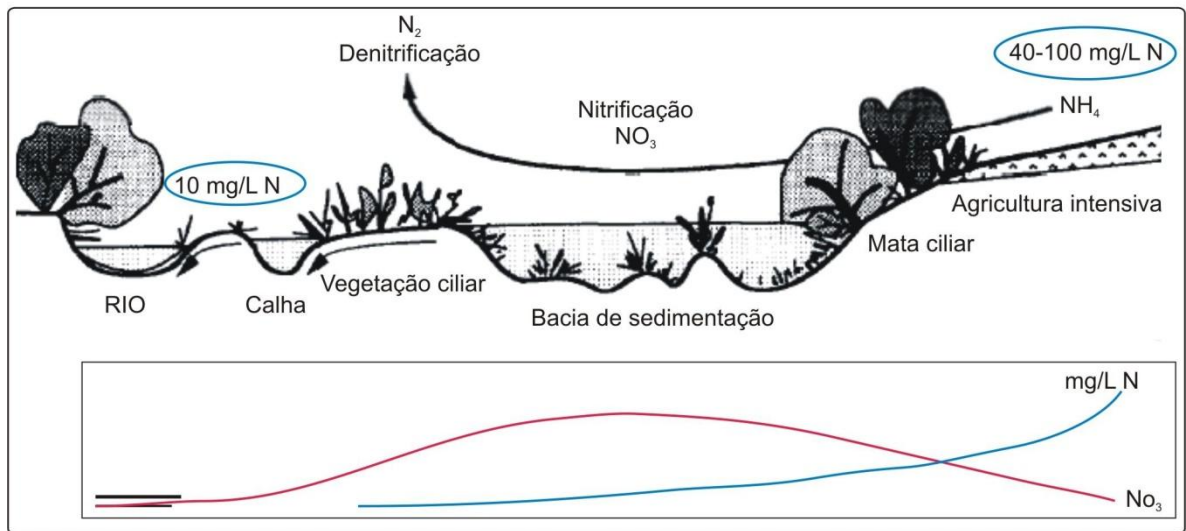


Figura 3 - Exemplo de como a interação dos processos ecológicos e hidrológicos pode melhorar a qualidade das águas com custo reduzido.

Fonte: Zalewski *et al.* (1997).

Outro exemplo da dupla regulação água-biota aborda o problema mais importante em bacias com elevada atividade humana: a eutrofização. Além da estrutura ecológica dos ecótonos, a magnitude e o regime de variação das vazões nas águas superficiais interferem na concentração de nutrientes, principalmente o fósforo (Figura 4).

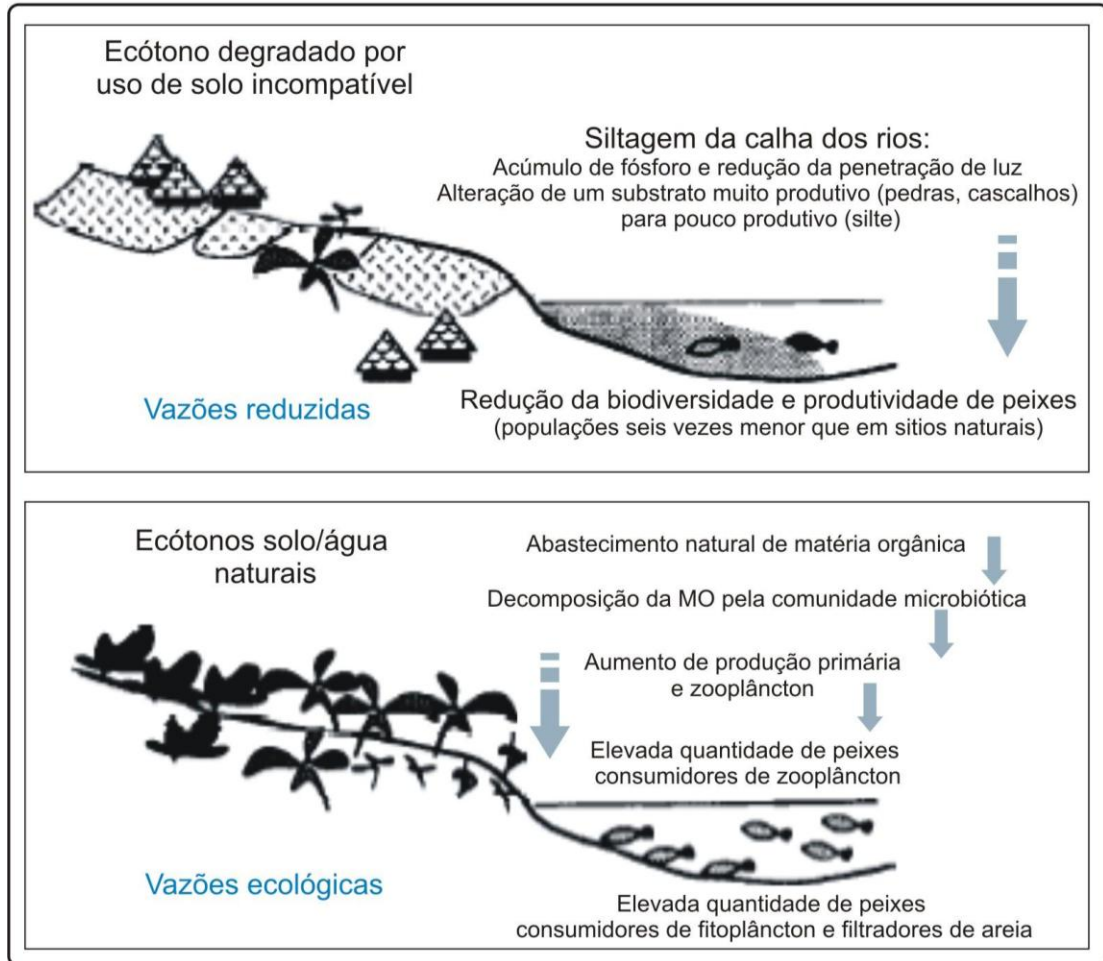


Figura 4 - Exemplo do efeito da dupla regulação dos processos hidrológicos e ecológicos sobre a qualidade das águas superficiais

Fonte: Zalewski *et al.* (1997).

Em síntese, todo o esforço da Ecohidrologia em sustentar e aperfeiçoar os processos naturais oferecidos pela bacia hidrográfica só é possível com a manipulação da estrutura ecológica do ambiente aquático e ecótonos água-solo, além da garantia de vazões remanescentes potenciais em quantidade, qualidade e variabilidade. Nesse sentido, surge o conceito de vazões ecológicas, em termos quantitativos e qualitativos, associadas, naturalmente, à variabilidade espacial e temporal das vazões na bacia hidrográfica.

### 3.2. VAZÕES ECOLÓGICAS

As atividades humanas como a irrigação, o abastecimento público e industrial e a geração de energia elétrica tem provocado profundas alterações nos regimes naturais de vazão nos cursos d'água. Embora o conceito de vazão ecológica tenha surgido ao longo da segunda metade do século XX (BENETTI *et al.*, 2003a), quando os problemas associados ao uso despreocupado da água começaram a ser percebidos, ainda hoje são cometidos equívocos ao abordar o termo.

Após a promulgação da Lei nº 9.433/97, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a primeira resposta aos impactos crescentes das atividades antrópicas foi a busca por restrições à quantidade de água que poderia ser retirada de um rio, na forma da especificação de uma vazão mínima que deveria permanecer após todas as retiradas de água para usos consuntivos, denominada, frequentemente, vazão remanescente ou “ecológica”.

A fixação de vazões remanescentes no Brasil tem sido feita principalmente por meio da legislação nos níveis estadual e federal, principalmente para uso nos procedimentos administrativos de licenciamento ambiental, concessão de outorga de uso da água e construção de barragens (SARMENTO, 2007). A vazão remanescente é entendida como uma vazão mínima, um valor invariável, correspondente a um percentual fixo da vazão de referência, sendo estabelecida como o limite para o total das outorgas. Do ponto de vista ecológico, no entanto, as vazões remanescentes nos rios mostram-se, em sua maioria, inferiores às vazões necessárias à preservação das funções ecossistêmicas dos mesmos, fornecendo a falsa impressão de que os ecossistemas aquáticos estão, de fato, preservados.

Desse modo, o conceito de vazão remanescente difere do conceito de vazão ecológica, sendo essa 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.

No Brasil, dependendo da legislação estadual, os valores de vazão a serem utilizados para proceder à outorga 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 (CRUZ, 2001). Dessa forma, os Estados estabeleceram diferentes vazões de referência e percentuais outorgáveis (Figura 5).

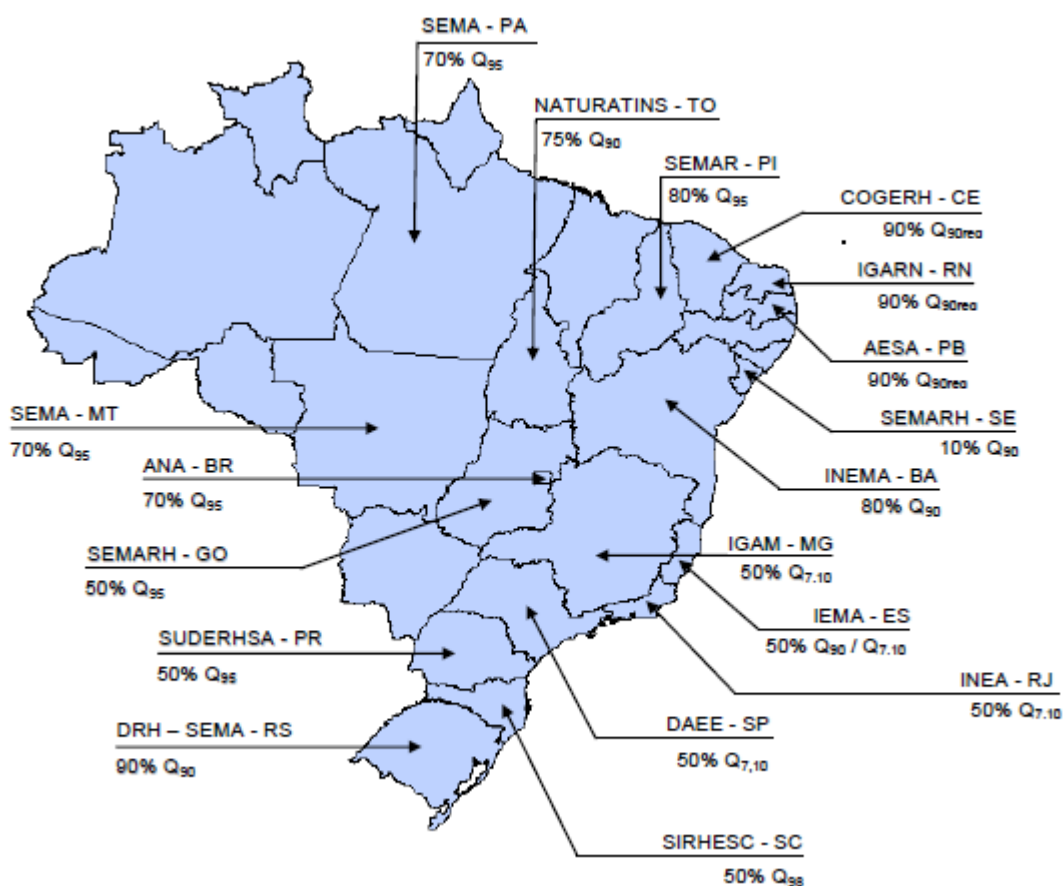


Figura 5 - Diferentes critérios para outorga de águas superficiais no Brasil.

Os distintos critérios de outorga em cada Estado demonstram a insuficiência de justificativas para a definição das vazões remanescentes em rios. As vazões remanescentes são estabelecidas como um valor único para todo o território estadual, para todas as estações do ano e para todos os anos,

enquanto a quantidade de água necessária para dar sustentabilidade ecológica a um rio é variável no tempo e no espaço (CRUZ, 2001).

Collischonn *et al.* (2005) criticam a visão tradicional dos problemas ambientais relacionados à quantidade de água que esteve, por muito tempo, limitada à noção de que seriam necessárias vazões remanescentes, as quais deveriam ser mantidas no rio durante as épocas de estiagem. Essas noções ainda sustentam a legislação brasileira relacionada ao uso dos recursos hídricos e são importantes, pois evitam que toda a água seja utilizada para fins consuntivos, nos períodos de escassez hídrica.

Porém, o período de estiagem é apenas uma das fases do regime hidrológico e as vazões mínimas têm influência limitada sobre os processos ecológicos. A sustentabilidade ambiental de um curso d'água é fortemente dependente da qualidade da água escoada e da magnitude não somente das vazões mínimas, mas também das vazões médias e máximas, além de características do regime hidrológico como a frequência e a duração dos eventos extremos (POSTEL e RICHTER, 2003).

Após o surgimento das reflexões sustentadas pela Ecohidrologia, a determinação de vazões remanescentes focada exclusivamente sobre uma vazão mínima passou a ser encarada como superficial e limitada. A preocupação em abordar outros aspectos do regime hidrológico criou um descompasso entre as atuais vazões remanescentes e as vazões que deveriam ser ecológicas, capazes de sustentar e aperfeiçoar os processos naturais dos ecossistemas hídricos (RICHTER *et al.*, 2003).

Com a crescente expansão das demandas, a gestão de recursos hídricos associada à manutenção da integridade ecológica deve tornar-se cada vez mais complexa, pois as vazões ecológicas devem simultaneamente atender às demandas antrópicas e ecológicas (RICHTER *et al.*, 2003).

Segundo Smakthin (2007), as vazões ecológicas devem ser encaradas como um compromisso entre o desenvolvimento das bacias hidrográficas e a manutenção da integridade ecológica. De acordo com Hannah *et al.* (2004), a

ligação entre a hidrologia e a ecologia é retórica e a vazão ecológica é, provavelmente, a consequência mais apropriada da Ecohidrologia.

### **3.2.1. Métodos de determinação**

As vazões ecológicas podem ser estabelecidas considerando vários graus de proteção dos ecossistemas aquáticos. Beecher (1990), por exemplo, fez a seguinte classificação hierárquica dos graus de proteção providos por vazões ecológicas: (a) restauração das condições iniciais, (b) não degradação com restauração, (c) não degradação, (d) nenhuma perda líquida, (e) fixação de percentagem de perda, (f) nenhuma perda de diversidade genética e (g) sobrevivência de populações.

Tunbridge e Glenane, citado por Benetti *et al.* (2003b), propuseram os seguintes níveis de vazões ecológicas após estudarem as necessidades de uma espécie de peixe na Austrália:

- Vazão ecológica ótima, promovendo excelentes condições de sobrevivência, reprodução e crescimento de peixes. Este nível de vazão é recomendado especialmente para épocas após períodos de estresse;
- Vazão ecológica mínima, garantindo a manutenção ou pequena redução na abundância de peixes. Esta vazão seria indicada para os anos com chuvas regulares;
- Vazão ecológica de sobrevivência, a qual implicaria na redução da abundância de peixes, mas não em perdas de espécie. Esta vazão seria indicada para anos de baixa precipitação;
- Vazão ecológica de limpeza, com objetivo de remover os sedimentos finos e sais de zonas estagnadas.

De acordo com Belmar et al. (2011), existem na literatura científica 207 metodologias, distribuídas em 44 países, para a avaliação da vazão ecológica. Atualmente, os métodos mais utilizados de determinação de vazões ecológicas podem ser ordenados nos seguintes grupos em função do nível de complexidade (Figura 6).

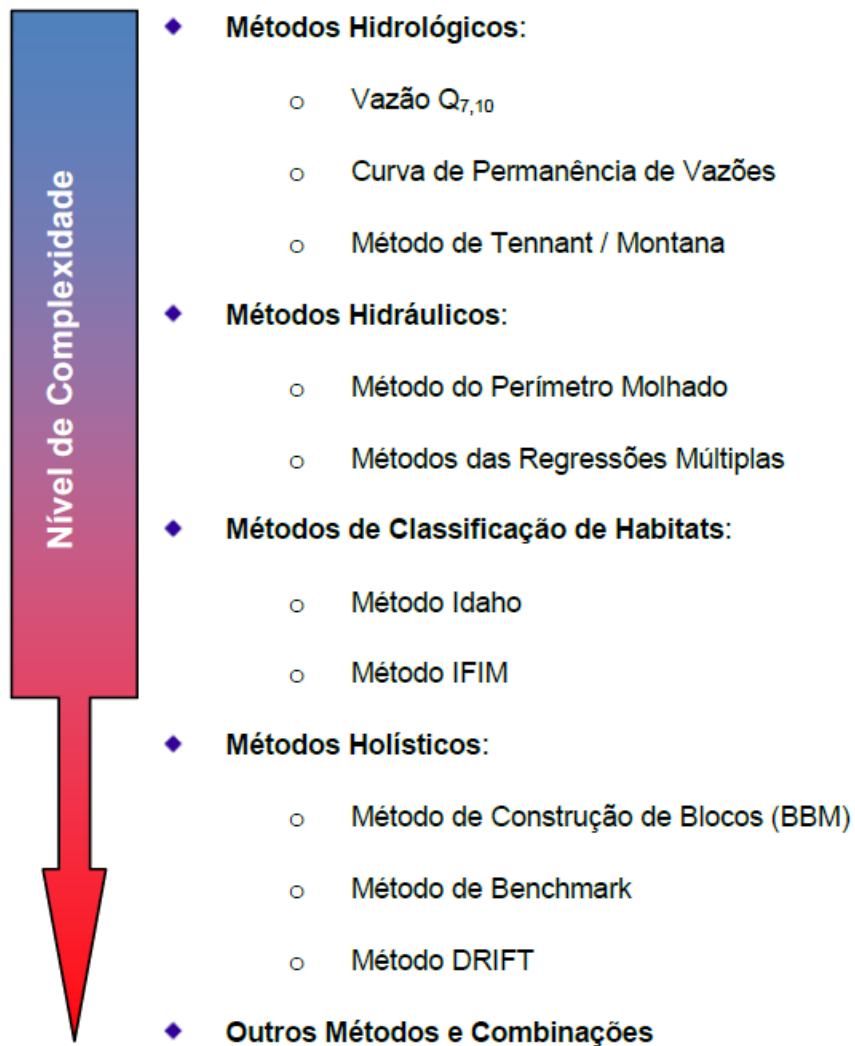


Figura 6 - Métodos mais utilizados para a determinação da vazão ecológica.

Fonte: Adaptado de Benetti *et al.* (2003b).

Os métodos hidrológicos utilizam ferramentas da hidrologia estatística, como média, mediana e curvas de frequência para indicar a vazão mínima de referência a ser garantida no curso d'água em estudo. Das 207 metodologias identificadas no mundo, os métodos hidrológicos possuem o maior percentual de utilização, correspondente a 29,5% (THARME, 2003).

As vazões de referência são utilizadas em diversos estudos hidrológicos. A vazão mínima de 7 dias de duração com período de retorno de 10 anos ( $Q_{7,10}$ ) tem sido a vazão utilizada em diversos estudos hidrológicos como, por exemplo, na obtenção de outorga de uso de água superficial, regionalização de vazões mínimas em cursos d'água e qualidade de água superficial. Entretanto, é considerada por Stalnaker *et al.* (1995) como sendo excessivamente baixa para a manutenção de habitats aquáticos. As vazões associadas às permanências de 90 ( $Q_{90}$ ) e 95% ( $Q_{95}$ ) também têm sido utilizadas por órgãos ambientais em estudos de avaliação de impacto ambiental e atendimento à legislação (Von SPERLING, 2007). A  $Q_{7,10}$ , a  $Q_{90}$  e a  $Q_{95}$  são utilizadas como base nos diversos Estados do Brasil para definir vazões de referência para outorga de uso de recursos hídricos superficiais.

Dentre as categorias de métodos de determinação de vazão ecológica, os métodos hidráulicos posicionam-se em terceiro lugar entre as mais utilizadas no mundo (11,1%), e são as mais utilizadas na América do Norte (76%), com grande uso, também, na Europa e na Austrália (12%) (THARME, 2003).

Os métodos de classificação de habitats são mais completos em termos de consideração de aspectos ambientais (GUILHON, 2002), 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. Estes métodos podem considerar aspectos econômicos, valorando a disposição de pagar pela preservação ambiental e os benefícios gerados pelo uso da água, buscando o ponto ótimo da quantificação da vazão ecológica (PANTE *et al.*, 2004).

Esses métodos posicionam-se em segundo lugar dentre as categorias de metodologias mais utilizadas no mundo com 28%; dentre os métodos utilizados nos EUA, 51% utilizam o método de classificação de habitat para a avaliação (THARME, 2003).

Os métodos holísticos têm por objetivo definir vazões mínimas, médias e máximas (hidrograma ecológico) visando à manutenção ou a restauração de aspectos físicos, bióticos e de qualidade da água, buscando atender, também, os usos humanos no rio ou na bacia hidrográfica em questão (GALVÃO, 2008).

A utilização de metodologias holísticas se destaca na região da Austrália, com 65%; em segundo plano está a África, com 29%; na Europa o seu uso se restringe à região do Reino Unido (THARME, 2003).

### **3.2.2. Panorama nacional**

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, apesar das crescentes pressões sobre os recursos hídricos e ecossistemas associados, o conceito de vazões ecológicas permanece incipiente. O que está sendo feito é preencher esta carência com conceitos hidrológicos, definindo características essenciais às vazões ecológicas enquanto avança-se o entendimento dos processos ecológicos (SMAKTHIN *et al.*, 2006).

Enquanto essas características do regime hidrológico podem contribuir apenas para uma estimativa pouco confiável das vazões ecológicas, elas podem ser essenciais em rios ou bacias onde o estabelecimento de novos critérios é mais urgente. Isso pode ajudar na substituição gradual de práticas ultrapassadas como a gestão baseada exclusivamente em vazões mínimas de referência e estimular o desenvolvimento de novos métodos e projetos mais específicos para cada bacia hidrográfica.

Uma ação a ser estudada é a possibilidade de espacializar os valores de vazão ecológica na escala da bacia hidrográfica, uma vez que os experimentos

de campo voltados para a determinação das vazões ecológicas são exaustivos e de alto custo. Outra possibilidade seria gerar equações matemáticas que representem as vazões ecológicas específicas para cada bacia hidrográfica. Entretanto, essa abordagem poderia ser aplicada em longo prazo, pois necessitaria de diversos trabalhos experimentais para levantamento de informações referentes à bacia em estudo.

No Brasil, as técnicas utilizadas para determinação de “vazões ecológicas” em rios resumem-se aos métodos hidrológicos, sendo mais específico o método da vazão  $Q_{7,10}$ , adotando-se como vazão ecológica uma fração deste valor referencial, e o método da curva de permanência, no qual a vazão ecológica é uma fração da  $Q_{90}$  ou da  $Q_{95}$ . Salienta-se que todas essas abordagens são destituídas de significado ecológico e que na verdade está se determinando as vazões remanescentes, a partir dos critérios de outorga adotados pelos Estados.

A partir do ano 2000, iniciou-se a utilização da metodologia de classificação de habitat, especificamente o método *Instream Flow Incremental Methodology* - IFIM. A seguir são apresentados, na Tabela 1, os principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas, em ordem cronológica, segundo revisão de Galvão (2008), que foi atualizada até o ano de 2011.

Tabela 1 - Principais trabalhos elaborados no Brasil sobre vazões ecológicas

Referência	Trabalho realizado
Sarmento e Pelissari (1999)	Apresentam revisão do estado da arte em vazões ecológicas.
Pelissari <i>et al.</i> (1999)	Desenvolveram estudos de Índice de Preferência de Habitats – IPH para peixes na determinação de vazão residual no Rio Timbúí (ES).
Pelissari (2000)	Realizou o primeiro trabalho de pesquisa formal no Brasil sobre vazões ecológicas, utilizando os métodos IFIM, Tennant, Perímetro Molhado e $Q_{7,10}$ para determinação da vazão ecológica no Rio Timbúí (ES).
Pelissari e Sarmento (2001)	Determinação da demanda ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória (ES).
Pelissari <i>et al.</i> (2001)	Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água.
Bezerra (2001)	Avaliou diferentes métodos (hidrológicos e hidráulicos) para estimar a vazão mínima garantida a jusante da barragem do Rio Descoberto (DF).
Pelissari e Sarmento (2003)	Determinação da vazão ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória - ES.
Benetti <i>et al.</i> (2003b)	Apresentam uma revisão dos métodos empregados para definição de vazões residuais agrupando-os em: hidrológicos, hidráulicos, de regressões múltiplas, de classificação de habitats, holísticos e informais.
Gonçalves (2003)	Aplicou diversos métodos de determinação de vazão mínima garantida para avaliar, testar e verificar o suporte metodológico denominado Fluxograma Teórico de Avaliação desenvolvido por Bezerra (2001) em duas seções do Rio São Bartolomeu (DF).
Curado (2003)	Aplicação de métodos para o estabelecimento de vazões mínimas de referência em sub-bacias do Rio Miranda (MS).
Pelissari e Sarmento (2004)	Determinação de vazão ecológica do Rio Santa Maria da Vitória, para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória (ES).
ANA (2004)	Na ocasião de elaboração do Plano Decenal (2004-2013) para a Bacia do Rio São Francisco, utilizou-se o método de Tennant para a determinação da vazão ecológica para a sobrevivência de peixes.

Continua...

Tabela 1 – Continuação...

Referência	Trabalho Realizado
Luz <i>et al.</i> (2004)	Traz discussão sobre aspectos da ecologia de rios, enfatizando fundamentos e a importância dos processos hidrológicos e biogeoquímicos, das cabeceiras à foz, como também em áreas úmidas adjacentes à calha do rio.
Collischonn <i>et al.</i> (2005)	Apresentam algumas reflexões acerca dos critérios utilizados para definir as vazões remanescentes em rios, procurando demonstrar a necessidade de um hidrograma ecológico.
Luz <i>et al.</i> (2006)	Empregaram o modelo <i>Indicators of Hydrologic Alteration – IHA</i> para analisar as alterações ocorridas no regime fluvial do baixo trecho do Rio São Francisco.
Froes (2006)	Empregou método de Tennant na elaboração de planos diretores de recursos hídricos das bacias do Rio das Velhas e Rio Paracatu (MG).
Paulo (2007)	Definiu qual deve ser a vazão ecológica a ser mantida em um trecho de vazão reduzida na região de Capim Branco I - MG utilizando o método do Perímetro Molhado.
Galvão (2008)	Desenvolveu um método de determinação de vazões ambientais mínimas em rios não regulados por meio de enfoque multidisciplinar, considerando aspectos ecológicos, hidrológicos, sociais, econômicos e culturais da região do Ribeirão Pípiripau (DF/GO).
Santos <i>et al.</i> (2009)	Aplicou a metodologia IFIM por meio do modelo PHABSIM em um trecho do Rio das Velhas – MG para fins de revitalização de cursos d'água.
Longhi e Martins Formiga (2011)	Apresentam uma revisão atualizada dos métodos empregados para definição de vazões ecológicas agrupando-os em: hidrológicos, hidráulicos, de classificação de habitats e holísticos.
Gomes (2011)	Propôs um hidrograma ecológico para a bacia do Rio Formoso – MG visando à outorga de uso de água.

Fonte: Modificado de Galvão (2008).

### 3.2.3. Instream Flow Incremental Methodology - IFIM

O *Instream Flow Incremental Methodology – IFIM* (BOVEE, 1982) foi desenvolvido em 1982 pelo *Cooperative Instream Flow Service Group*, atualmente *Aquatic Systems Branch of the National Ecology Research Center, USFWS*, localizada em Fort Collins – EUA, para solucionar problemas envolvendo impactos negativos aos ecossistemas aquáticos causados pela implementação de empreendimentos hidráulicos (LONGHI e MARTINS FORMIGA, 2011).

O método 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 curso d'água, correspondendo a cada variável de micro-habitat (velocidade, profundidade, substrato e cobertura) um grau de preferência que é proporcional à aptidão do valor da variável para a espécie (ALVES, 1993).

Uma série de procedimentos teóricos e computacionais interligados compõe o IFIM, os quais descrevem características temporais e espaciais de habitat como consequência a uma dada alternativa de alteração do regime fluviométrico dos rios. A natureza incremental dessa metodologia provém do fato de como cada problema é analisado, permitindo que a solução seja encontrada a partir de variações na vazão, partindo-se de um valor inicial considerando várias alternativas, tornando-se adequado às necessidades dos múltiplos usuários dos recursos hídricos e evitando, assim, os conflitos e a degradação ambiental (LONGHI e MARTINS FORMIGA, 2011).

O IFIM permite aos gestores de recursos hídricos quantificarem a disponibilidade do regime de escoamento, natural ou modificado, para as espécies selecionadas, sendo que, em condições adequadas, é o melhor método para estabelecer uma vazão mínima para essas espécies (STALNAKER *et al.*, 1995). Pode ser aplicado não só a estudos de vazões

ecológicas, mas também a estudos de impacto ambiental nos ecossistemas decorrente de qualquer tipo de perturbação que ocorra no curso d'água (LONGHI e MARTINS FORMIGA, 2011).

O método fornece uma estimativa da quantidade disponível de habitat para diferentes vazões, mas cabe ao gestor de recursos hídricos decidir qual é a quantidade aceitável. Uma visão geral do roteiro de aplicação do método pode ser assim descrito (LONGHI e MARTINS FORMIGA, 2011):

- I. Os estudos com o IFIM iniciam com a pesquisa da história do rio, objetivando-se determinar quais espécies de peixes estão presentes, bem como entender suas histórias de vida. Os estudos podem desejar saber, por exemplo, onde e quando ocorre a reprodução dos peixes. Consultando biólogos, identificam-se os locais apropriados para estudo. Como não é viável estudar cada metro quadrado do rio, locais de estudo são selecionados para representar grandes segmentos do mesmo. Para cada local de interesse o estudo estabelecerá transectos ao longo do rio. Em seguida é medida a profundidade e a velocidade da água em pontos fixos ao longo de cada transecto, fazendo-se os registros de outras informações relativas ao habitat, tal como o tipo do substrato presente em cada ponto;
- II. A equipe deverá retornar várias vezes nos pontos em situações de vazões baixas, médias e altas. Isso fornecerá uma gama de profundidades e velocidades para calibrar os modelos computacionais. As visitas são planejadas primeiramente para revisar a história hidrológica do rio. Muitas vezes, os peixes podem ser observados através de mergulho para identificar que espécies estão no rio, que tipos de áreas eles estão usando e o que estão fazendo (desova, reprodução etc). Também serão registradas as profundidades, velocidades e substratos utilizados pelos peixes, informação essa empregada para modelar o habitat preferencial dos mesmos;

- III. Os dados adquiridos durante os trabalhos de campo são inseridos em programas computacionais capazes de modelar e prever como a variação de vazões afeta a distribuição das profundidades e velocidades. Esses resultados necessitam de revisão e calibração;
- IV. Tais resultados não indicam como o habitat dos peixes é afetado pela variação da vazão. Assim sendo, os resultados devem ser levados para um programa computacional auxiliar, como, por exemplo, o Excel, junto com as informações descrevendo as preferências de habitat pelas diferentes espécies e estágios de vida. A informação pode indicar, por exemplo, que um peixe adulto prefere água profunda e veloz, enquanto um peixe jovem prefere água rasa e com menor velocidade ou mesmo parada (modelagem de habitat);
- V. O resultado dos procedimentos de cálculo do IFIM fornece um valor conhecido como Superfície Ponderada Utilizável - SPU (*Weighted Usable Area*) para cada espécie de interesse e respectivo estágio de vida. Essa superfície indica (expressa em m<sup>2</sup> por quilômetro linear de rio) como a disponibilidade do habitat dos peixes é afetada pelas alterações nos níveis de água do rio;
- VI. Considerando que para diferentes espécies e estágios de vida correspondem diferentes necessidades de vazões, uma única vazão não poderá simultaneamente maximizar o habitat para todas as espécies. O desafio é conciliar essas necessidades de modo a proteger todas ou o maior número possível de espécies. Isso requer que os biólogos usem os resultados do modelo em combinação com outra informação para estabelecer um regime de vazão final. Isso pode envolver alguma negociação de prioridades de gestão. Outras atividades, tais como pesca, recreação, irrigação, navegação etc, também precisam ser consideradas na obtenção da vazão ecológica.

Uma das ferramentas analíticas utilizadas no IFIM é o modelo unidimensional de simulação PHABSIM, a forma derivada de *Physical Habitat Simulation System*. Este modelo é utilizado na fase de implementação do estudo, entretanto, muitas vezes o PHABSIM tem sido a única parte da metodologia utilizada, e muitos autores acabam usando o modelo e a metodologia IFIM como sinônimos durante o estudo (SCOTT e SHIRVELL, 1987; GORE *et al.*, 1998; BOOKER e DUNBAR, 2004; MOIR *et al.*, 2005; WILLIAMS, 2010). Outra ferramenta disponível na comunidade científica para a simulação de habitat em rios é o modelo bidimensional River2D (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

### **3.2.4. Modelo hidrodinâmico River2D**

#### *3.2.4.1. Descrição e formulação*

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. É um modelo fundamentado no método de Elementos Finitos, baseado na formulação conservadora de *Petrov-Galerkin*, sendo capaz de apresentar soluções em seções de fluxo subcrítico e supercrítico, secas ou molhadas, cobertas ou não com neve (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

O River2D é basicamente um modelo transiente, mas também pode ser usado em condições estacionárias. O sistema de unidades é o internacional (SI) tanto para as variáveis de entrada como para as de saída (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

a) Modelo hidrodinâmico

O componente hidrodinâmico do modelo River2D é baseado nas Equações de Saint Venant, expressas de forma conservativa: equação de conservação de massa (Equação 1) e equações de conservação de momento nas direções x (Equação 2) e y (Equação 3). As variáveis dependentes são solucionadas em função das intensidades de descarga e profundidade nas direções x e y (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_x) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_x) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial x} H^2 = gH(S_{0x} - S_{fx}) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{xx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{xy}) \right) \quad (2)$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uq_y) + \frac{\partial}{\partial y}(Vq_y) + \frac{g}{2} \frac{\partial}{\partial y} H^2 = gH(S_{0y} - S_{fy}) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial}{\partial x} (H\tau_{yx}) \right) + \frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial}{\partial y} (H\tau_{yy}) \right) \quad (3)$$

em que, H é a profundidade do escoamento [L], U e V são velocidades médias nas direções x e y, respectivamente [L T<sup>-1</sup>]; q<sub>x</sub> e q<sub>y</sub> são as intensidades de descarga nas direções x e y, respectivamente, sendo relacionadas com as componentes de velocidade, tais como q<sub>x</sub> = HU e q<sub>y</sub> = HV [L<sup>2</sup> T<sup>-1</sup>]; g é a aceleração da gravidade [L T<sup>-2</sup>] e ρ é a massa específica da água [M L<sup>-3</sup>]; S<sub>0x</sub> e S<sub>0y</sub> são as declividades do fundo nas direções x e y, respectivamente [L L<sup>-1</sup>]; S<sub>fx</sub> e S<sub>fy</sub> são as declividades da linha de energia correspondentes [L L<sup>-1</sup>]; τ<sub>xx</sub>, τ<sub>xy</sub>, τ<sub>yx</sub> e τ<sub>yy</sub> são as componentes do tensor horizontal turbulento [L<sup>2</sup> T<sup>-1</sup>].

As premissas básicas das equações são (STEFFLER e BLACKBURN, 2002):

- I. A distribuição de pressão na vertical é hidrostática. Geralmente isso limita a precisão em áreas de encostas muito íngremes e em mudanças rápidas da declividade do leito.
- II. As distribuições de velocidades horizontais ao longo da profundidade são constantes. Assume-se que a distribuição de velocidades pode ser usada na interpretação da profundidade do escoamento, mas a distribuição é tratada como constante pelos cálculos internos. Especificamente, as informações sobre fluxos secundários e circulações não estão disponíveis.
- III. As forças de Coriolis e vento são desprezíveis. Em ambientes lênticos estas forças podem ser importantes na modelagem.

Estas equações são utilizadas para simular as características hidráulicas do curso d'água. Depois que a solução hidráulica é obtida, o modelo interpreta as informações de habitat fornecidas pelo analista, juntamente com os dados de vazão simulada, para gerar a Superfície Ponderada Utilizável (SPU) de cada espécie de peixe a ser analisada no estudo.

b) Modelo de habitat

O componente de habitat do modelo River2D é baseado na Superfície Ponderada Utilizável - SPU (BOVEE, 1982), conceito usado no método IFIM. A SPU é a quantidade de habitat físico disponível, expressa em m<sup>2</sup> por quilômetro linear do curso d'água, para as espécies de peixe em um dado escoamento (Equação 4).

$$SPU = \sum_{i=1}^n [f(V_i, P_i, S_i) \cdot A_i] \quad (4)$$

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  $A_i$  [ $L$ ].

A SPU é calculada por meio do Índice de Preferência de Habitat Composto (variando de 0,0 a 1,0), avaliado em cada ponto do domínio e da superfície utilizável associada a esse ponto. No River2D os pontos são os nós computacionais da malha discretizada e as áreas úteis são os Polígonos de Thiessen (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

A SPU em cada nó é calculada por meio da combinação de diferentes índices de preferência para profundidade, velocidade e índice de canal (informações de substrato e cobertura). As opções disponíveis no modelo para o cálculo da SPU são o produto triplo, média geométrica ou valor mínimo. O índice de preferência para cada parâmetro é avaliado por interpolação linear a partir das curvas de preferência de uma determinada espécie fornecida separadamente (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

As velocidades e as profundidades são obtidas diretamente a partir do componente hidrodinâmico do modelo. Os valores do índice de canal dependem do diâmetro do substrato (diferentes tipos de sedimentos no fundo do rio) e da cobertura (diferentes tipos de habitat) para as espécies de peixes e suas fases de vida. Estes valores são interpolados para cada nó computacional em um arquivo separado de índice de canal, podendo a interpolação ser linear (contínua) ou pelo vizinho mais próximo (discreta) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

### 3.2.4.2. Módulos

A ferramenta computacional associada ao River2D é formada por quatro módulos: River Bed (R2D\_Bed), River Mesh (R2D\_Mesh), River Ice (R2D\_Ice) e o River2D, propriamente dito (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Todos os módulos têm interfaces gráficas que são suportadas pelo sistema operacional Windows. Os módulos R2D\_Bed, R2D\_Mesh e R2D\_Ice são editores de arquivo gráfico. O R2D\_Bed foi projetado para editar dados básicos de topografia, enquanto o R2D\_Ice destina-se ao desenvolvimento de topografias em regiões que possuem como característica fundamental a presença de gelo e/ou neve. Já o módulo R2D\_Mesh é utilizado para o desenvolvimento de malhas computacionais, as quais são utilizadas como dados de entrada no módulo River2D (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Estes módulos são geralmente utilizados em ordem sequencial. O processo de modelagem envolve, primeiramente, a criação de um arquivo da topografia em formato texto a partir de dados brutos de campo (levantamento topobatimétrico); em seguida, é feita a edição e refino por meio do R2D\_Bed. Se a neve for uma variável a ser modelada no estudo faz-se necessário utilizar o R2D\_Ice para gerar o arquivo de topografia (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Os resultados advindos do R2D\_Bed e do R2D\_Ice são usados como dados de entrada no R2D\_Mesh. Este, por sua vez, é encarregado de gerar a discretização computacional baseado no método dos Elementos Finitos. A malha resultante é um dado de entrada no modelo River2D, o qual é usado para simular e ajustar as profundidades da lâmina d'água com as velocidades ao longo da discretização, além de permitir a visualização e interpretação dos resultados ao longo das seções transversais e longitudinais do curso d'água baseando-se no método IFIM de determinação de vazões ecológicas (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

### a) R2D\_Bed

O R2D\_Bed é um módulo para edição da topografia do leito do rio. A representação exata das características físicas do leito do canal é, provavelmente, o fator mais importante na modelagem da vazão no rio. Além da precisão e dos extensivos dados de campo, o julgamento e a experiência do analista são necessários para ligar os pontos dentro da representação digital da superfície. O modelo River2D é baseado na metodologia da Rede Irregular de Triangulação (TIN – *Triangulated Irregular Network*), incluindo as linhas de quebra, para interpolação espacial dos parâmetros nodais (Figura 7) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

As características físicas do leito do canal necessárias para a modelagem da vazão são a elevação de todo curso d'água a ser estudado e a rugosidade do leito do canal. O R2D\_Bed permite que esses valores sejam editados individualmente ou por regiões (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

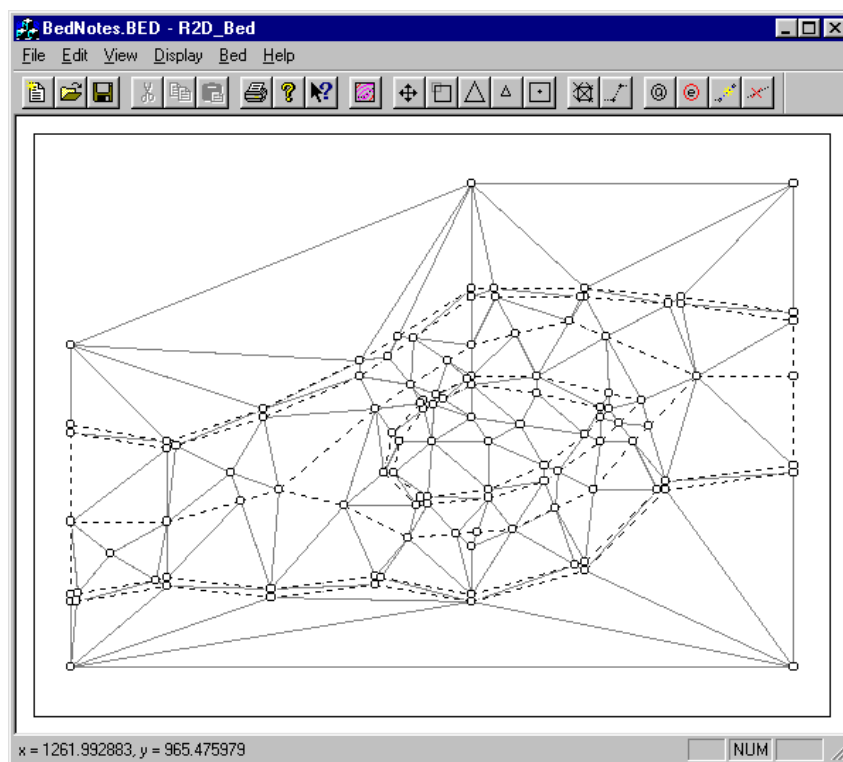


Figura 7 - Ilustração do uso do R2D\_Bed.

Fonte: Steffler e Blackburn (2002).

## b) R2D\_Ice

O River2D possui a funcionalidade de representar a cobertura de gelo por meio de um modelo de fluxo implementado em sua rotina computacional. A espessura e a rugosidade do gelo em cada nó do domínio computacional são propriedades importantes para os cálculos hidrodinâmicos. O R2D\_Ice proporciona ao analista um ambiente gráfico que permite uma análise precisa das condições extremas no trecho de rio (Figura 8) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Vários comandos são disponibilizados com intuito de modificar as propriedades do gelo em níveis global, regional ou local. Outras formas podem ser inseridas na topografia para definir os locais de borda em áreas parcialmente cobertas de neve (STEFFLER e BLACKBURN, 2002). Nas regiões em que não se observa a ocorrência de neve este módulo não é utilizado.

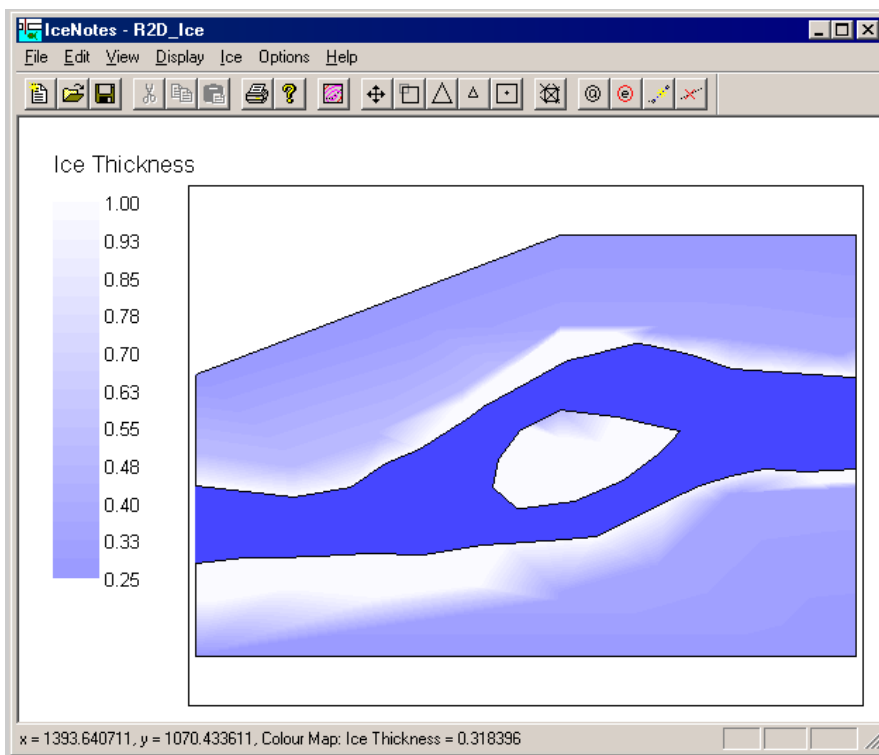


Figura 8 - Ilustração do uso do R2D\_Ice.

Fonte: Steffler e Blackburn (2002).

### c) R2D\_Mesh

O objetivo do R2D\_Mesh é fornecer um ambiente de geração da malha computacional bidimensional, por elementos finitos, fácil e ao mesmo tempo eficaz de ser usado na modelagem hidrodinâmica. Para gerar a malha, o programa exige um arquivo de topografia do leito, editado no R2D\_Bed, definindo os trechos de interesse por meio de pontos de elevação e rugosidade. Os pontos podem ser independentes ou conectados por linhas de quebra (Figura 9) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

O módulo disponibiliza diversas ferramentas para auxiliar a geração, edição e ajuste das malhas ao longo do trecho monitorado. Depois de feito todos os ajustes é gerado um arquivo de entrada para o programa River2D (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

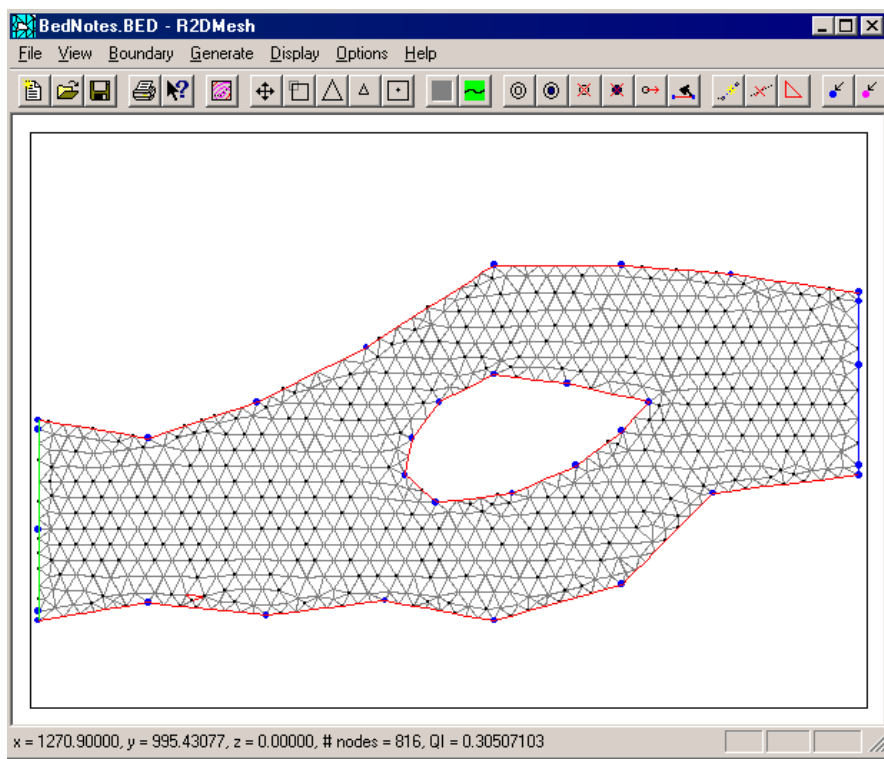


Figura 9 - Ilustração do uso do R2D\_Mesh.

Fonte: Steffler e Blackburn (2002).

### 3.2.4.3. Dados de entrada

As variáveis de entrada no modelo são divididas em dois grandes grupos: dados abióticos e bióticos (Figura 10). Os dados abióticos são compostos 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.

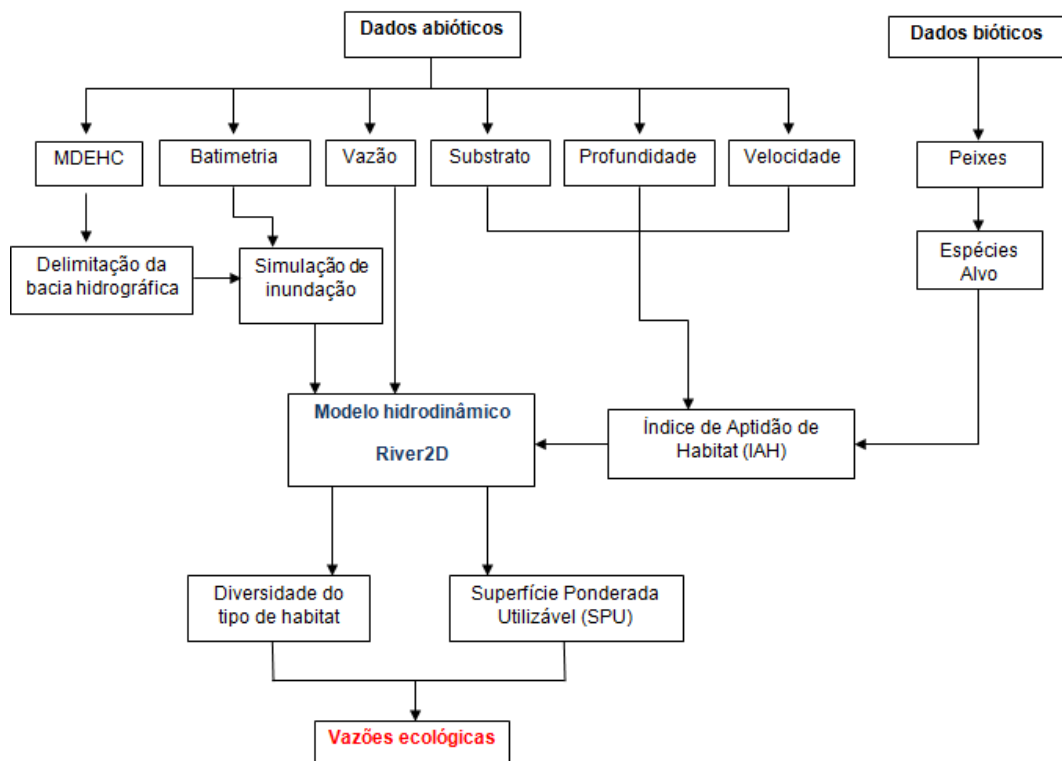


Figura 10 - Fluxograma de utilização do modelo River2D.

Fonte: Modificado de Chou e Chuang, 2010.

A variável referente aos dados bióticos são as espécies de peixes presentes no local, determinadas em função da sua quantidade e diversidade. Somada às informações de velocidade, profundidade e substrato irão compor o Índice de Aptidão de Habitat (IAH) ou curvas de preferência das espécies-alvo. Os valores de IAH para cada variável são combinados formando um IAH global (CHOU e CHUANG, 2010).

As variáveis de entrada devem ser quantificadas *in situ*, em experimentos de campo previamente planejados e organizados, inclusive as coletas de peixes com a determinação das espécies-alvo.

O escoamento no modelo River2D é avaliado quanto à velocidade e à profundidade, enquanto o leito do rio é analisado pelo substrato. Assim, de posse das curvas de preferência de habitat de uma determinada espécie-alvo frente a um determinado tipo de substrato, o modelo avalia os locais onde este se repete ao longo do trecho estudado, combinando as três variáveis.

#### 3.2.4.4. Componentes de saída do programa

Os resultados gerados pelo modelo são divididos em dois grupos: hidráulico e habitat (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

Como resultado hidráulico, o modelo River2D apresenta a elevação do relevo, a rugosidade do leito, as informações de profundidade e velocidade, a elevação no nível da água, além de apresentar o número de Froude ao longo da área de estudo.

Os resultados gerados após a simulação de habitat são o índice de canal, a aptidão da espécie-alvo em relação à profundidade e à velocidade, o índice de aptidão de habitat global e a Superfície Ponderada Utilizável (SPU) ao longo da área de estudo.

Cabe ressaltar que o modelo não fornece os valores de vazão ecológica, e sim da SPU. Os valores de SPU são cruzados com os valores de vazão simulada em uma matriz de otimização por meio de um software auxiliar (como por exemplo, o aplicativo Excel), para assim obter a vazão ecológica.

### 3.3. HIDROGRAMA ECOLÓGICO

A grande limitação das metodologias baseadas no conceito de vazão remanescente é que estas estão focadas em uma vazão mínima, apenas. Não há preocupação em definir outros aspectos do regime hidrológico que são fundamentais para a manutenção dos ecossistemas (COLLISCHONN *et al.*, 2006).

A degradação ecológica foi uma consequência indesejada da gestão de recursos hídricos, devido à falta de conhecimento sobre as relações entre o regime hidrológico e os ecossistemas (RICHTER *et al.*, 2003). O manejo tradicional teve sempre como objetivo a maximização da disponibilidade hídrica sem nenhuma preocupação com a variabilidade natural da vazão nos cursos d'água.

Collischonn *et al.* (2005), por exemplo, discutem os efeitos do reservatório de Sobradinho, no rio São Francisco, que entrou em operação na década de 70 e que possui uma grande capacidade de regularização das vazões. Na Figura 11 são apresentados os hidrogramas observados a montante (em Morpará) e a jusante (em Juazeiro) do reservatório de Sobradinho.

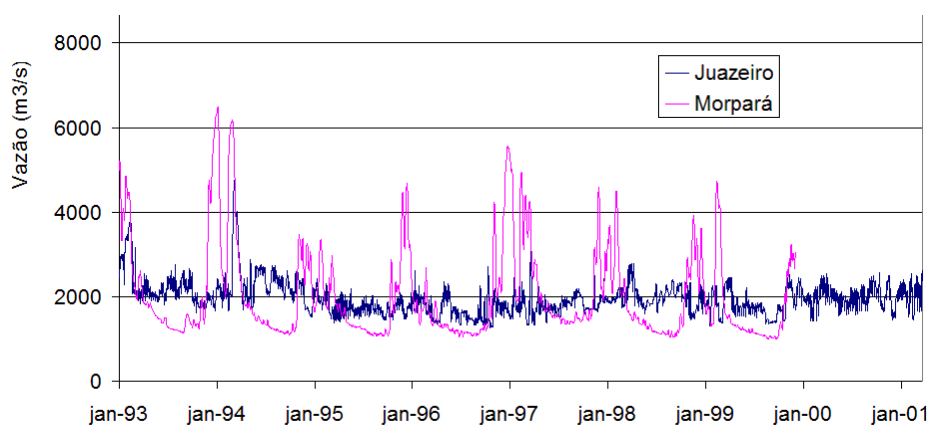


Figura 11 - Hidrogramas do rio São Francisco a montante (Morpará) e a jusante (Juazeiro) do reservatório de Sobradinho.

Fonte: Collischonn *et al.*, 2005).

A diferença que mais se destaca é, sem dúvida, o efeito do reservatório sobre os ciclos sazonais de cheias e estiagens, essenciais à integridade dos ecossistemas. Nos sete anos apresentados, observa-se que as cheias foram fortemente amortecidas pelo reservatório, de modo que o hidrograma a jusante (em Juazeiro) não apresenta mais nenhum ciclo sazonal reconhecível, tornando as vazões durante a estiagem e a cheia muito semelhantes (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

Esta modificação no regime hidrológico ocorre de forma significativa sempre que um reservatório de regularização entra em operação. Craig (2000) cita que a construção da barragem de Tucuruí, no rio Tocantins, reduziu drasticamente a população de dez espécies de peixes, embora em nenhum momento houvesse desrespeito aos valores de vazões mínimas durante a estiagem. Não foi a escassez que impactou o ecossistema e sim a alteração do regime hidrológico natural, caracterizado pela variabilidade sazonal e interanual. Portanto, está evidente a parcialidade de uma gestão baseada somente na manutenção das vazões mínimas.

O regime hidrológico natural de vazões tem influência sobre diversas outras variáveis ambientais, como a temperatura da água, a concentração e o tipo de sedimentos e nutrientes, a concentração de oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, sobre o comportamento das espécies e a integridade ecológica dos ecossistemas (POFF *et al.*, 1997). Dessa forma, a substituição do regime hidrológico natural por um regime controlado interrompe não apenas a variabilidade sazonal de vazões, mas a variação sazonal de todos os parâmetros ambientais envolvidos com o fluxo de água (SILVA *et al.*, 2010).

Tratando-se de reservatórios de regularização, a variabilidade sazonal é substituída pela variabilidade de operação das turbinas e comportas, com altas vazões durante as estiagens e cheias amortecidas. Nesses casos, a demanda ecológica pela variabilidade sazonal de vazões é substituída pela demanda por energia, com vazões variando em ciclos bem mais curtos, como o diário e semanal (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

A maior parte da biota fluvial comporta-se conforme os pulsos de inundação e seca (LARGE e PRACH, 1999), em especial os peixes e invertebrados, funcionando como bioindicadores da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com Smakhtin (2007), vazões elevadas com períodos de retorno de 2 a 5 anos asseguram a manutenção dos canais e a inundação das planícies; vazões moderadas com permanência de 30-60% no tempo são críticas para ciclagem de nutrientes e migração de peixes; e as vazões mínimas com permanência de 70-95% são importantes para desova de peixes, controle de algas e captação por usuários. Além da magnitude das vazões médias, mínimas e máximas, também a qualidade, duração e a frequência são fatores reguladores dos processos ecológicos (SILVA *et al.*, 2010).

Tratando-se de um ecossistema, qualquer evento hidrológico é acompanhado por muitas mudanças físicas, químicas e biológicas no ambiente aquático que regulam a ocorrência e a eficiência dos processos ecológicos. Quando esses efeitos ocorrem sazonalmente, a diversidade biológica está adaptada para tirar vantagem de cada condição específica (SILVA *et al.*, 2010).

Embora os efeitos das variações de vazões sejam reconhecidos (BUNN e ARTHINGTON, 2002), poucos estudos empíricos foram realizados e mais experimentos manipulativos são necessários para quantificar as consequências ecológicas das vazões (DEWSON *et al.*, 2007). As vazões mínimas e máximas são componentes naturais do regime hidrológico, mas se desconhece as demandas do ecossistema e os efeitos da sua magnitude, qualidade, duração e frequência sobre os processos ecológicos. Nesse sentido, bioindicadores como peixes (TETZLAFF *et al.* 2005) e macroinvertebrados (DEWSON *et al.*, 2007) são potenciais objetos de pesquisa.

Uma gestão de recursos hídricos focada na garantia de vazões remanescentes, estabelecidas sem critério, não se aproxima em nada da gestão sustentável necessária ao atendimento das demandas antrópicas e ambientais. A alternativa mais eficiente e de baixo custo é gerenciar as

regulações água-biota, com variação anual e interanual dos parâmetros hidrológicos, mantendo o equilíbrio ecológico em longo prazo (POSTEL e RICHTER, 2003).

Essa variabilidade interanual também é característica do regime hidrológico. Na Figura 12 estão apresentados hidrogramas do rio Cuiabá mostrando um ano úmido (94-95), um ano seco (97-98) e um ano típico ou padrão (82-83). Apesar da variabilidade, durante os meses de inverno a recessão de cheias é mantida e, a partir de setembro até dezembro, pequenas cheias ocorrem nos três anos. Por outro lado, as vazões máximas superam os  $3.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no ano úmido e não ultrapassam  $1.500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no ano seco (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

Analisando a variação anual e interanual dos hidrogramas de vazões e compreendendo as relações entre água e biota, percebe-se que as vazões ecológicas precisam apresentar valores mínimos, médios e máximos e que os critérios de concessão de outorgas de uso das águas superficiais não devem ser fundamentados sobre um valor único e sim sobre um conjunto de valores, com intervalos estabelecidos respeitando a ocorrência temporal e espacial, e explorando a tolerância e a resiliência dos processos ecológicos (SILVA *et al.*, 2010).

Segundo Postel e Richter (2003), a quantificação de aspectos fundamentais do regime hidrológico para a manutenção dos ecossistemas concentra-se, em geral, nas seguintes características: (1) vazões de base no período úmido e no período seco; (2) cheias normais, que ocorrem quase todos os anos; (3) cheias extraordinárias, que não ocorrem todos os anos; (4) vazões mínimas extraordinárias; (5) taxas de variação da vazão ao longo do tempo; (6) variabilidade interanual de todas as características anteriores.

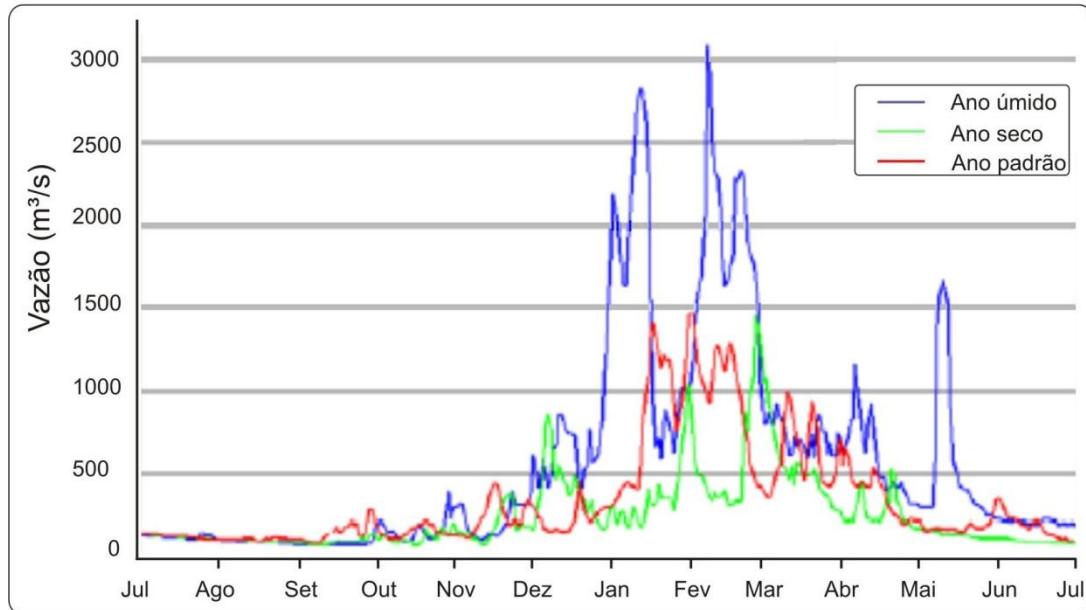


Figura 12 - Hidrogramas do rio Cuiabá durante um ano úmido (94-95), seco (97-98) e padrão (82-83).

Fonte: Collischonn *et al.*, 2005.

Na Figura 13 está apresentado um exemplo fictício de um hidrograma ecológico prescrito baseado em alguns hidrogramas observados. Neste hidrograma há considerações quanto: (1) à vazão mínima que deve escoar pelo rio ao longo dos doze meses do ano; (2) quanto à vazão máxima que pode ocorrer durante os meses de estiagem; (3) quanto à mínima vazão de cheia que deve ocorrer, pelo menos uma vez em um dos meses em que ocorrem as cheias naturais; e (4) quanto às pequenas cheias no início do verão (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

No hidrograma prescrito há uma definição da vazão mínima mensal (1). Essa vazão deve ser tal que o habitat não seja excessivamente reduzido. Segundo Collischonn *et al.* (2005), critérios tradicionais de estimativa de vazões ecológicas podem ser utilizados para determinar essas vazões mínimas, sendo importante destacar que essa vazão varia de acordo com a época do ano.

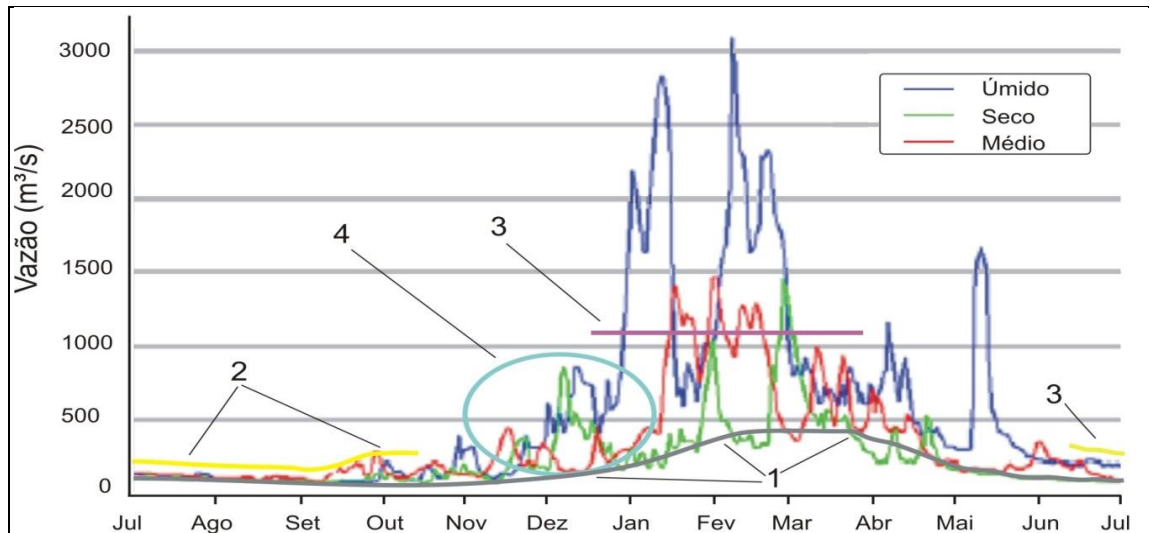


Figura 13 - Exemplo fictício de hidrogramas prescrito: 1. vazão mínima mensal; 2. máxima vazão na estiagem; 3. mínima vazão na cheia; 4. cheias no início das chuvas.

Fonte: Collischonn *et al.*, 2005.

Além da vazão mínima mensal, há um limite para a vazão máxima, que deve ser respeitado durante o período de estiagem (2). É importante que a vazão durante a estiagem seja inferior a um limite para que certas características do ambiente sejam preservadas. Por exemplo, em um trecho de rio com lagoas marginais é necessário que a vazão seja suficientemente baixa para interromper a ligação entre as lagoas e o rio, uma vez que as lagoas funcionam como berçários para certas espécies de peixes que precisam estar livres dos predadores maiores que estão no rio (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

O hidrograma prescrito também pode determinar valores mínimos de vazão que devem ocorrer pelo menos uma vez, com duração não inferior a um limite pré-estabelecido, durante o período de cheias (3). A importância dessa vazão mínima no período de cheias é que ela pode ser necessária para estabelecer a ligação entre o rio e uma lagoa, reconhecida como berçário de várias espécies de peixes. Finalmente, o hidrograma prescrito na Figura 13 destaca as pequenas cheias no início do verão, que ocorrem como consequência dos primeiros eventos chuvosos ao final da estiagem, e que atuam como gatilhos de processos ecológicos importantes, como a migração e

o acasalamento. Idealmente essas pequenas cheias do início do período devem ser mantidas inalteradas pelos usos humanos (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

A determinação do hidrograma ecológico em países desenvolvidos tem alcançado bons resultados, embora a realidade seja bastante diferente da brasileira em diversos aspectos, como a disponibilidade de dados hidrológicos, o conhecimento de relações entre o regime hidrológico e a ecologia das espécies, especialmente os peixes, e a preocupação da sociedade com os problemas ambientais. A transição da metodologia de vazões ecológicas para os hidrogramas ecológicos deverá superar alguns desafios no contexto do manejo de água no Brasil. As dificuldades atuais e a falta de incentivo, no entanto, não devem impedir que formas alternativas de manejo de água devam ser buscadas com o passar do tempo (COLLISCHONN *et al.*, 2005).

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. REGIÃO DE ESTUDO

O estudo foi realizado no rio Formoso, o qual possui 76,7 km de extensão, afluente da margem direita do rio Pomba, localizado na região oeste da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, entre os paralelos 21°18' e 21°27' Sul e os meridianos 43°10' e 43°38' Oeste (Figura 14). A bacia do rio Formoso abrange parte dos municípios mineiros de Oliveira Fortes, Aracitaba, Tabuleiro e Santos Dumont, ocupando uma área aproximada de 398 km<sup>2</sup>.

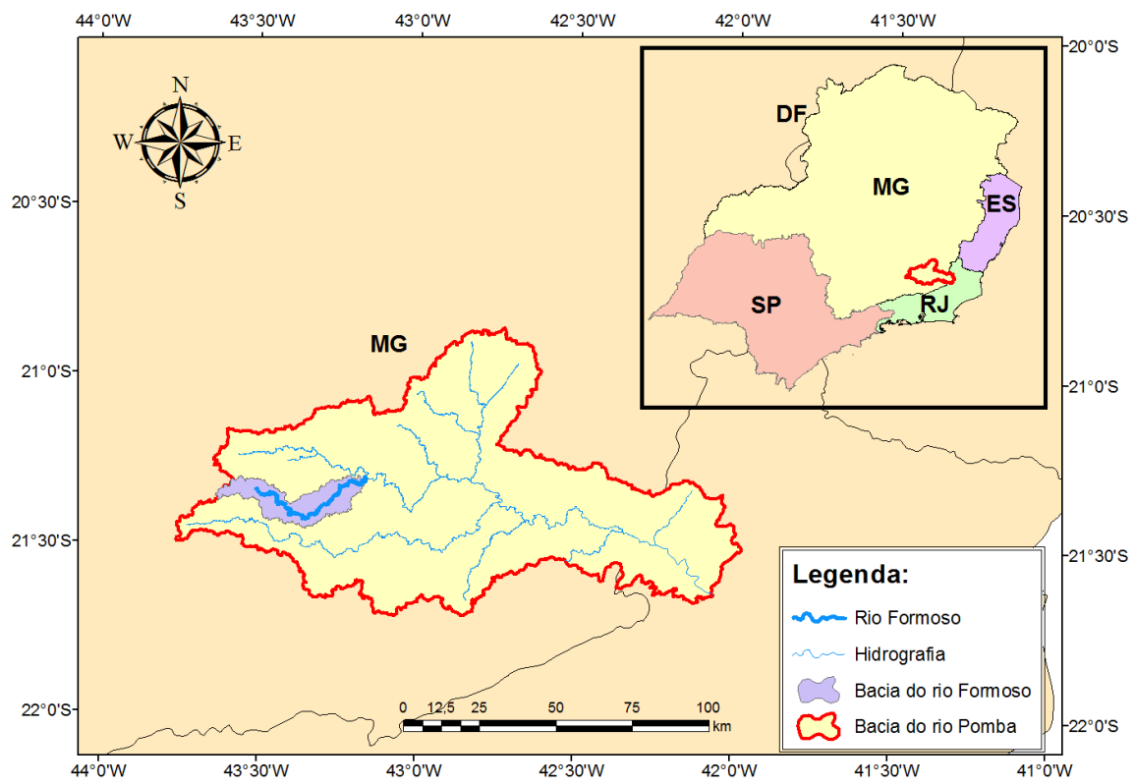


Figura 14 - Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Formoso.

A área de estudo foi dividida em dois trechos de 1 km de extensão, distantes um do outro em aproximadamente 14 km (Figura 15). O trecho 1, com área de contribuição de 180,7 km<sup>2</sup>, localiza-se nas porções íngremes do relevo

da bacia, próximo a Conceição do Formoso, distrito de Santos Dumont, e possui áreas mais preservadas com a presença de mata ciliar e condições naturais, ou seja, sem a presença de urbanização (Figura 16). O trecho 2, o qual se localiza na porção inferior da bacia, com 312,3 km<sup>2</sup> de área de contribuição, corresponde a uma região mais degradada, onde a vegetação nativa foi suprimida devido ao uso intensivo da pastagem, caracterizado pela ausência de mata ciliar e avançado processo de assoreamento das margens e degradação da qualidade da água (Figura 17). Esse trecho sofre influência urbana do município de Tabuleiro e nele está instalada a estação fluviométrica Tabuleiro (código 58720000) da rede hidrometeorológica da Agência Nacional das Águas (ANA).

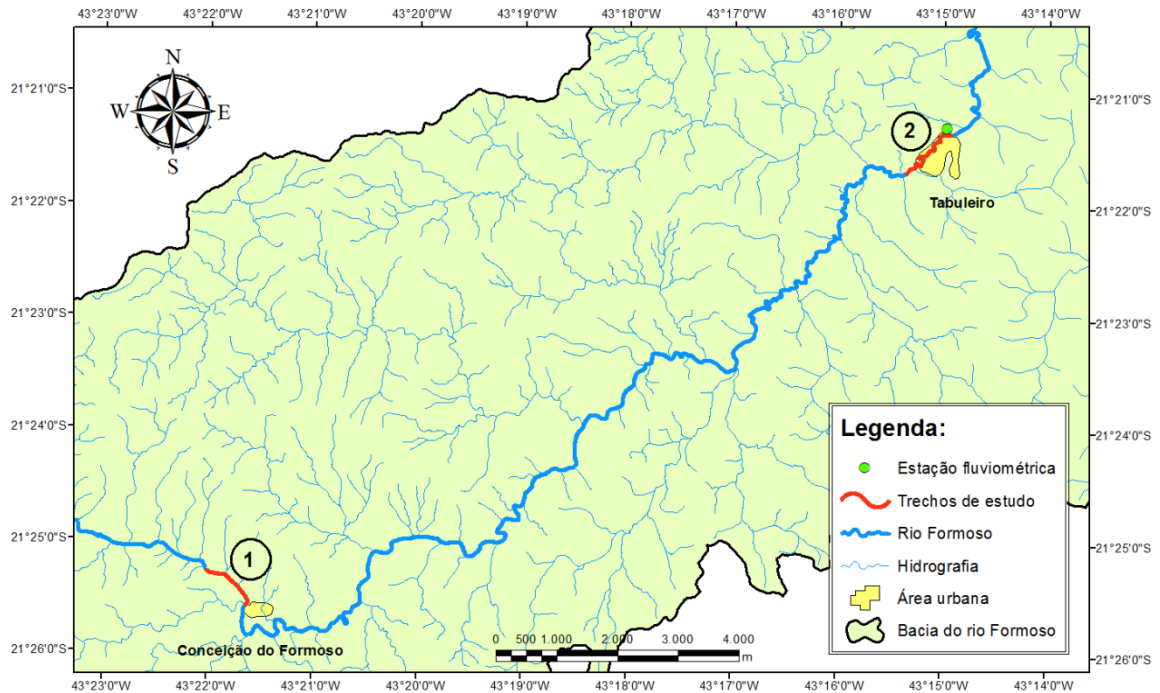


Figura 15 - Localização geográfica dos dois trechos em estudo na bacia hidrográfica do rio Formoso.



Figura 16 - Trecho 1 de monitoramento, localizado no alto curso do rio Formoso.



Figura 17 - Trecho 2 de monitoramento, localizado no baixo curso do rio Formoso.

#### 4.2. MODELO ECOHIDROLÓGICO

O modelo bidimensional River2D foi escolhido para o presente trabalho por ser mais eficaz, em termos de cálculo de SPU, na previsão de habitats em ecossistemas aquáticos, comparado com modelos unidimensionais (BOAVIDA, 2007).

Com o objetivo de determinar o regime de vazões ecológicas no rio Formoso, foi necessário quantificar uma série de variáveis *in situ*, por meio de campanhas de campo, de modo a obter dados para a calibração e simulação do modelo. Dos quatro módulos existentes no River2D, foram utilizados três:

R2D\_Bed, R2D\_Mesh e River2D, sendo esse último responsável pela modelagem de habitat.

O R2D\_Bed foi alimentado com informações do relevo (levantamento topobatimétrico) e da distribuição de rugosidade (tipo de substrato) nos dois trechos monitorados no rio Formoso (Figura 18). Observa-se que a topografia do trecho é formada por nós computacionais. Para cada nó são fornecidos os valores de coordenadas geográficas x e y, altitude z e rugosidade.

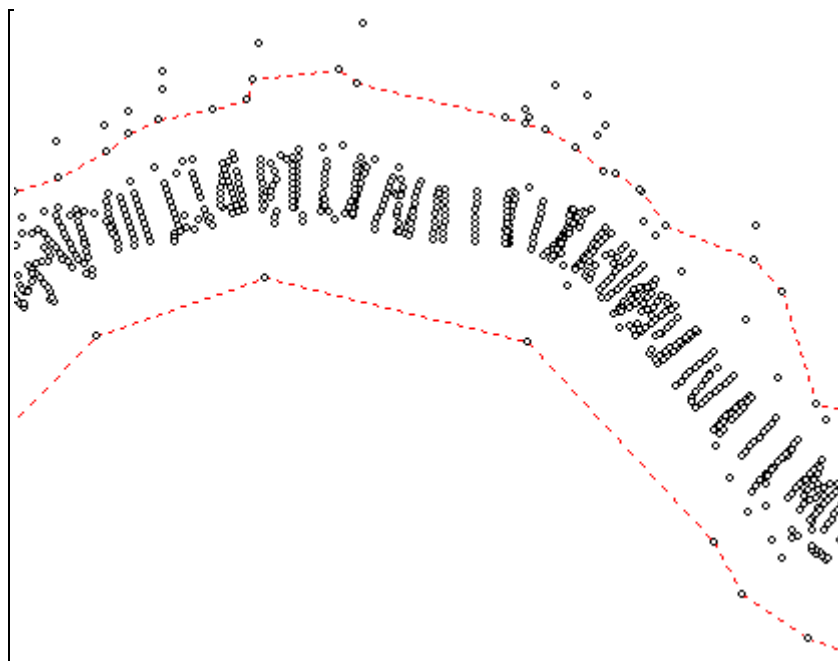


Figura 18 - Manipulação dos dados topográficos do R2D\_Bed.

Posteriormente, utilizou-se o R2D\_Mesh para gerar a malha computacional. O River2D foi calibrado inicialmente com resolução de malha de elementos finitos igual a cinco metros para ambos os trechos monitorados. Na sequência foi necessário refinar a malha computacional para ajustar os dados simulados com os dados obtidos nos experimentos de campo, finalizando a malha com os valores iguais a cinco metros, nas margens do curso d'água, três metros, dentro da calha do curso d'água, e um metro nos pontos mais críticos

dentro do curso d'água (Figura 19). Observa-se na Figura 19 que há dois contornos ao longo do trecho de rio analisado: uma linha vermelha e uma linha azul. A linha vermelha é o limite máximo de simulação, também conhecido como planície de inundação. Já a linha azul é o limite da calha do curso d'água.

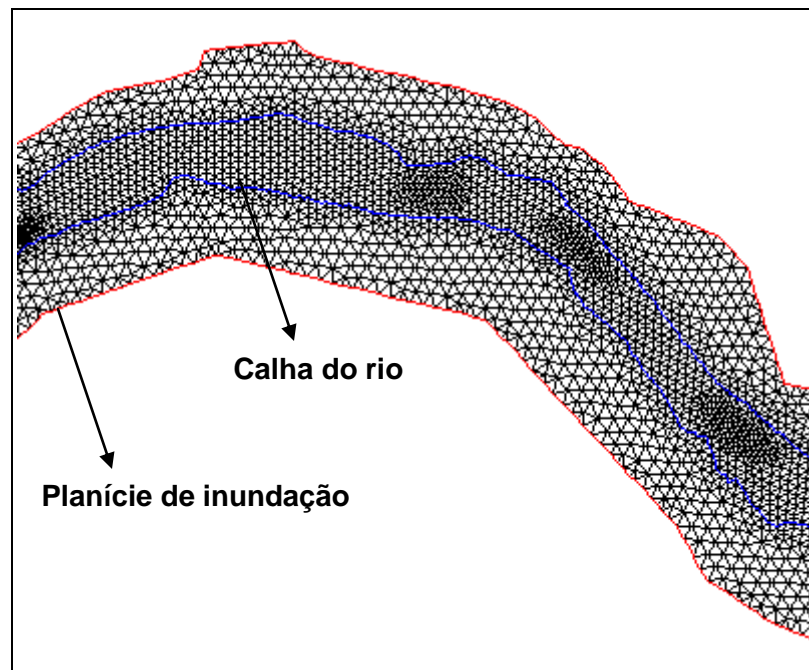


Figura 19 - Geração da malha computacional no R2D\_Mesh.

A calibração do modelo River2D foi realizada variando simultaneamente a distribuição de rugosidade efetiva ( $k_s$ ) no módulo R2D\_Bed e a malha computacional no módulo R2D\_Mesh ao longo dos trechos monitorados (STEFFLER e BLACKBURN, 2002).

O modelo River2D foi calibrado para as vazões iguais a  $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para o primeiro e segundo trecho, respectivamente, correspondente às vazões medidas na primeira campanha de campo. Depois de calibrado, o modelo foi validado para as demais vazões monitoradas no rio Formoso.

Em seguida, com o modelo calibrado, deu-se início às simulações de habitat. O índice de canal, composto pelas variáveis substrato e cobertura, foi

calculado em cada nó da malha computacional considerando a interpolação discreta do índice de canal, uma vez que esse índice é composto por classes discretas de valores. A SPU em cada nó foi quantificada utilizando o produto entre as informações de velocidade, profundidade e índice de canal, associadas às curvas de preferência de habitat de cada espécie de peixe analisada.

A SPU foi calculada para diferentes vazões e espécies de peixes. Por fim, preparou-se um gráfico relacionando a SPU com as vazões simuladas. A vazão ecológica, para as espécies e estágios de vida previamente selecionados, foi obtida pelo máximo dos mínimos valores de SPU (GOMES, 2011).

#### 4.3. ATIVIDADES DE MONITORAMENTO

Para calibrar e gerar os resultados por meio do modelo River2D foi necessário quantificar *in situ* diversas variáveis hidráulicas, hidrológicas e biológicas.

Desse modo, foram realizadas quatro campanhas de campo no rio Formoso, duas no período seco (Junho de 2011 e Julho de 2012) e duas no período chuvoso (Março de 2011 e Fevereiro de 2012), com objetivo de calibrar o modelo River2D e determinar o hidrograma ecológico.

A caracterização do micro-habitat foi feita nos dois trechos de 1 km de extensão do rio Formoso, onde em cada trecho foram demarcadas três seções transversais equidistantes de 500 metros (Figuras 20 e 21), nas quais foram realizadas coletas de informações de velocidade, profundidade, vazão, cobertura e substrato, além de inventariar a composição taxonômica da ictiofauna no rio, conforme detalhados nos itens posteriores.

Na Tabela 2 estão apresentadas as coordenadas geográficas e a altitude das seções monitoradas no estudo.



Figura 20 - Ilustração das seções de monitoramento utilizadas na caracterização do micro-habitat no Trecho 1 do rio Formoso.

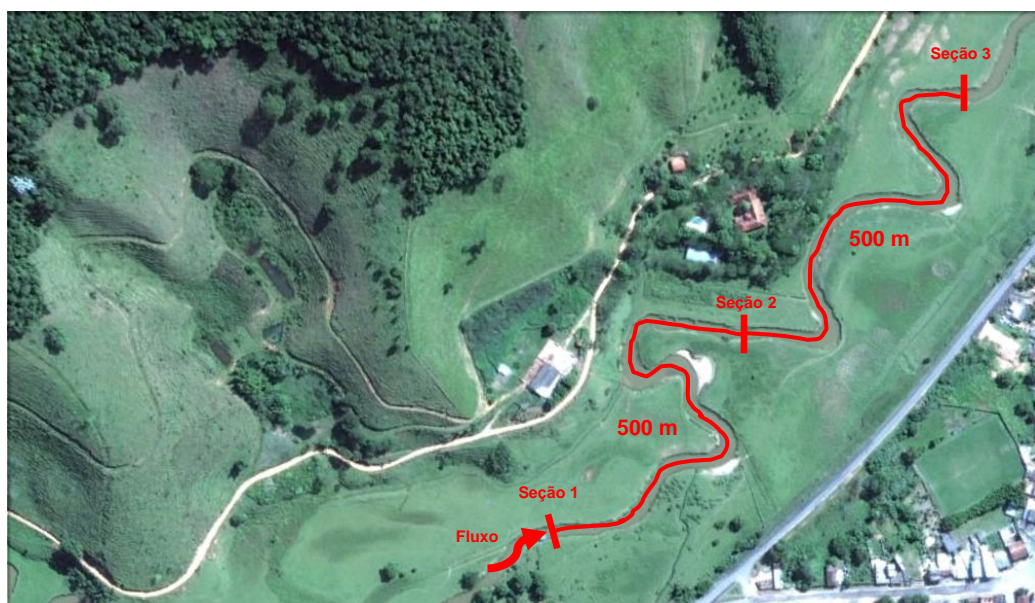


Figura 21 - Ilustração das seções de monitoramento utilizadas na caracterização do micro-habitat no Trecho 2 do rio Formoso.

Tabela 2 - Características das seções de monitoramento do rio Formoso

Trechos de monitoramento	Seções de monitoramento	Altitude (m)	Coordenadas Geográficas	
			Latitude (Sul)	Longitude (Oeste)
Trecho 1	Seção 1	495	21°25'02"	43°22'34"
	Seção 2	492	21°25'03"	43°22'23"
	Seção 3	485	21°25'07"	43°22'17"
Trecho 2	Seção 1	451	21°21'35"	43°15'16"
	Seção 2	448	21°21'29"	43°15'11"
	Seção 3	446	21°21'22"	43°15'05"

#### 4.3.1. Velocidade e Profundidade

A velocidade do escoamento foi monitorada durante as duas primeiras campanhas de campo utilizando-se um micromolinete hidráulico M1 da SEBA Hydrometrie<sup>®</sup> (Figura 22) nas seções transversais demarcadas em cada trecho (Figuras 20 e 21). Na terceira campanha de campo a velocidade foi monitorada por meio de um molinete fluviométrico Newton da Hidromec<sup>®</sup>. Na quarta campanha utilizou-se o equipamento ADCP – *Acoustic Doppler Current Profiler*, modelo M9 RiverSurveyor da empresa Sontek<sup>®</sup> (Figura 23). A profundidade do escoamento foi medida por batimetria das seções transversais.

O objetivo principal foi relacionar os dados de velocidade e profundidade com as espécies encontradas no curso d'água, já que a coleta de peixes foi feita também nessas seções transversais, conforme descrita nos itens posteriores.

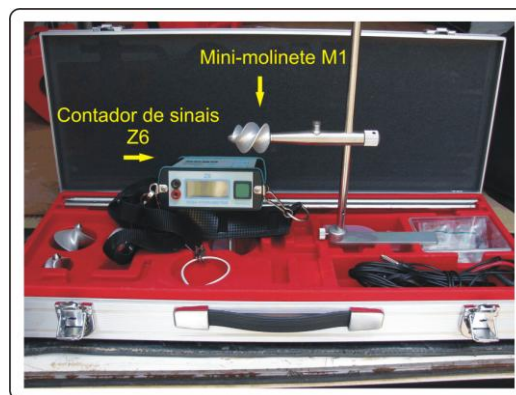
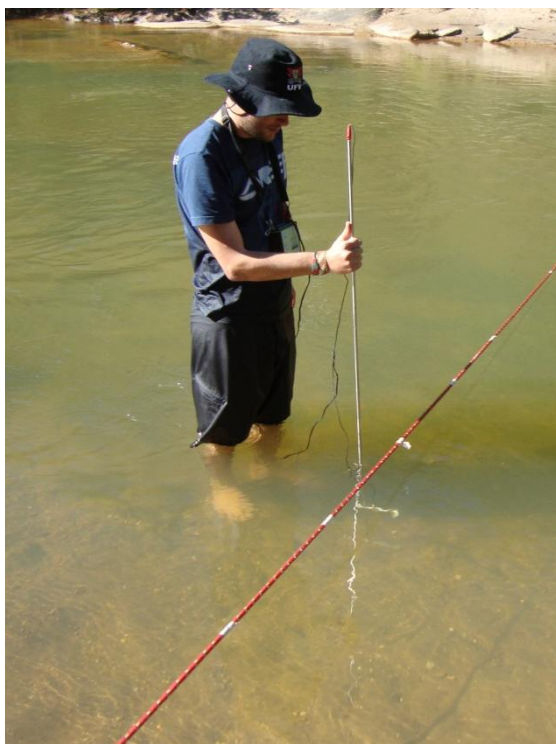


Figura 22 - Medição de velocidade utilizando o molinete hidráulico nos trechos de monitoramento no rio Formoso.



Figura 23 - Medição de velocidade utilizando o equipamento ADCP nos trechos de monitoramento no rio Formoso.

#### **4.3.2. Levantamento topobatimétrico**

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 dos trechos em estudo. Demarcaram-se, também, alguns pontos localizados nas margens do curso d'água, com intuito de realizar simulações considerando a planície de inundação no rio Formoso.

Os pontos conhecidos foram rastreados por meio do GPS geodésico Promark II, permitindo o georreferenciamento do trabalho. No Trecho 1, localizado no município de Conceição do Formoso, foram levantados 1.578 pontos. Já no Trecho 2, localizado no município de Tabuleiro, foram levantados 1.879 pontos.

Os dados altimétricos são fundamentais na simulação ao longo dos trechos, uma vez que, quanto maior a quantidade de pontos levantados, mais abrangente será o estudo, aumentando o número de cenários de vazões possíveis no curso d'água.

Os dados de profundidade observados nas campanhas de campo e no levantamento topobatimétrico foram úteis, também, para realizar o processo de calibração do modelo, objetivando verificar a sua precisão antes de realizar a simulação de habitat.

A profundidade de água simulada na modelagem do River2D foi comparada com a profundidade da água observada nas campanhas de campo. O processo de calibração foi avaliado pelos índices estatísticos Raiz do Erro Médio Quadrático (REMQ) (Equação 5), Erro Médio Absoluto (EMA) (Equação 6) e regressão linear, por meio do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) (JAY LACEY e MILLAR, 2004; CHOU e CHUANG, 2010).

$$REM_{Q} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n}} \quad (5)$$

em que, (d) é a diferença entre os valores observados e simulados, e (n) é número de pontos considerados na análise.

$$EMA = \frac{100\%}{n} \sum \left| \frac{h_{sim} - h_{obs}}{h_{obs}} \right| \quad (6)$$

em que,  $h_{sim}$  é a profundidade simulada [L];  $h_{obs}$  é a profundidade observada [L]; e (n) é o número de pontos considerados na análise.

#### 4.3.3. Substrato e Cobertura: Índice de Canal (IC)

O índice de canal (IC) 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. 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 leito) 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, para análise da granulometria e do diâmetro médio ( $D_{50}$ ) dos agregados.

Nas simulações computacionais por meio do modelo River2D, os efeitos da rugosidade de fundo sobre os níveis de água no canal são avaliados em função da rugosidade efetiva ( $k_s$ ), a qual depende do raio hidráulico (R) e do

coeficiente de rugosidade de Manning (n). No River2D, a rugosidade efetiva é usada para calibrar e verificar a exatidão do modelo, por meio de ajustes feitos entre os dados de profundidade do levantamento batimétrico e a malha discretizada. Segundo USACE (2001), a vantagem de usar o  $k_s$  ao invés do coeficiente de rugosidade de Manning é que este reflete as alterações do fator de atrito durante o processo de calibração.

Teoricamente, o valor de  $k_s$  poder ser estimado em função do coeficiente de rugosidade de Manning (n) e do raio hidráulico (R) (STEFFLER e BLACKBURN, 2002):

$$n = \frac{R^{1/6}}{2,5 \cdot \sqrt{g} \cdot \ln \left[ \frac{12 \cdot R}{k_s} \right]} \quad (7)$$

Na Tabela 3 está apresentada a relação entre os tipos de substrato, suas respectivas faixas de diâmetro e rugosidade efetiva e o código para formar o índice de canal (IC).

Tabela 3 - Tipos de substrato, códigos e os respectivos diâmetros e rugosidades efetivas utilizadas na simulação do modelo hidrodinâmico River2D

<b>Tipo de Substrato</b>	<b>Código</b>	<b>Diâmetro <math>D_{50}</math> (mm)</b>	<b>Rugosidade efetiva (m)</b>
Argila (detritos orgânicos)	1	< 0,004	0,02
Silte	2	0,004 – 0,06	0,03
Areia	3	0,06 - 2	0,04
Cascalho	4	2 - 64	0,08
Seixo	5	64 - 256	0,20
Pedra	6	256 - 762	0,35
Matacão	7	> 762	0,45
Leito Rochoso	8	-	0,50

Fonte: USFWS (1981); Glawdel *et al.* (2011).

Nos trechos analisados houve predominância de areia em quase todos os pontos de coleta de substrato no rio Formoso, com exceção de alguns pontos no primeiro trecho, em que foi encontrado material rochoso. Assim,

foram utilizados valores diferentes de  $k_s$  para a simulação dos trechos de estudo, assim divididos: no primeiro trecho, nos pontos próximos à cabeceira do curso d'água, utilizou-se o valor de  $k_s$  igual a 0,45 (referente à matacão) e, no restante do trecho, utilizou-se valor igual a 0,35 (referente à pedra); no segundo trecho utilizou-se o valor de  $k_s$  igual a 0,04 (referente à areia) em toda a sua extensão.

#### **4.3.4. Espécies-alvo e curvas de Índice de Aptidão de Habitat**

As curvas de Índices de Aptidão de Habitat (IAH) foram elaboradas associando as informações de velocidade, profundidade e índice de canal (substrato e cobertura) com a diversidade de peixes coletados nos dois trechos monitorados no rio Formoso. Posteriormente, essas curvas foram inseridas no módulo de habitat do modelo River2D.

As amostragens de peixes foram feitas nas mesmas seções onde foi determinado 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 (Figura 24), conforme metodologia descrita por Ribeiro e Zuanon (2006).

Foram dispostas em cada seção de monitoramento sete redes de espera com malhas de 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 50 mm, equidistantes de 10 metros a jusante da seção transversal monitorada, de forma a não haver superposição de redes.



Figura 24 - Posicionamento das redes de espera no Trecho 1 de monitoramento no rio Formoso.

Os peixes coletados (Figura 25) 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).

Alguns peixes foram levados vivos em sacos plásticos por meio da injeção de oxigênio para o Laboratório de Sistemática Molecular Beagle, do Departamento de Biologia Animal – UFV. O material coletado foi utilizado em pesquisas citogenéticas e moleculares conduzidas no laboratório, sendo os espécimes fixados e tombados na coleção ictiológica do Museu de Zoologia João Moojen – UFV.



Figura 25 - Captura dos peixes em redes de espera nos trechos de monitoramento no rio Formoso.

Na sequência, elaboraram-se os histogramas de frequência de uso para cada espécie 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 preferência divididos pelo maior valor de preferência, de modo que o índice de aptidão de habitat (IAH) final variasse entre zero (habitat não adaptado) até um (habitat ótimo) (GODINHO *et al.*, 2000).

Definiu-se, então, quais espécies seriam utilizadas na determinação da vazão ecológica (espécies bioindicadoras), sendo que, para tal, utilizou-se uma análise multicritério, com a presença de uma equipe multidisciplinar, de modo a procurar uma solução de compromisso entre várias fases do ciclo de vida (jovem e adulto) e entre várias espécies simultaneamente.

A análise multicritério com objetivo de determinar as espécies bioindicadoras nos trechos analisados foi realizada com base no conhecimento da ocorrência de alguma delas em condições já alteradas por barragens.

Considerou-se para efeito de elaboração dos histogramas de frequência um número mínimo de indivíduos para cada espécie igual a cinco, sendo levado em consideração também o estágio de desenvolvimento. Dessa forma, as espécies com número de indivíduos inferiores a cinco foram consideradas não representativas no rio Formoso.

#### 4.4. REGIME DE VAZÕES

Para analisar o regime de vazões no rio Formoso utilizaram-se as informações da série histórica da estação fluviométrica Tabuleiro (código 58720000) da rede hidrometeorológica da ANA, localizada no município de Tabuleiro e operada pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM). Foram utilizados os dados consistidos correspondentes a 23 anos, compreendendo o período de 1983 a 2005.

A vazão mínima de referência  $Q_{7,10}$  e as vazões mínimas associadas à permanência de 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 e 95% (Tabela 4) foram determinadas utilizando-se o software SisCAH, versão 1.0, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), o qual pode ser obtido gratuitamente pelo endereço eletrônico [www.ufv.br/dea/gprh](http://www.ufv.br/dea/gprh).

Tabela 4 - Regime de vazões mínimas no rio Formoso

Trechos de monitoramento	Vazões ( $m^3 s^{-1}$ )										
	Cheias			Vazões frequentes				Estiagens			
	$Q_{10}$	$Q_{20}$	$Q_{30}$	$Q_{40}$	$Q_{50}$	$Q_{60}$	$Q_{70}$	$Q_{80}$	$Q_{90}$	$Q_{95}$	$Q_{7,10}$
Trecho 1 <sup>(1)</sup>	10,70	6,34	5,27	4,17	3,50	3,06	2,70	2,52	2,16	1,85	1,54
Trecho 2 <sup>(2)</sup>	18,50	10,95	9,10	7,20	6,04	5,28	4,66	4,35	3,74	3,19	2,66

(1) Área de drenagem igual a 180,7 km<sup>2</sup>.

(2) Área de drenagem igual a 312,3 km<sup>2</sup>.

Cabe ressaltar que para o Trecho 2 as vazões foram obtidas a partir das informações da série histórica de vazões da estação fluviométrica localizada no município de Tabuleiro e, para o Trecho 1, tomou-se como base a espacialização de vazões usando o critério de vazão específica.

Determinou-se, também, por meio do software SisCAH, a vazão média mensal de longo termo (Figura 26). Posteriormente, diversas porcentagens das

vazões médias mensais foram utilizadas como dados de entrada no modelo River2D.

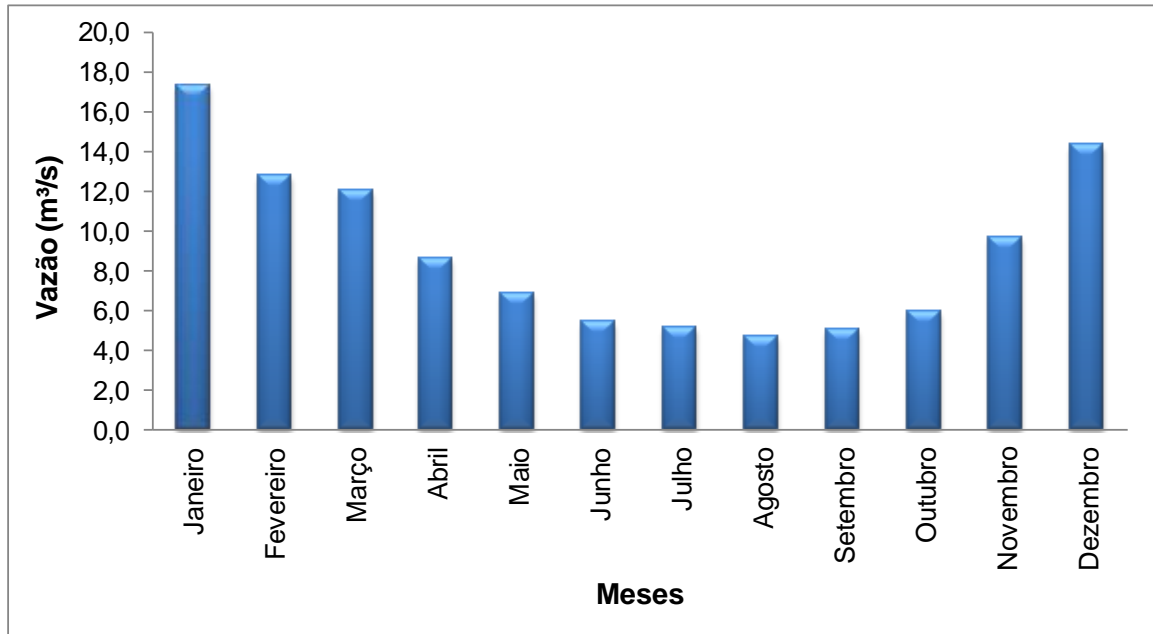


Figura 26 - Regime de vazões médias mensais do rio Formoso.

#### 4.5. DETERMINAÇÃO DO REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS

A determinação da vazão ecológica mensal foi feita por meio da relação entre as vazões simuladas e a Superfície Ponderada Utilizável (SPU). A técnica utilizada foi baseada em uma matriz de otimização, onde as vazões simuladas foram relacionadas com a SPU de cada espécie estudada.

A 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 desta técnica consiste na construção de uma matriz para cada mês, na qual as colunas se referem às vazões e as linhas às espécies consideradas no estudo (PELLISSARI *et al.*, 2001).

As vazões simuladas foram selecionadas considerando-se várias porcentagens da vazão média mensal. Para ambos os trechos, as porcentagens da vazão média mensal variaram de 10 a 100%, de modo que a vazão máxima ecológica 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. A SPU é a quantidade de habitat físico disponível para as espécies de peixe, sendo que quanto maior a área maior é a aptidão da espécie no trecho monitorado (BOVEE, 1982).

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 mais vulnerável no trecho de estudo. O maior valor destas linhas, referentes aos valores mínimos, correspondeu à maximização da área de habitat disponível (GOMES, 2011). Esse processo foi repetido em todos os meses do ano.

A partir dos valores mensais de vazão recomendados pela matriz elaborou-se um hidrograma ecológico anual, que corresponde ao regime de vazões ecológicas do rio Formoso, dado que as vazões selecionadas foram aquelas que permitiram uma minimização da perda de habitat.

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 (GOMES, 2011).

Posteriormente realizou-se uma comparação do regime de vazões ecológicas proposto no estudo com os valores de vazões mínimas de referência ( $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$ ), os quais são utilizadas nos processos de outorga de uso de água superficial no Brasil.

#### 4.6. PRESCRIÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO

O regime de vazões ecológicas na bacia do rio Formoso foi caracterizado com a adoção de um valor de vazão ao longo dos meses. Entretanto, pode não ser viável que se consiga manter esse valor em todo momento, ou que se exija do órgão gestor a manutenção do valor mensal de vazão ecológica proposto, devido principalmente à variabilidade natural das vazões no curso d'água.

Desse modo, na tentativa de minimizar este problema, foi prescrito um hidrograma ecológico distinto para os dois trechos monitorados no rio Formoso, sendo gerado a partir das informações de Superfície Ponderada Utilizável (SPU) obtidas nas matrizes de otimização.

O hidrograma ecológico foi prescrito para as espécies bioindicadoras, sendo formado por valores de vazão ecológica considerados ótimos para o ecossistema, ou seja, as vazões mensais que proporcionariam a maximização do habitat, e por faixas de variação de vazão, que poderiam ser adotados ao longo do ano e que não causariam danos irreversíveis para o ecossistema local.

Os valores de vazão ecológica foram estabelecidos a partir do regime de vazões mensais, considerando as espécies bioindicadoras utilizadas no estudo. As faixas de variação de vazão foram estabelecidas em função da SPU, visando à minimização da perda de habitat. A partir da vazão ecológica mensal verificou-se qual a SPU mínima a ser adotada para manter as espécies bioindicadoras no trecho monitorado.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. VAZÕES MEDIDAS

Na Tabela 5 estão apresentadas as vazões medidas no rio Formoso em cada trecho estudado, de acordo com as campanhas realizadas.

Tabela 5 - Vazões medidas no rio Formoso nas quatro campanhas de campo

Trecho de monitoramento	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) <sup>(1)</sup>			
	03/2011	06/2011	02/2012	07/2012
Trecho 1	6,41	3,62	6,15	3,29
Trecho 2	7,52	5,97	10,25	5,75

(1) Vazão medida no início de cada trecho de monitoramento.

As diferenças percentuais das vazões medidas em relação aos trechos monitorados foram iguais a 64,9; 66,7 e 74,8%, respectivamente, nas campanhas realizadas em 06/2011 (período seco), 02/2012 (período chuvoso) e 07/2012 (período seco). Entretanto, a diferença percentual na campanha realizada em 03/2011 (período chuvoso) foi igual a 17,3%, não seguindo a mesma tendência de variação.

Isso se justifica devido ao uso do aparelho de medição, o micromolinete hidráulico, utilizado para quantificar a velocidade de escoamento no Trecho 2, uma vez que a grande profundidade do escoamento encontrada no período chuvoso impossibilitou a medição de velocidade com maior precisão. No Trecho 1 isso não ocorreu, uma vez que a profundidade de escoamento era menor, comparada com o Trecho 2.

O micromolinete hidráulico foi utilizado também na segunda campanha de campo (06/2011). Entretanto, o mesmo erro não ocorreu por se tratar do período seco na bacia e, conseqüentemente, com menores profundidades de escoamento em ambos os trechos monitorados.

## 5.2. CALIBRAÇÃO DO MODELO

Na Figura 27 estão apresentados os resultados da calibração realizada no modelo River2D para os dois trechos monitorados no estudo e, na Tabela 6, estão discriminados os índices estatísticos utilizados para validar o resultado da calibração.

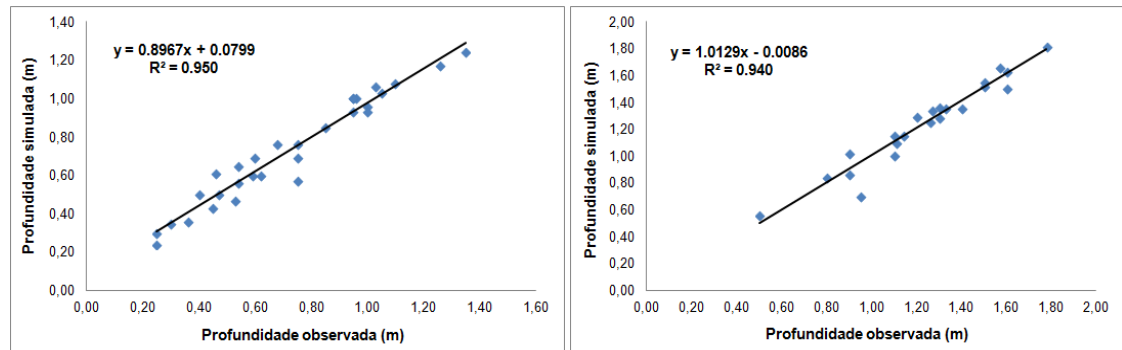


Figura 27 - Correlação entre os dados observados e simulados de profundidade: (a) Trecho 1 com 30 pontos monitorados; (b) Trecho 2 com 22 pontos monitorados.

Tabela 6 - Índices estatísticos utilizados para validar a calibração do modelo hidrodinâmico River2D nos trechos de estudo

Trecho de monitoramento	REMQ (m)	EMA (%)	R <sup>2</sup>
Trecho 1	0,069	8,641	0,950
Trecho 2	0,079	5,405	0,940

Os pontos de profundidade mostradas na Figura 27 foram obtidos nas seções transversais de coleta (profundidade observada), na qual foi comparada com a profundidade simulada.

Observa-se na Tabela 6 que o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) ficou acima de 0,94 em ambos os trechos monitorados, indicando que a calibração do modelo River2D foi bem sucedida. Além disso, a partir dos resultados encontrados para os índices estatísticos Raiz do Erro Médio Quadrático (REMQ) e Erro Médio Absoluto (EMA) pode-se inferir que o modelo está apto para simular as características hidráulicas e de habitat em ambos os trechos.

Chou e Chuang (2010), calibrando o modelo River2D para informações de profundidade no rio Chuoshui (Taiwan), encontrou o EMA igual a 11,70%, maior que o valor encontrado neste trabalho, sendo o modelo considerado apto para a modelagem hidráulica no trecho estudado.

A distribuição de rugosidade foi fundamental no processo de calibração do modelo, sendo avaliada por meio da análise de sensibilidade apresentada no Apêndice 1.

### 5.3. MODELAGEM HIDRÁULICA

Para a realização da modelagem hidráulica no modelo River2D, já calibrado e validado, necessita-se como dado de entrada apenas da vazão medida na primeira seção de monitoramento de cada trecho analisado. As vazões nas demais seções foram geradas pelo modelo relacionando os dados de velocidade e profundidade.

Nas Figuras 28 e 29 estão apresentados os modelos digitais de elevação (MDE) para cada um dos trechos estudados no rio Formoso.

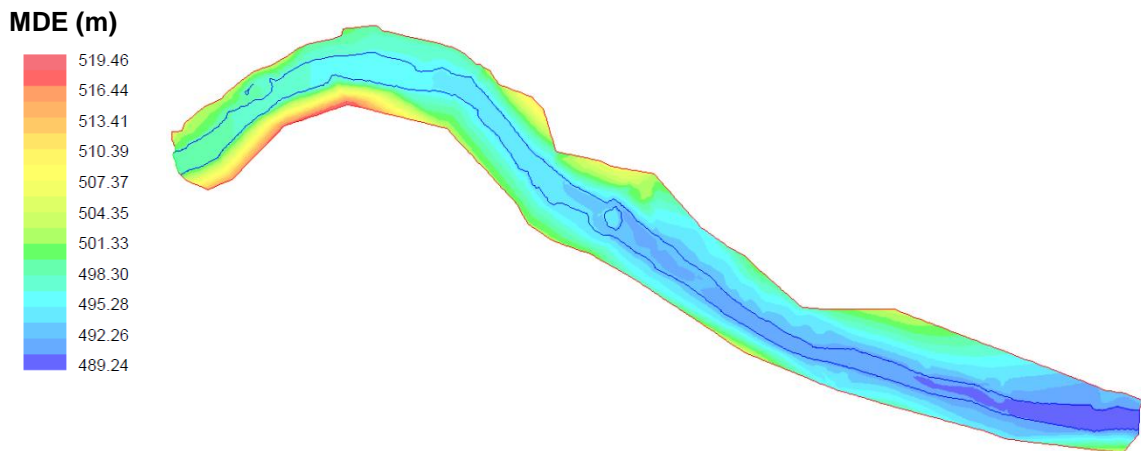


Figura 28 - Modelo digital de elevação (MDE) no Trecho 1 do rio Formoso.

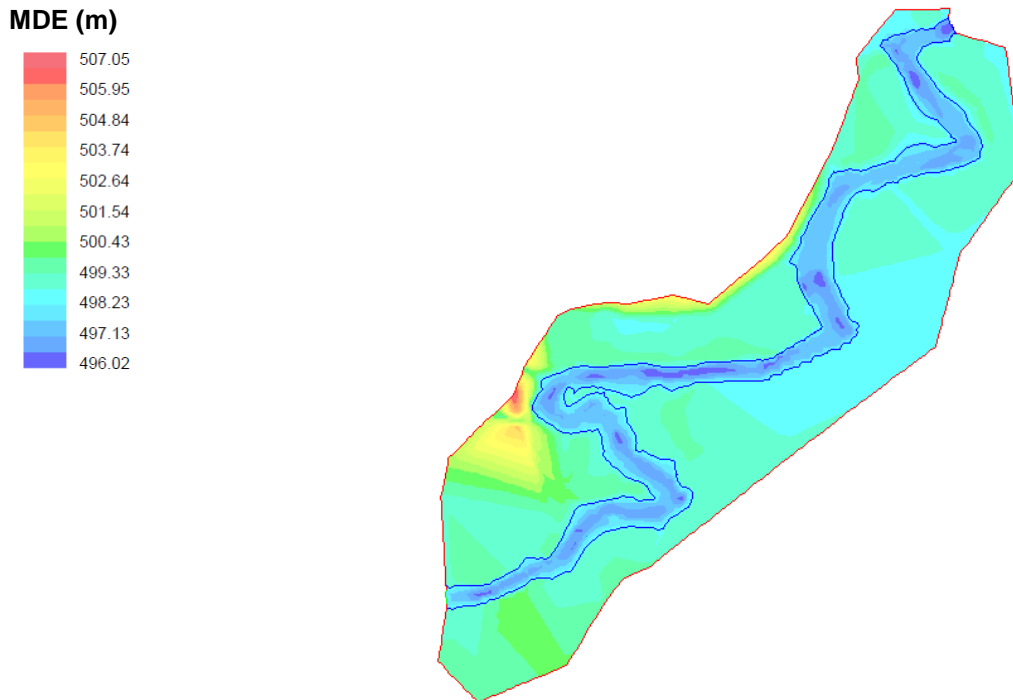


Figura 29 - Modelo digital de elevação (MDE) no Trecho 2 do rio Formoso.

Nas Figuras 30 e 31 está apresentada a profundidade de escoamento ao longo de cada um dos trechos estudados no rio Formoso. Observa-se que as profundidades máximas encontradas no primeiro e segundo trechos do rio Formoso foram iguais a 1,45 e 2,47 m, respectivamente.

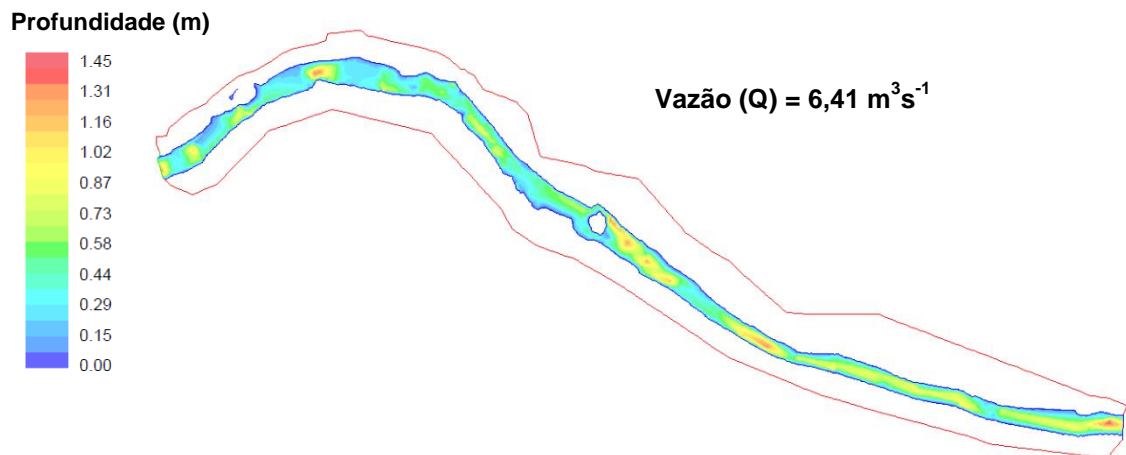


Figura 30 – Representação da profundidade de escoamento ao longo do Trecho 1 do rio Formoso.

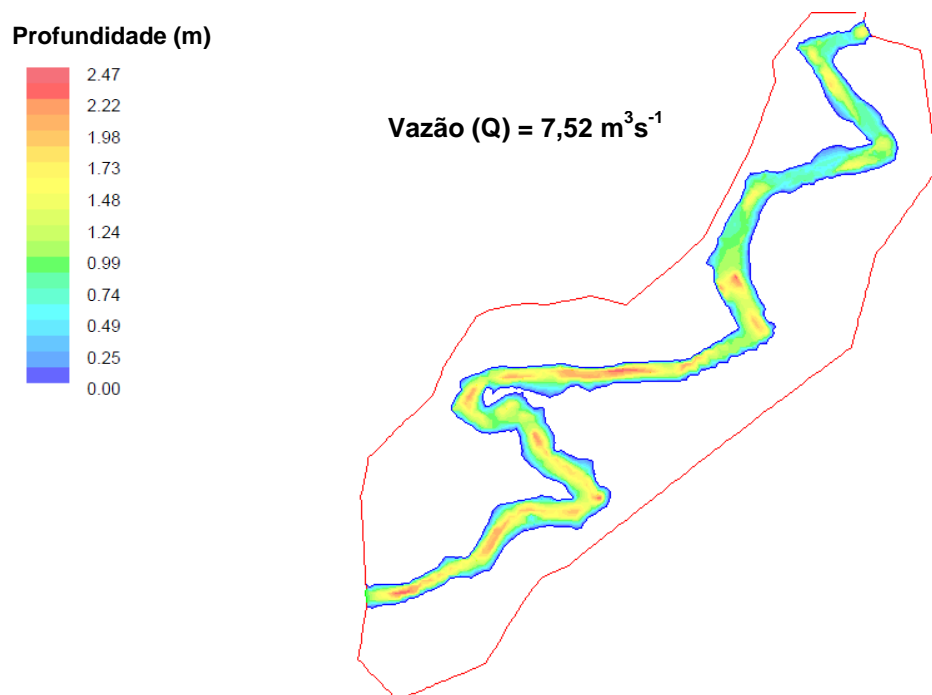


Figura 31 – Representação da profundidade de escoamento ao longo do Trecho 2 do rio Formoso.

Em aproximadamente 43% do Trecho 1, a profundidade de escoamento variou entre 0,25 e 0,50 metros, para a vazão simulada igual a  $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 32). Em relação ao Trecho 2 de monitoramento, verificou-se que 19% do trecho tem a profundidade entre 0,75 a 1,00 m, para a vazão simulada igual a  $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 33).

Nas Figuras 34 e 35 está apresentada a velocidade da água ao longo de cada um dos trechos estudados no rio Formoso. Observa-se que as velocidades máximas encontradas no Trecho 1 e no Trecho 2 do rio Formoso foram iguais a  $3,09$  e  $3,85 \text{ m s}^{-1}$ , respectivamente.

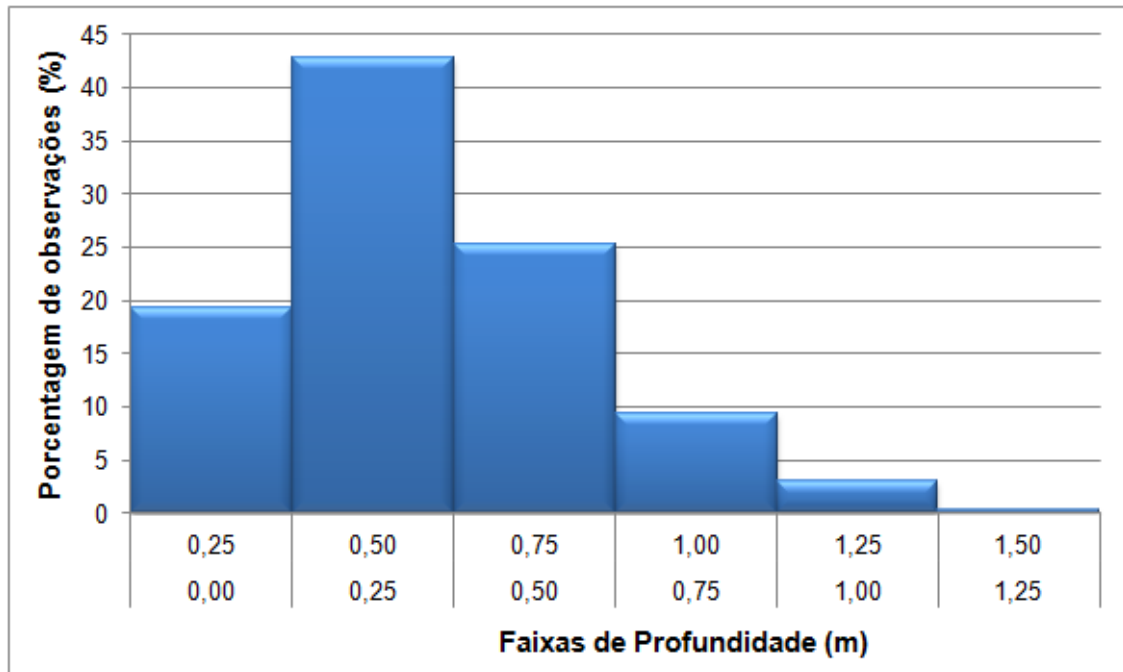


Figura 32 - Distribuição de profundidade no Trecho 1 do rio Formoso, para a vazão simulada de  $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

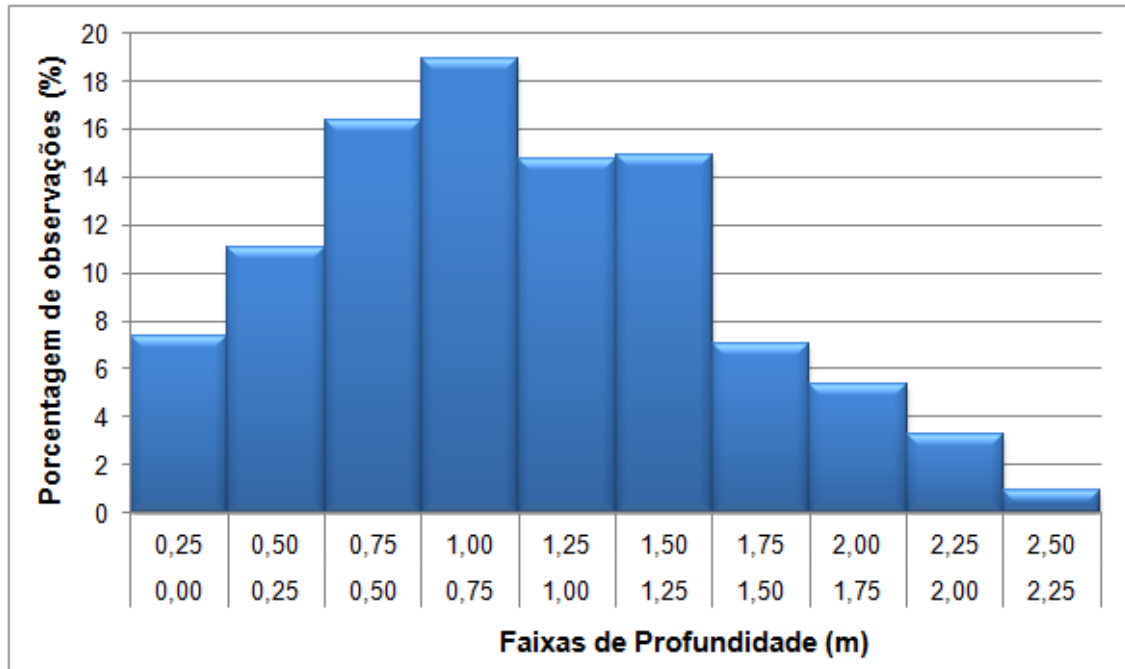


Figura 33 - Distribuição de profundidade no Trecho 2 do rio Formoso, para a vazão simulada de  $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

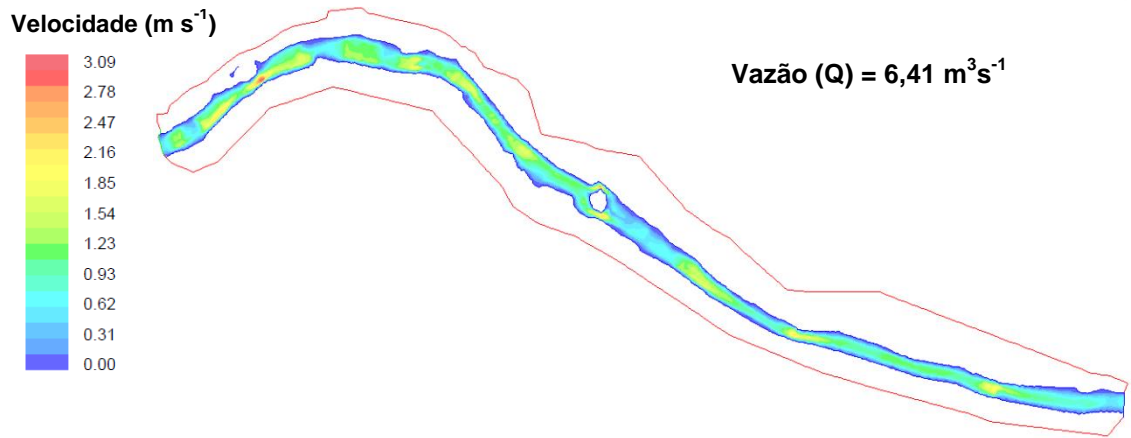


Figura 34 – Representação da velocidade da água ao longo do Trecho 1 do rio Formoso.

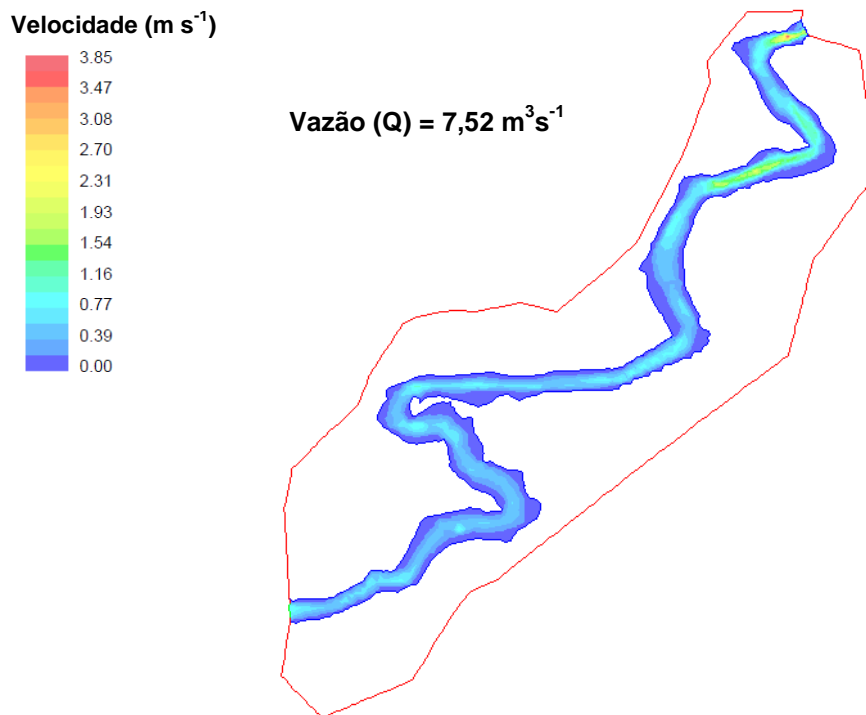


Figura 35 - Representação da velocidade da água ao longo do Trecho 2 do rio Formoso.

Em 30% do Trecho 1 a velocidade da água variou entre 1,00 e 1,50 m s<sup>-1</sup>, para a vazão simulada igual a 6,41 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Figura 36). Em relação ao Trecho 2, verificou-se que 61% tem velocidade entre 0,00 a 0,50 m s<sup>-1</sup>, para a vazão simulada igual a 7,52 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Figura 37).

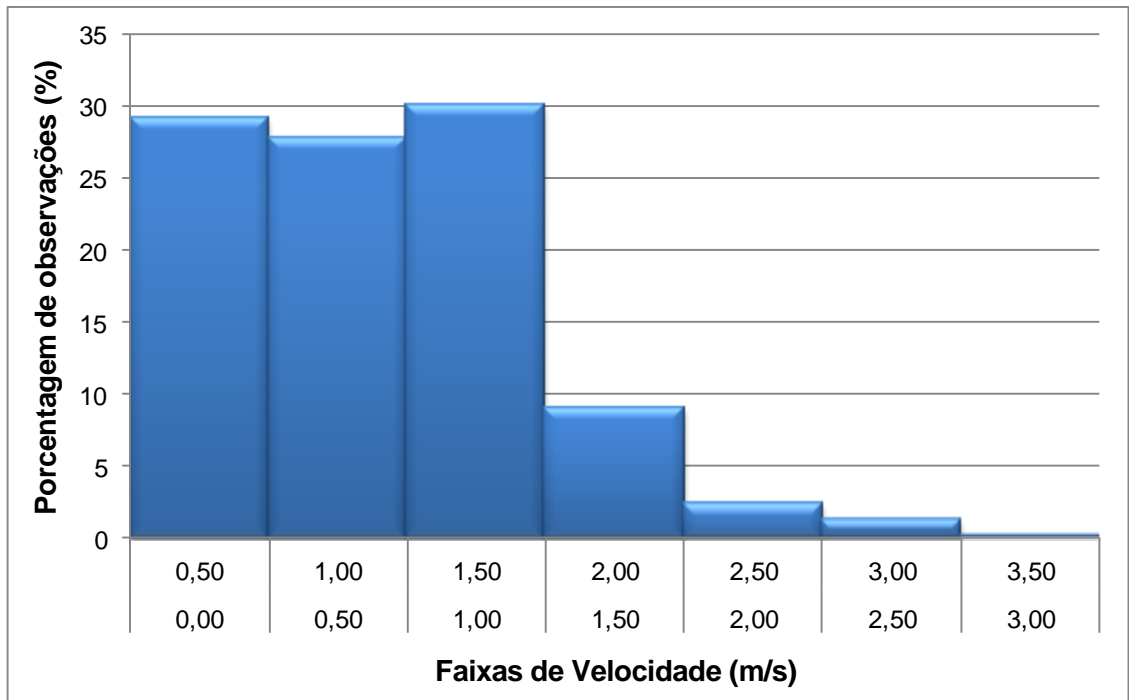


Figura 36 - Distribuição de velocidade do Trecho 1 do rio Formoso, para a vazão simulada de  $6,41 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

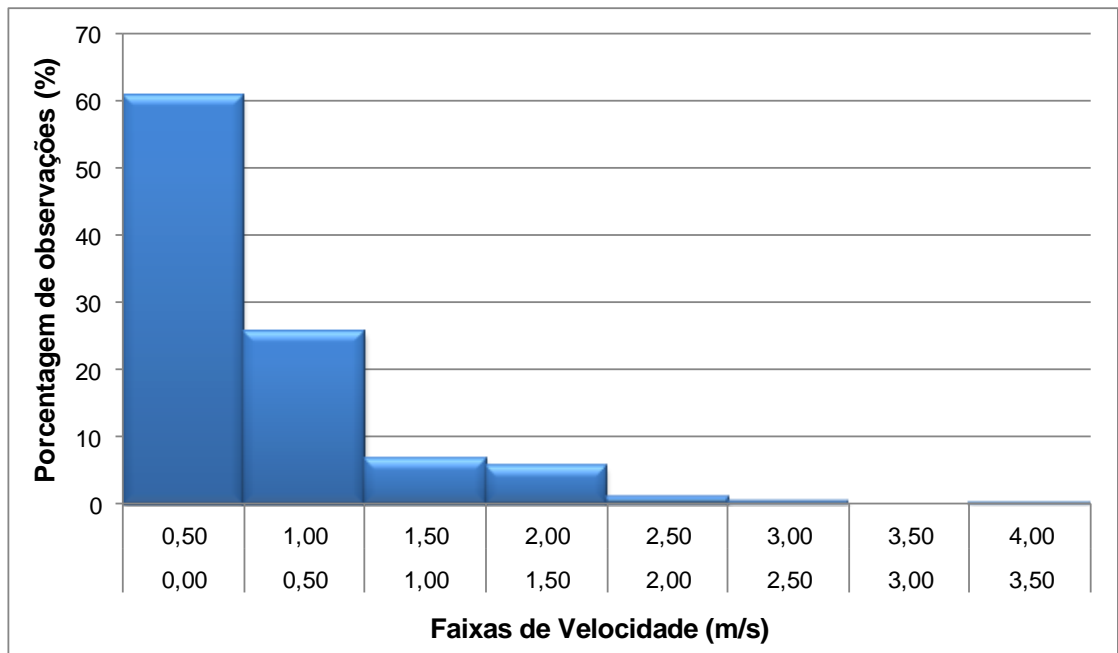


Figura 37 - Distribuição de velocidade do Trecho 2 do rio Formoso, para a vazão simulada de  $7,52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Hidraulicamente, os dois trechos monitorados no rio Formoso são bem distintos, conforme apresentado ao longo do trabalho. O Trecho 1 caracteriza-se por apresentar pontos de alta declividade, por se tratar de uma área próxima à região de cabeceira do rio Formoso, com baixos valores de profundidades e grandes magnitudes de velocidades.

Ao contrário do Trecho 1 de monitoramento, o Trecho 2, por se tratar de uma região plana próxima à foz do rio Formoso, apresenta grandes profundidades de escoamento e baixas velocidades ao longo do canal.

#### 5.4. COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA DAS AMOSTRAS

As 24 amostras de peixes coletadas resultaram em um total de 226 indivíduos, sendo identificadas 17 espécies distintas separadas em quatro ordens, nove famílias e 12 gêneros. Na Tabela 7 está apresentada a composição taxonômica da ictiofauna nos dois trechos monitorados no rio Formoso, sendo caracterizada a ordem, a família, a subfamília e as espécies encontradas, com nome científico e popular.

Tabela 7 - Composição taxonômica da ictiofauna do rio Formoso

Ordem	Família	Subfamília	Espécie	
			Nome científico	Nome popular
Characiformes	Characidae	Incertae Sedis	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Lambari-de-rabo-amarelo
			<i>Astyanax</i> sp.	Lambari
			<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari-cachorro
			<i>Oligosarcus</i> sp.	Lambari-cachorro
	Anostomidae	-	<i>Leporinus steindachneri</i> (Eigenmann, 1907)	Piau
			<i>Leporinus copelandii</i> (Steindachner, 1875)	Piau-vermelho
			<i>Leporinus mormyrops</i> (Steindachner, 1875)	Timburé
Erythrinidae	-	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	

Continua...

Tabela 7 – Continuação...

Ordem	Família	Subfamília	Espécie	
			Nome científico	Nome popular
Siluriformes	Loricariidae	Loricariidae	<i>Harttia loricariformis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo
		Hypostominae	<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo
			<i>Hypostomus auroguttatus</i> (Kner, 1854)	Cascudo
	Heptapteridae	-	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Jundiá, bagre
	Auchenipteridae	-	<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	Cumbaca
Perciformes	Cichlidae	-	<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	Bastiana
		Geophaginae	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Cará, acará
		Gymnotiformes	Gymnotidae	-

Obs.: (\*\*) Espécies exóticas.

O estudo da ictiofauna no rio Formoso identificou duas espécies exóticas: *Clarias gariepinus* (bagre-africano) e *Gymnotus carapo* (sarapó). A introdução de espécies exóticas é considerada como a segunda maior causa promotora da perda de biodiversidade (MACK *et al.*, 2000), e na presença de distúrbios ambientais essas espécies podem aumentar as chances de colonização e potencializar seus efeitos negativos (GUREVITCH e PADILLA, 2004). Nos ambientes aquáticos, o impacto causado por espécies introduzidas é igual ou maior que o ocasionado pela alteração de habitat. Muitas vezes, o

desenvolvimento das espécies exóticas em rios está associado à alteração do habitat.

O bagre-africano tem origem na África (BURGESS, 1989) e foi introduzido no Brasil na década de 90 em projetos de aquicultura, no entanto, o interesse por seu cultivo está em declínio. Hoje, além de a espécie ser encontrada rotineiramente em locais de pesca amadora (pesque-pague), já se encontra estabelecida em vários rios do sudeste brasileiro.

O sarapó, também conhecido como peixe-espada, se distribui geograficamente do leste da Guatemala até o Paraguai, na região cisandina. Assim como o bagre-africano, o sarapó pode ser encontrado em ambientes inóspitos com concentração de oxigênio dissolvido variando de zero a 9 mg L<sup>-1</sup>. Como o sarapó possui respiração aérea acessória, tais condições não se constituem em restrição, permitindo-lhe sobreviver nesses ambientes anóxicos (PLANQUETTE *et al.*, 1996). Na região sudeste, o sarapó tem sido introduzido como isca viva para a pesca esportiva de outro exótico de grande porte, *Salminus brasiliensis* (dourado).

Na Figura 38 está apresentada a distribuição do número de espécies nas nove famílias coletadas durante este trabalho. A diversificação é maior nas famílias Characidae, Loricariidae e Anostomidae. Constatou-se que 87,6% das espécies pertencem às ordens Characiformes e Siluriformes, sendo 50% das espécies pertencentes à primeira delas.

Na Tabela 8 está apresentada a distribuição do número de indivíduos, separados em função do estágio de desenvolvimento (Adulto e Juvenil) e dos trechos de monitoramento (Trecho 1 e Trecho 2), considerando as 24 amostras obtidas no estudo. Observa-se que as espécies que mais se destacaram em número de indivíduos na fase adulta e juvenil foram o *Astyanax bimaculatus* (lambari-de-rabo-amarelo) e o *Hypostomus affinis* (cascudo), respectivamente.

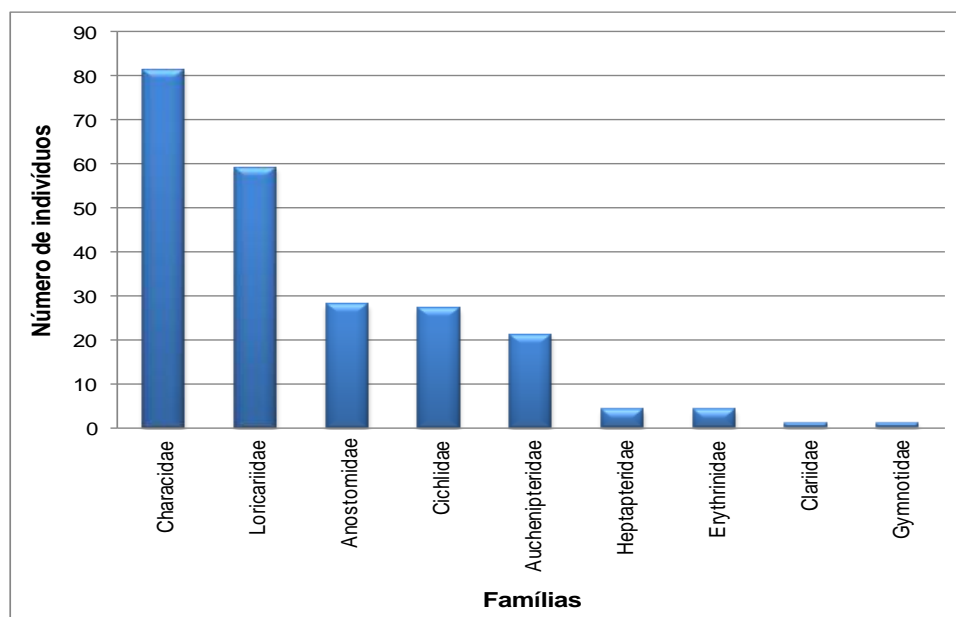


Figura 38 - Número de indivíduos pertencentes a cada uma das nove famílias identificadas no rio Formoso.

Tabela 8 – Número de indivíduos de 17 espécies de peixes coletadas em 24 amostras no rio Formoso, separadas em função do estágio de desenvolvimento e dos trechos de monitoramento

Espécie	Número de indivíduos			
	Estágio de desenvolvimento		Trechos de monitoramento	
	Adulto	Juvenil	Trecho 1	Trecho 2
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo)	32	5	12	25
<i>Astyanax</i> sp. (Lambari)	27	5	26	6
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari-cachorro)	11	0	2	9
<i>Oligosarcus</i> sp. (Lambari-cachorro)	0	1	0	1
<i>Leporinus steindachneri</i> (Piau)	10	11	20	1
<i>Leporinus copelandii</i> (Piau-vermelho)	2	0	2	0
<i>Leporinus mormyrops</i> (Timburé)	5	0	4	1
<i>Hoplias malabaricus</i> (Traíra)	4	0	0	4
<i>Harttia loricariformis</i> (Casquito)	4	0	4	0
<i>Hypostomus affinis</i> (Casquito)	24	12	25	11
<i>Hypostomus auroguttatus</i> (Casquito)	12	7	13	6
<i>Rhamdia quelen</i> (Jundiá)	2	2	3	1
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca)	11	10	4	17
<i>Clarias gariepinus</i> (Bagre-africano)	1	0	0	1
<i>Crenicichla lacustris</i> (Bastiana)	3	3	3	3
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará)	19	2	18	3
<i>Gymnotus carapo</i> (Sarapó)	0	1	1	0

Observa-se na Tabela 8 que as espécies que mais se destacaram no Trecho 1 de monitoramento foram *Astyanax* sp. (Lambari) e *Hypostomus affinis* (Cascudo). No Trecho 2, as espécies que se destacaram foram *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) e *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca). As espécies *Hoplias malabaricus* (Traíra) e *Oligosarcus* sp. (Lambari-cachorro), espécies piscívoras, além da espécie *Clarias gariepinus* (Bagre-africano), espécie invasora, não foram amostradas no Trecho 1, sugerindo ausência de atividade predatória. As espécies *Leporinus copelandii* (Piau-vermelho), *Gymnotus carapo* (Sarapó), espécie invasora, e *Harttia loricariformis* (Cascudo) não foram amostradas no Trecho 2, podendo indicar uma maior sensibilidade dessas espécies a trechos degradados.

Diante do exposto, foi feita a relação, em ordem decrescente, das sete espécies mais abundantes em termos de número de indivíduos em um total de 24 amostras coletadas no rio Formoso (Tabela 9).

Tabela 9 – Relação em ordem decrescente, das sete espécies mais abundantes em termos de número de indivíduos em um total de 24 amostras coletadas no rio Formoso

Posição	Espécies mais abundantes	
	Nome científico	Nome popular
1°	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Lambari-de-rabo-amarelo
2°	<i>Hypostomus affinis</i>	Cascudo
3°	<i>Astyanax</i> sp.	Lambari
4°	<i>Leporinus steindachneri</i>	Piau
5°	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Cumbaca
6°	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará
7°	<i>Hypostomus auroguttatus</i>	Cascudo

Observa-se na Tabela 9 que as espécies *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo), *Hypostomus affinis* (Cascudo) e *Astyanax* sp. (Lambari) são as mais comuns e abundantes nos trechos monitorados no rio Formoso.

## 5.5. CURVAS DE ÍNDICE DE APTIDÃO DE HABITAT

Na Tabela 10 estão apresentadas as curvas do Índice de Aptidão de Habitat (IAH) para cada uma das espécies estudadas, considerando os estágios de desenvolvimento adulto e juvenil.

As curvas indicam a maior ou menor aptidão de uma determinada espécie em função das informações de velocidade, profundidade e índice de canal (substrato e cobertura). Valores de IAH próximos à unidade indicam grande aptidão da espécie para a variável analisada e valores de IAH próximos a zero indicam baixa aptidão.


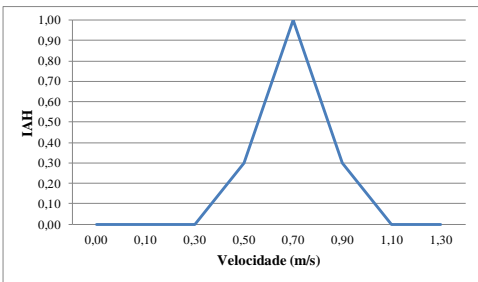
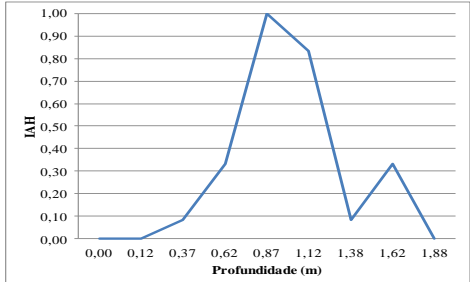
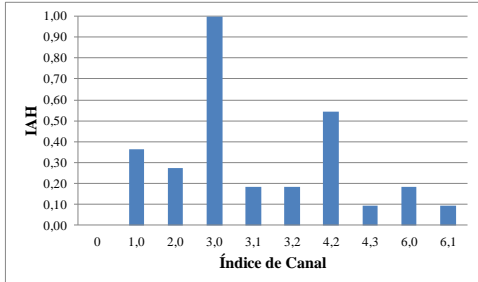

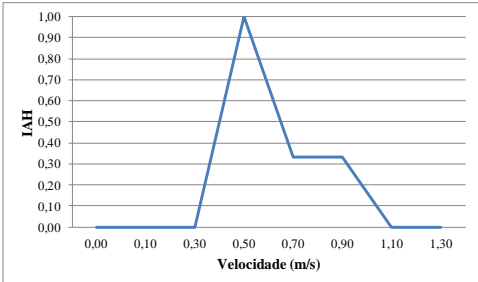
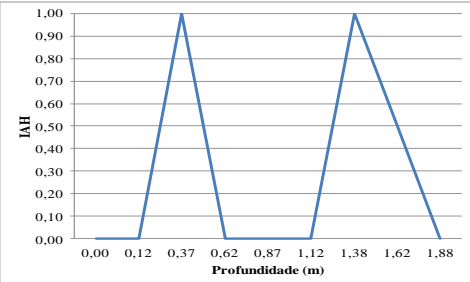
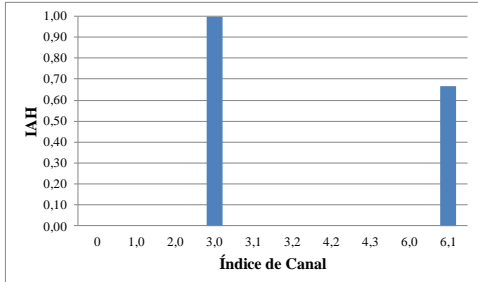

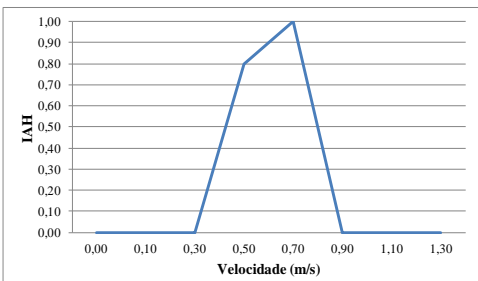
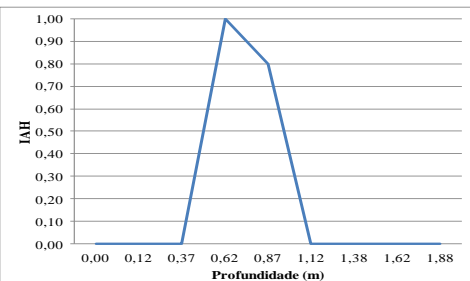
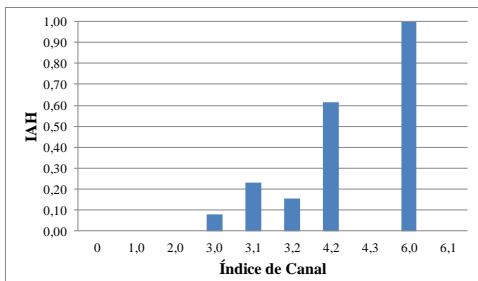
Observa-se na Tabela 10, por exemplo, o histograma de frequência para a espécie *Astyanax bimaculatus* (lambari-de-rabo-amarelo) no estágio de desenvolvimento Adulto. A espécie possui maior aptidão relacionada à velocidade da água próxima a  $0,70 \text{ m s}^{-1}$  e profundidade de escoamento ao redor de  $0,87 \text{ m}$ .

O índice de canal no histograma de frequência é formado por meio de códigos, sendo o primeiro número referente ao substrato e o segundo referente à cobertura. Ou seja, para o lambari-de-rabo-amarelo, a melhor aptidão acontece na codificação de índice de canal igual a 3,0: código 3 referente ao substrato Areia e código 0 referente à cobertura Ausente.

Comparando com o lambari-de-rabo-amarelo Juvenil, as melhores aptidões para a espécie são  $0,50 \text{ m s}^{-1}$ ,  $0,37$  e  $1,38 \text{ m}$ , e código 3,0, referente à velocidade da água, às profundidades de escoamento e ao índice de canal, respectivamente. Esses valores foram alcançados a partir das informações de profundidade, velocidade, substrato e cobertura obtidos nas campanhas de campo.


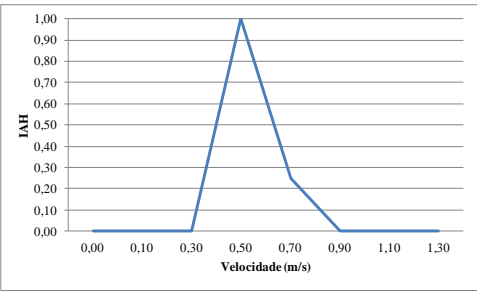
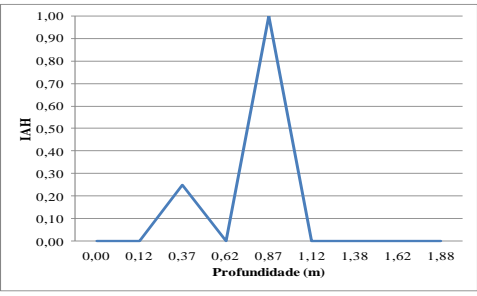
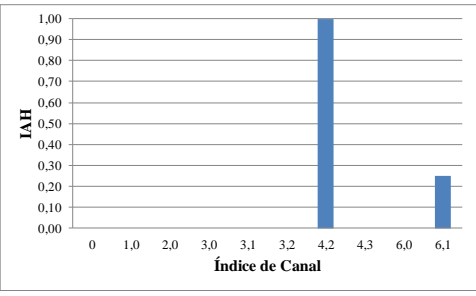

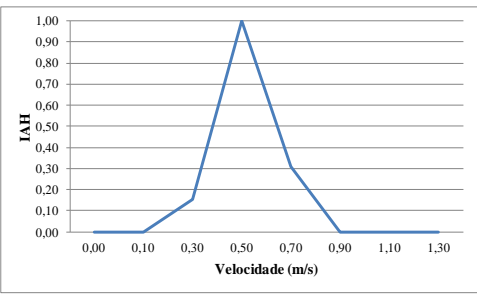
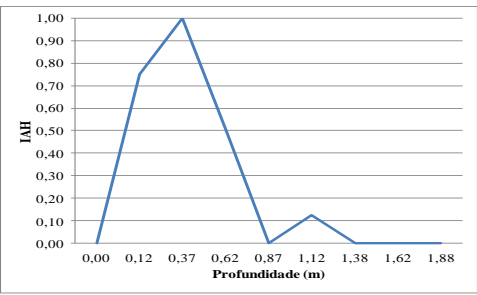
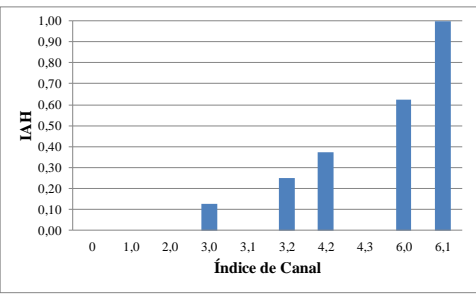

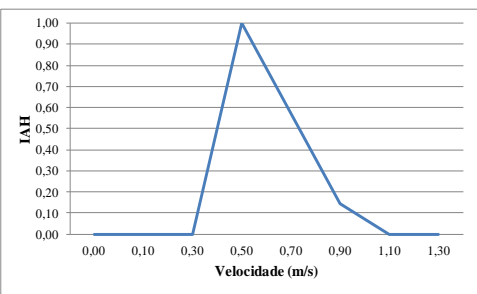
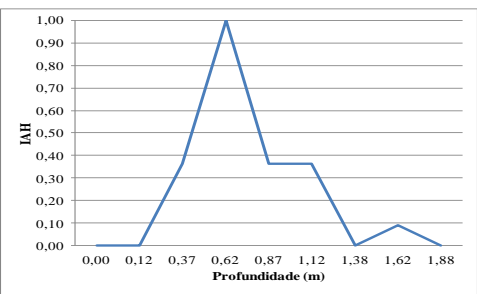
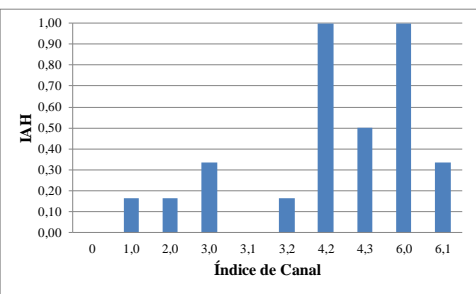
As tabelas que foram utilizadas para a elaboração dos histogramas de frequência para as demais espécies estão apresentadas no Apêndice 2.

Tabela 10 - Curvas de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) para as espécies analisadas no rio Formoso

Espécime	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <p><i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo - Adulto) Fonte: Froese e Pauly, 2013</p>	 <p>Graph showing IAH vs Velocity (m/s) for adult <i>Astyanax bimaculatus</i>. The curve peaks at 1.00 at 0.70 m/s.</p>	 <p>Graph showing IAH vs Depth (m) for adult <i>Astyanax bimaculatus</i>. The curve peaks at 1.00 at 0.87 m.</p>	 <p>Bar chart showing IAH vs Channel Index for adult <i>Astyanax bimaculatus</i>. The highest IAH value is 1.00 at a Channel Index of 3.0.</p>
 <p><i>Astyanax bimaculatus</i> (Lambari-de-rabo-amarelo - Juvenil) Fonte: Froese e Pauly, 2013</p>	 <p>Graph showing IAH vs Velocity (m/s) for juvenile <i>Astyanax bimaculatus</i>. The curve peaks at 1.00 at 0.50 m/s.</p>	 <p>Graph showing IAH vs Depth (m) for juvenile <i>Astyanax bimaculatus</i>. The curve has two peaks at 1.00, one at 0.37 m and another at 1.38 m.</p>	 <p>Bar chart showing IAH vs Channel Index for juvenile <i>Astyanax bimaculatus</i>. The highest IAH value is 1.00 at a Channel Index of 3.0.</p>
 <p><i>Astyanax</i> sp. (Lambari - Adulto) Fonte: Britzke, 2008</p>	 <p>Graph showing IAH vs Velocity (m/s) for adult <i>Astyanax</i> sp. The curve peaks at 1.00 at 0.70 m/s.</p>	 <p>Graph showing IAH vs Depth (m) for adult <i>Astyanax</i> sp. The curve peaks at 1.00 at 0.62 m.</p>	 <p>Bar chart showing IAH vs Channel Index for adult <i>Astyanax</i> sp. The highest IAH value is 1.00 at a Channel Index of 6.0.</p>


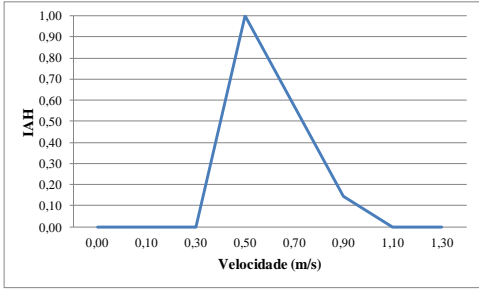
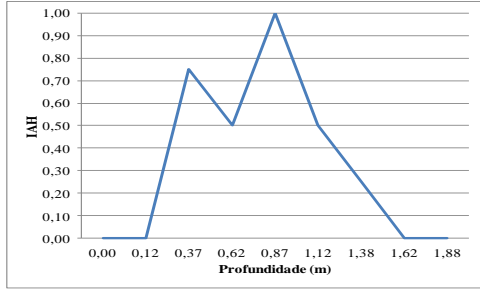
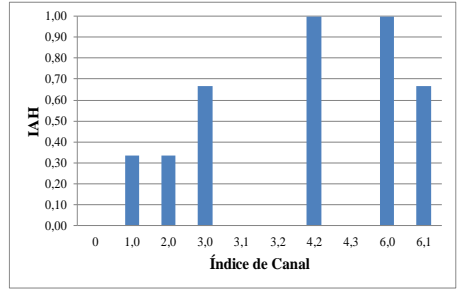

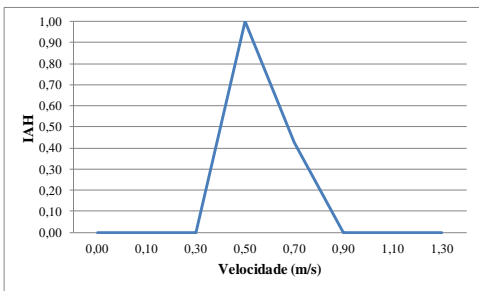
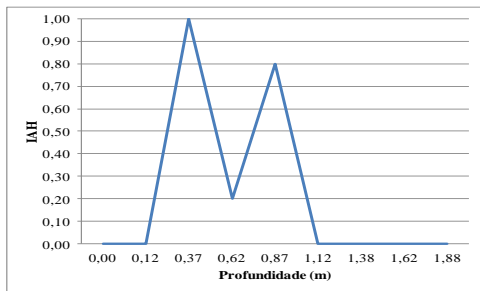
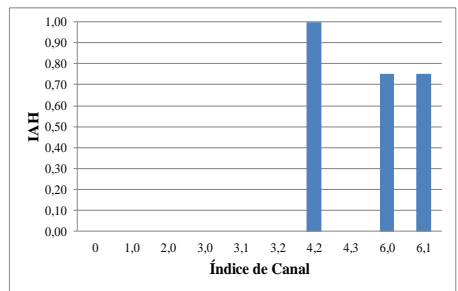

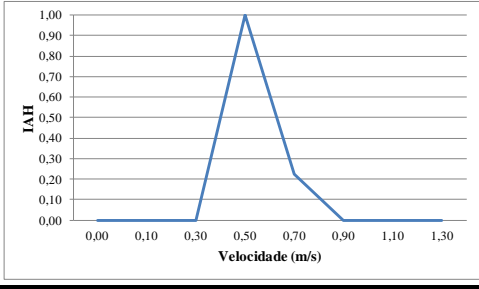
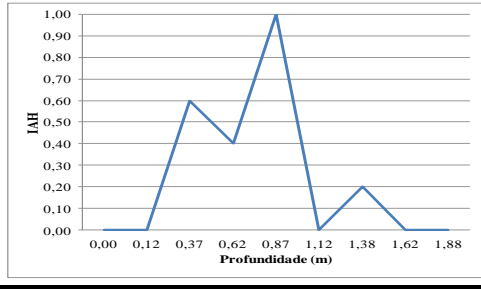
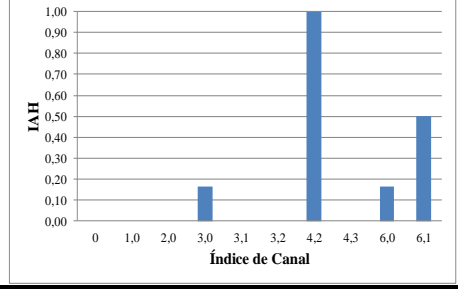
Continua...

Tabela 10 – Continuação...

Espécime	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <p><i>Astyanax</i> sp. (Lambari - Juvenil) Fonte: Britzke, 2008</p>			
 <p><i>Geophagus brasiliensis</i> (Cará - Adulto) Fonte: Chassé, 2009</p>			
 <p><i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo - Adulto)</p>			


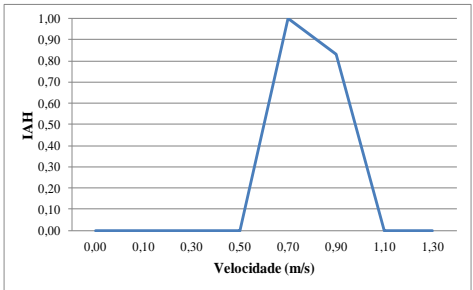
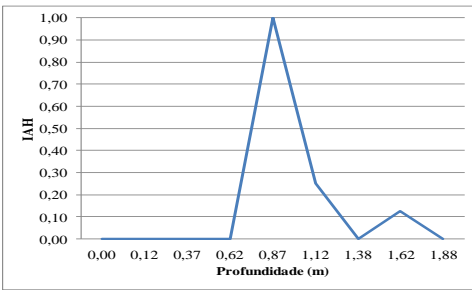
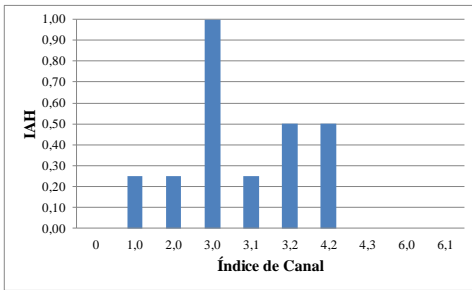

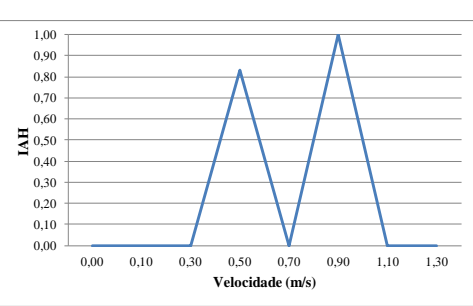
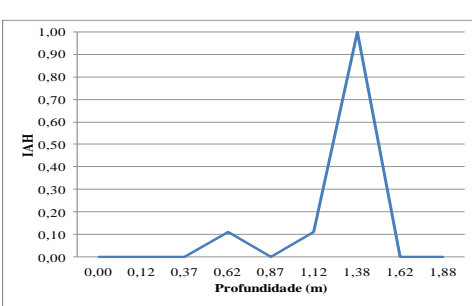
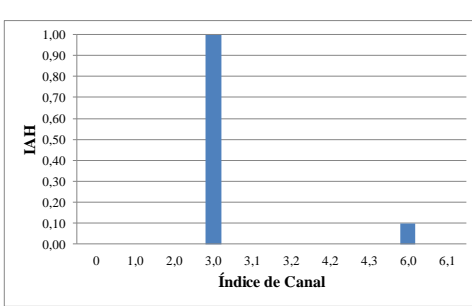

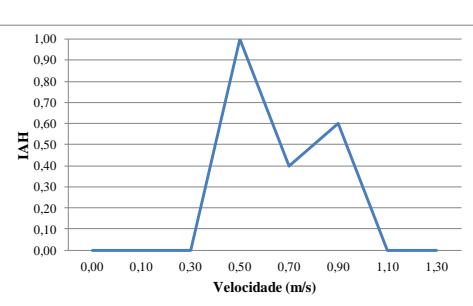
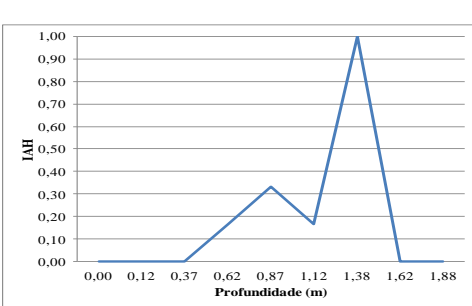
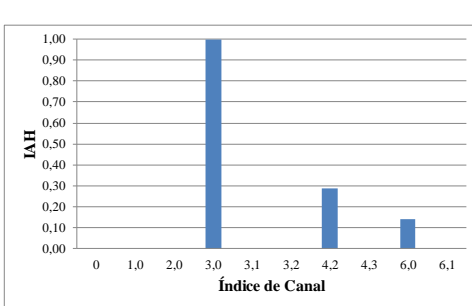
Continua...

Tabela 10 – Continuação...

Espécime	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <p data-bbox="201 602 432 678"><i>Hypostomus affinis</i> (Cascudo - Juvenil)</p>			
 <p data-bbox="170 919 464 995"><i>Leporinus steindachneri</i> (Piau - Adulto)</p>			
 <p data-bbox="170 1211 464 1287"><i>Leporinus steindachneri</i> (Piau - Juvenil)</p>			




Continua...

Tabela 10 – Continuação...

Espécime	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <p data-bbox="128 597 478 672"><i>Oligosarcus hepsetus</i> (Lambari-cachorro - Adulto)</p>			
 <p data-bbox="128 906 478 1019"><i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca - Adulto) Fonte: Froese e Pauly, 2013</p>			
 <p data-bbox="128 1247 478 1360"><i>Trachelyopterus striatulus</i> (Cumbaca - Juvenil) Fonte: Froese e Pauly, 2013</p>			

Continua...

Tabela 10 – Continuação...

Espécime	Índice de Aptidão de Habitat (IAH)		
 <p><i>Hypostomus auroguttatus</i> (Cascudo - Adulto)</p>			
 <p><i>Hypostomus auroguttatus</i> (Cascudo - Juvenil)</p>			
 <p><i>Leporinus mormyrops</i> (Timburé - Adulto)</p>			

## 5.6. MODELAGEM DE HABITAT

A modelagem do habitat consistiu em avaliar a distribuição das espécies nos dois trechos do rio Formoso por meio do cruzamento das informações das curvas de IAH com as vazões simuladas. O objetivo dessa análise foi estabelecer as espécies que seriam consideradas indicadores biológicos do ecossistema aquático, sendo posteriormente utilizadas na determinação do regime de vazões ecológicas nos trechos em estudo.

As vazões simuladas utilizadas na modelagem foram a  $Q_{7,10}$ , as vazões mínimas associadas às permanências de 10, 90 e 95% ( $Q_{10}$ ,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$ ) e as vazões médias mensais. Os resultados encontrados foram as distribuições da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função das vazões simuladas, sendo que quanto maior a superfície utilizável maior é a aptidão da espécie no trecho analisado. Nas Figuras 39 e 40 estão apresentados os resultados da modelagem do habitat nos dois trechos do rio Formoso.

A distribuição da espécie *Astyanax bimaculatus* (lambari-de-rabo-amarelo) adulto no rio Formoso apresentou melhor aptidão no Trecho 2 de monitoramento, nos locais onde predominavam vazões médias. Tanto no Trecho 1 quanto no Trecho 2 a espécie apresentou maior superfície ponderada para a vazão média correspondente ao mês de novembro, ou seja,  $5,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $9,63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente. Por outro lado, o estágio de desenvolvimento juvenil da espécie *A. bimaculatus* apresentou melhor aptidão no Trecho 1 para pequenas vazões. No Trecho 2, a melhor aptidão aconteceu em grandes vazões, indicando como a espécie consegue resistir a diferentes condições ecológicas. A maior superfície utilizável no Trecho 1 equivale à vazão média de agosto ( $2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e, no Trecho 2, equivale à vazão mínima associada à permanência de 10% ( $Q_{10}$ ), ou seja,  $18,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

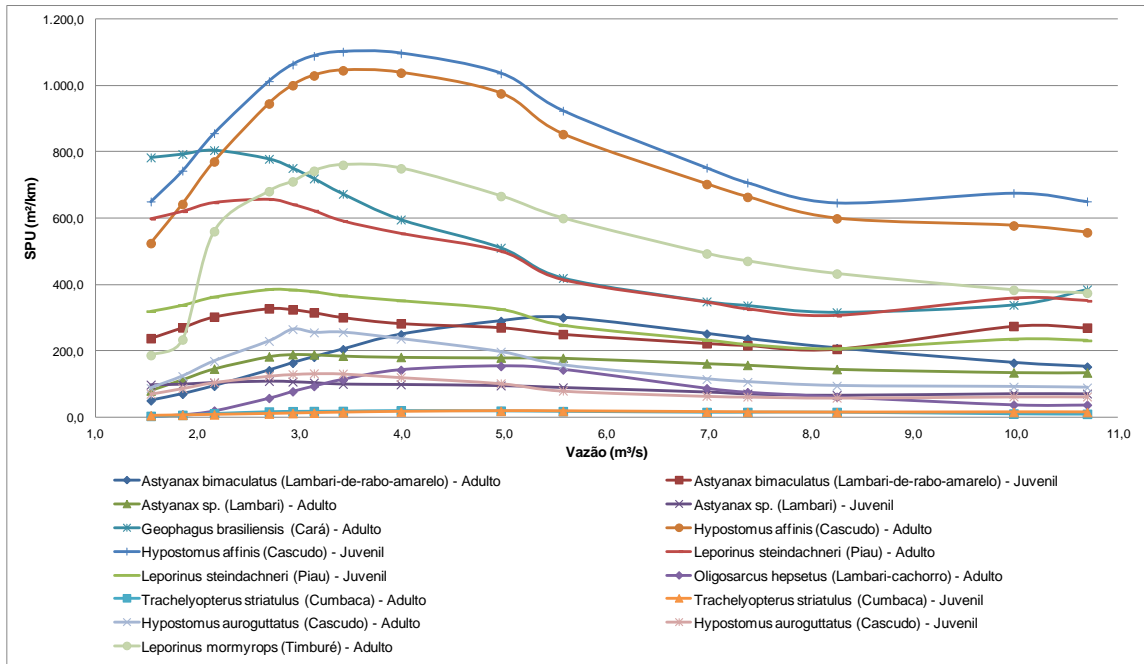


Figura 39 - Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função da vazão para as espécies de peixes utilizadas na modelagem de habitat para o Trecho 1.

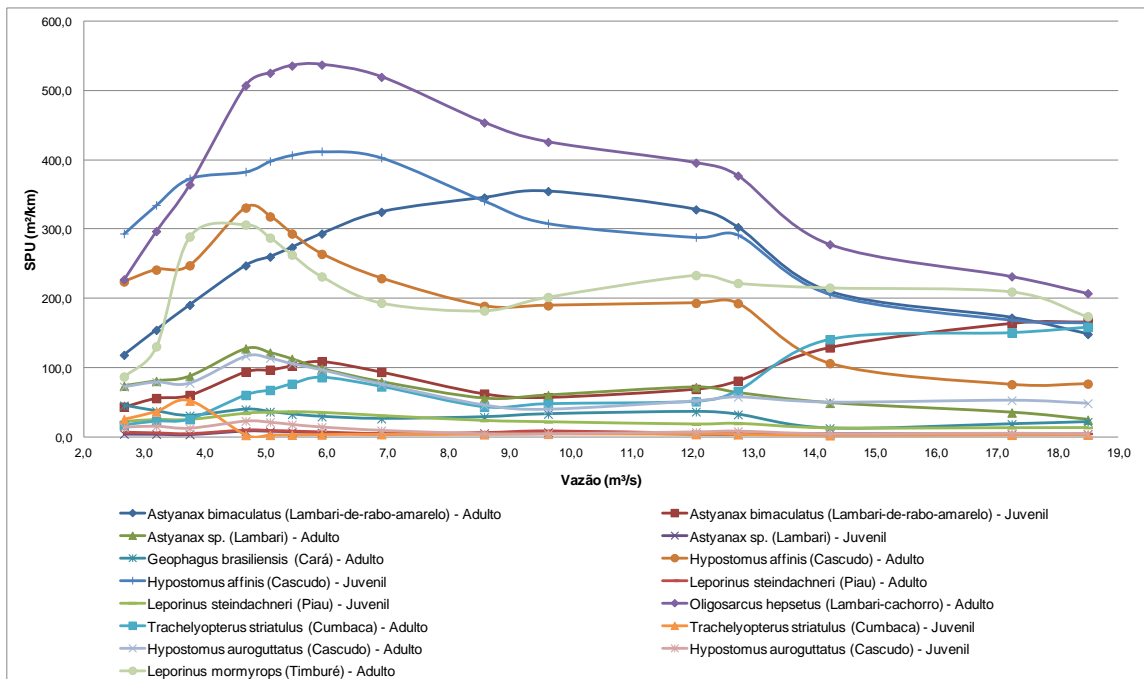


Figura 40 - Superfície Ponderada Utilizável (SPU) em função da vazão para as espécies de peixe utilizadas na modelagem de habitat para o Trecho 2.

Os resultados encontrados para a espécie *A. bimaculatus* demonstraram que os indivíduos juvenis possuem uma preferência de habitat associada a maior velocidade da água, a pequenas profundidades do curso d'água e em regime de escoamento turbulento, onde a concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida é maior, facilitando o desenvolvimento da espécie. Os indivíduos adultos apresentaram maior preferência de habitat no Trecho 2, onde o regime de escoamento é mais uniforme, com grandes profundidades de escoamento e velocidades mais brandas.

Andrian *et al.* (2001) estudaram a espécie *A. bimaculatus* na área de influência do reservatório de Corumbá (GO) e verificaram que essa espécie possui grande resiliência no curso d'água, sendo capaz de resistir aos impactos causados por obras hidráulicas, como por exemplo, represamentos.

A espécie *Astyanax* sp. (lambari) apresentou melhor aptidão no Trecho 1, tanto para os indivíduos adultos quanto para os juvenis. Os indivíduos adultos apresentaram melhor aptidão a pequenas vazões no curso d'água, sendo que as maiores superfícies utilizáveis no Trecho 1 e no Trecho 2 foram iguais, respectivamente, a  $2,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de setembro, e  $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de agosto. Os indivíduos juvenis apresentaram distribuição constante no Trecho 1, indicando uma aptidão independentemente da vazão do curso d'água.

Entretanto, a aptidão da espécie no Trecho 2 foi muito baixa. As maiores superfícies ponderadas ficaram associadas ao mês de agosto, sendo iguais a  $2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para o Trecho 1, e  $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para o Trecho 2. Os resultados indicaram que os indivíduos desta espécie (*Astyanax* sp.) preferem o habitat mais preservado e que apresentam melhor qualidade de água. Durante os experimentos de campo não foram encontrados indivíduos no Trecho 2, sendo o trecho com maior intervenção antrópica.

De acordo com Hahn *et al.* (1997), quaisquer alterações na dinâmica do escoamento, como a implantação de barramentos, podem modificar temporariamente os seus hábitos alimentares, uma vez que o hábito de explorar o fundo não é comum para a espécie.

O estudo da espécie *Geophagus brasiliensis* (Cará) foi feito apenas para o estágio de desenvolvimento adulto, uma vez que foram coletados apenas dois indivíduos juvenis ao longo de todas as campanhas de monitoramento. Constatou-se que os espécimes apresentaram melhor aptidão no Trecho 1, sendo a aptidão no Trecho 2 muito baixa. Tanto no Trecho 1 quanto no Trecho 2, os espécimes apresentaram maior superfície utilizável para as pequenas vazões, sendo que no Trecho 1 foi igual a  $2,16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à  $Q_{90}$ , e no Trecho 2 igual a  $2,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à  $Q_{7,10}$ .

De todas as espécies analisadas no rio Formoso, *Hypostomus affinis* (cascudo) foi a que apresentou a melhor aptidão no Trecho 1, independente do estágio de desenvolvimento. Já no Trecho 2, os resultados encontrados para os espécimes adultos e juvenis tiveram ótima aptidão (maior SPU), preferindo as pequenas vazões no curso d'água. As maiores superfícies ponderadas para os indivíduos adultos foram alcançadas com as vazões iguais a  $3,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de outubro, no Trecho 1, e a  $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de agosto, no Trecho 2. Com relação aos indivíduos juvenis, as maiores superfícies utilizáveis foram alcançadas com as vazões médias do mês de outubro, sendo iguais a  $3,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no Trecho 1 e  $5,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  no Trecho 2.

A outra espécie do gênero *Hypostomus* coletada no rio Formoso, a *H. auroguttatus* (cascudo), também apresentou melhor aptidão no Trecho 1, independente do estágio de desenvolvimento. Assim como a espécie *H. affinis*, os indivíduos melhor aptidão às pequenas vazões. Desse modo, as maiores superfícies utilizáveis foram encontradas para o período de estiagem, sendo para os indivíduos adultos as vazões médias referentes aos meses de setembro ( $2,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e agosto ( $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), respectivamente, para o Trecho 1 e o

Trecho 2; e para os indivíduos juvenis as vazões médias referentes aos meses de junho ( $3,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e agosto ( $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), respectivamente, para o Trecho 1 e o Trecho 2 de estudo.

A escassez de pedras e outros substratos consolidados no Trecho 2 no rio Formoso indicam maiores restrições ambientais que, provavelmente, limitam as densidades populacionais do gênero *Hypostomus* (DUARTE e ARAÚJO, 2000). Garavello e Garavello (2004) explicam que a permanência dessa espécie no curso d'água está associada a ambientes de grande velocidade de escoamento, no qual se fixam no fundo do rio, se alimentando de algas presas no substrato rochoso. Durante o dia, os indivíduos permanecem sob rochas ou troncos submersos (WEBER, 2003).

Power (1990) e Antoniassi *et al.* (1998) observaram as preferências ambientais desta espécie (*Hypostomus auroguttatus*) por águas limpas e ambientes lóticos, e que os indivíduos podem sobreviver também em ambientes represados. Além disso, Mazzoni *et al.* (2010) relataram que as espécies de *Hypostomus* são normalmente classificadas como herbívoros, frequentemente habitando ambientes de águas correntes, em ambientes bentônicos, sendo localizados próximos a substratos rochosos e madeiras submersas.

Os espécimes de *Leporinus steindachneri* (piauí) adultos e juvenis apresentaram melhor aptidão no Trecho 1 no rio Formoso, sendo a aptidão no Trecho 2 muito baixa (menor SPU). Assim como a maioria das espécies analisadas, a espécie *L. steindachneri* apresentou maior superfície ponderada em pequenas vazões no curso d'água, sendo a maior superfície alcançada para os indivíduos adultos, com a vazão média referente ao mês de agosto,  $2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e  $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , para o Trecho 1 e o Trecho 2, respectivamente; e, para os indivíduos juvenis, com a vazão média referente ao mês de agosto ( $2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) para o Trecho 1, e junho ( $5,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) para o Trecho 2.

O estudo da espécie *Leporinus mormyrops* (timburé) foi feito apenas para o estágio de desenvolvimento adulto, uma vez que não foram coletados indivíduos juvenis ao longo de todas as campanhas de monitoramento. Assim

como para a espécie *L. steindachneri*, a melhor aptidão aconteceu no Trecho 1. Entretanto, a aptidão da espécie no Trecho 2 pode ser considerada satisfatória, comparada com as demais espécies analisadas. As maiores superfícies ponderadas foram alcançadas durante o regime de estiagem, sendo  $3,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de outubro, no Trecho 1, e  $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , referente à vazão média do mês de agosto, no Trecho 2.

Assim como *L. mormyrops*, o estudo da espécie *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) também foi realizado apenas para o estágio de desenvolvimento adulto, uma vez que não foram coletados indivíduos juvenis ao longo de todas as campanhas de campo. Ao contrário da maioria das espécies analisadas, a espécie *O. hepsetus* apresentou melhor aptidão no Trecho 2, sendo favorável a pequenas vazões no curso d'água, características do final do período seco, referente à vazão média do mês de outubro ( $5,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). De todas as espécies analisadas foi a que apresentou melhor aptidão no Trecho 2. No Trecho 1, percebeu-se um aumento da SPU no final do período chuvoso, referente à vazão média do mês de abril ( $4,96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

Os resultados da modelagem de habitat indicaram que a espécie *Trachelyopterus striatulus* (cumbaca) pode ser considerada a mais sensível nos dois trechos monitorados no rio Formoso. De todas as espécies analisadas, foi a que apresentou menores valores de SPU, independente do estágio de desenvolvimento. Os indivíduos adultos e juvenis mostraram uma pré-disposição a pequenas vazões no rio, sendo que, para os indivíduos adultos, a maior SPU foi alcançada com a vazão média referente ao mês de maio ( $3,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), para o Trecho 1, e a vazão média referente ao mês de outubro ( $5,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), para o Trecho 2. Para os indivíduos juvenis, a maior SPU foi alcançada com a vazão média referente ao mês de abril ( $4,96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), para o Trecho 1, e a vazão mínima associada à permanência de 90% ( $Q_{90}$ ), sendo igual a  $3,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , para o Trecho 2.

De uma forma geral, os resultados encontrados na modelagem de habitat indicaram uma maior aptidão das espécies no Trecho 1, devido principalmente à melhor qualidade do habitat aquático, e por apresentar condições favoráveis de permanência das espécies. A baixa abundância das espécies no Trecho 2, em relação ao Trecho 1, pode estar relacionada à limitação no estoque de macrófitas aquáticas disponíveis para alimentação.

Verificou-se, também, que a maioria das espécies apresentou melhor aptidão às pequenas vazões no curso d'água, característica do período seco, sendo que o mês de agosto, em média, foi o que apresentou maiores valores de SPU. Isso demonstra a necessidade de manter nesse mês uma condição melhor do ecossistema para a sobrevivência e manutenção das espécies.

Os resultados encontrados neste trabalho são similares aos obtidos por Pelissari *et al.* (2001), ao analisar três espécies de peixes (*Geophagus brasiliensis*, *Astyanax aff. taeniatus* e *Gymnotus carapo*) no rio Timbuí (ES). Na ocasião, os autores encontraram maiores valores de SPU associadas às baixas vazões no curso d'água.

De acordo com Dias *et al.* (2005), as flutuações não abruptas do nível da água impõem uma importante interface entre o ecossistema aquático e o terrestre, sendo este ecótono passível de exploração direta pela fauna aquática. O ecótono água-terra tem sido apontado como uma região importante para as comunidades de peixes de água doce devido à sua quantidade de micro-habitats, de pedras, troncos, galhos, folhas e depósitos de sedimentos que servem como locais de abrigo para peixes (SMITH *et al.*, 2003).

Desse modo, após estudar a ecologia das espécies utilizadas no rio Formoso, decidiu-se por separar as espécies em três grupos, destacados na sequência, com intuito de selecionar as espécies bioindicadoras no curso d'água, de modo a determinar, posteriormente, o regime de vazões ecológicas. Ressalta-se que esta etapa foi acompanhada por uma equipe de biólogos que foram capazes de entender e processar a dinâmica do ecossistema nos dois trechos monitorados na bacia do rio Formoso.

- 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, verificou-se que o regime de vazões ecológicas nos dois trechos de monitoramento no rio Formoso deveria ser obtido para as espécies médio tolerantes, por representar melhor a diversidade ecológica das demais espécies analisadas, sendo, portanto, consideradas bioindicadoras do ecossistema aquático.

## 5.7. REGIME DE VAZÕES ECOLÓGICAS

Na Tabela 11 está apresentada a matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU) para o Trecho 1, referente às vazões simuladas e às espécies de peixes consideradas bioindicadoras no estudo: *Hypostomus auroguttatus* (cascudo), *Leporinus mormyrops* (timburé) e *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro). A vazão ecológica mensal foi calculada em função da porcentagem da vazão média mensal.

Tabela 11 - Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em  $\text{m}^2 \text{km}^{-1}$ , para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 1 no rio Formoso

Espécies bioindicadoras	JANEIRO ( $Q_{\text{média}} = 9,98 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	37,02	96,46	127,76	120,96	99,17	70,53	59,05	59,20	55,80	53,85
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	37,87	146,45	246,15	238,79	189,64	139,47	96,83	97,38	88,77	85,52
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	74,21	256,80	368,43	391,76	370,96	312,58	275,77	262,92	239,77	212,11
<i>Oligosarcus 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	<b>99,17</b>	70,53	59,05	59,20	55,80	53,85
Máximo das mínimas	<b>SPU: 99,17 <math>\text{m}^2 \text{km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,99 <math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	FEVEREIRO ( $Q_{\text{média}} = 7,38 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	19,95	64,58	106,15	129,21	126,39	108,76	89,43	72,00	64,63	61,47
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	17,24	76,59	171,91	246,33	248,94	211,24	175,31	142,87	121,86	106,02
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	35,22	171,16	284,42	361,65	389,27	384,43	350,04	315,52	294,91	277,52
<i>Oligosarcus 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	<b>108,76</b>	89,43	72,00	64,63	61,47
Máximo das mínimas	<b>SPU: 108,76 <math>\text{m}^2 \text{km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,43 <math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 11 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	MARÇO ( $Q_{\text{média}} = 6,98 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	19,62	59,21	99,60	125,97	130,17	114,51	96,40	78,96	66,45	63,63
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	17,67	68,00	153,96	235,40	254,70	223,88	186,58	155,95	130,67	114,78
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	34,35	152,51	268,69	348,53	385,20	389,63	365,95	328,45	303,97	286,66
<i>Oligosarcus 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	<b>96,50</b>	96,40	78,96	66,45	63,63
Máximo das mínimas	<b>SPU: 96,50 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,19 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	ABRIL ( $Q_{\text{média}} = 4,96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	9,49	33,23	37,22	96,25	118,43	129,95	130,32	120,46	107,77	94,44
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	7,45	32,28	38,60	146,02	209,53	248,85	254,87	237,01	208,95	183,02
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	9,63	69,39	79,47	225,43	316,85	363,39	384,71	390,95	383,15	362,05
<i>Oligosarcus 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	<b>107,77</b>	94,44
Máximo das mínimas	<b>SPU: 107,77 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,46 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 11 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	MAIO ( $Q_{\text{média}} = 3,99 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	6,15	19,75	48,89	54,60	95,10	115,15	126,42	131,96	128,33	119,90
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	4,89	16,13	53,43	64,59	142,48	199,00	237,14	256,17	251,77	235,69
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	5,06	34,79	114,02	158,10	255,78	306,77	348,83	374,60	387,30	390,10
<i>Oligosarcus 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	<b>75,31</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 75,31 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,99 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	JUNHO ( $Q_{\text{média}} = 3,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	2,21	11,67	30,57	52,93	69,64	88,68	106,62	120,40	127,29	131,05
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,90	9,09	29,04	59,04	84,52	126,83	173,71	216,09	240,14	252,29
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	1,52	13,32	62,09	128,11	189,35	240,77	283,10	320,84	351,73	372,36
<i>Oligosarcus 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	<b>16,22</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 16,22 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,14 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 11 – Continuação...

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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	2,18	12,99	29,87	49,98	64,84	82,37	100,03	112,92	122,26	129,21
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,85	10,37	29,40	54,04	76,82	112,80	155,69	191,77	222,24	246,33
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	1,43	16,78	60,01	113,94	171,86	225,00	265,96	306,77	340,58	361,65
<i>Oligosarcus 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	<b>10,12</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 10,12 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 2,95 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	AGOSTO ( $Q_{\text{média}} = 2,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	1,27	10,91	22,55	43,03	59,68	74,01	89,50	104,44	114,10	112,13
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,20	8,66	19,57	45,00	70,44	89,69	120,04	168,54	200,26	228,39
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	0,82	11,87	37,69	90,84	152,61	186,59	241,99	277,42	313,09	340,06
<i>Oligosarcus 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	<b>5,60</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 5,60 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 2,70 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 11 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	SETEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 2,93 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	2,18	12,98	27,16	47,72	66,53	80,80	99,71	113,27	124,69	124,03
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,85	10,37	25,12	50,36	77,81	108,77	154,95	193,45	231,01	228,47
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	1,43	16,77	50,32	103,75	159,17	222,38	264,38	301,00	340,58	361,65
<i>Oligosarcus 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	<b>10,10</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 10,10 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 2,93 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	OUTUBRO ( $Q_{\text{média}} = 3,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	3,24	16,63	39,89	59,00	78,44	99,71	115,09	125,52	131,51	131,00
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	2,69	13,50	42,06	68,24	103,77	154,95	198,74	234,36	253,70	255,76
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	2,32	26,27	86,77	150,71	215,22	264,05	306,77	343,92	369,59	383,47
<i>Oligosarcus 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	<b>30,09</b>
Máximo das mínimas	<b>SPU: 30,09 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,42 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 11 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	NOVEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 5,57 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	11,91	45,79	74,32	108,74	126,10	131,49	121,34	107,91	92,94	77,39
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	9,46	49,97	93,49	180,07	236,03	256,35	239,24	209,21	180,41	145,05
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	14,30	103,52	205,63	287,29	348,05	380,88	390,76	383,38	358,60	329,14
<i>Oligosarcus 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	<b>107,91</b>	92,94	77,39
Máximo das mínimas	<b>SPU: 107,91 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,46 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	DEZEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 8,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	25,82	74,76	117,38	131,65	115,78	94,54	74,84	64,77	61,09	58,31
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	24,37	95,31	205,90	256,50	226,25	182,98	148,30	122,81	105,08	94,22
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	49,93	204,83	315,85	379,09	389,98	362,32	320,65	295,91	276,52	256,60
<i>Oligosarcus 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	<b>94,54</b>	74,84	64,77	61,09	58,31
Máximo das mínimas	<b>SPU: 94,54 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,95 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Analisando-se os resultados obtidos, observa-se que o Trecho 1 de estudo proporciona uma melhor condição de micro-habitat físico para a espécie *Leporinus mormyrops* (timburé) em relação às outras espécies estudadas no rio Formoso, ou seja, uma melhor combinação entre os fatores velocidade, profundidade, substrato e cobertura, simplesmente por ter apresentado maiores valores de SPU nos meses simulados. Entretanto, isso não significa que deverá ser encontrada uma quantidade maior de indivíduos dessa espécie, uma vez que a permanência das espécies no curso d'água depende de outros fatores, como qualidade de água e alimentação disponível.

Os resultados mostram que as espécies mais críticas nesse trecho de monitoramento foram o *Hypostomus auroguttatus* (cascudo) Juvenil, nos meses de janeiro, fevereiro, abril, novembro e dezembro, e o *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro) Adulto, nos meses de março, maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro, por terem apresentado a menor SPU.

Na Tabela 12 está apresentada a proposta para a vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal, e o excedente hídrico no primeiro trecho monitorado no rio Formoso, com base na matriz de otimização da SPU.

Tabela 12 - Proposta de vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal ( $Q_{\text{média}}$ ) e o excedente hídrico no Trecho 1 de monitoramento no rio Formoso, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU)

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

A proposta de vazão ecológica mensal no rio Formoso, comparada com a vazão natural (vazão média mensal) do curso d'água, estabelece a quantidade de água máxima mensal que pode ser extraída, ou seja, o seu excedente hídrico. Dessa forma, fica estabelecido que nos casos em que não há excedente hídrico a vazão ecológica será a própria vazão média mensal. Entende-se que a condição mínima de sobrevivência das espécies é verificada quando a disponibilidade hídrica mensal no curso d'água for igual à vazão média.

Observa-se na Tabela 12 que o período de estiagem, compreendido entre os meses de maio a outubro, é o mais crítico para as espécies bioindicadoras no Trecho 1, 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 no Trecho 1 do rio Formoso, foi janeiro, apresentando vazão ecológica correspondente a 50% da vazão média mensal. Nos meses seguintes, a porcentagem encontrada foi sempre superior a 50%, indicando menores valores de excedente hídrico.

Na Tabela 13 está apresentada a matriz de otimização mensal da SPU para o Trecho 2.

De maneira geral, o micro-habitat do Trecho 2 foi mais favorável à espécie *Oligosarcus hepsetus* (lambari-cachorro). Entretanto, a espécie *Leporinus mormyrops* (timburé) apresentou boa aptidão, principalmente em pequenas vazões (período de estiagem). A espécie *Hypostomus auroguttatus* (cascudo) Juvenil foi considerada, de acordo com os resultados obtidos na matriz de otimização, como a espécie mais crítica, uma vez que apresentou os menores valores de SPU ao longo dos meses, sendo referência para a determinação do regime de vazões ecológicas no Trecho 2.

Tabela 13 - Matriz de otimização mensal da Superfície Ponderada Utilizável (SPU), em  $\text{m}^2 \text{km}^{-1}$ , para o cálculo da vazão ecológica no Trecho 2 no rio Formoso

Espécies bioindicadoras	JANEIRO ( $Q_{\text{media}} = 17,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	14,16	23,39	19,79	7,78	4,18	2,22	4,16	3,98	4,36	6,41
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	44,16	102,15	107,88	67,95	44,63	33,13	53,63	46,58	48,78	50,85
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	96,34	67,40	55,42	20,23	41,86	32,27	29,28	17,20	16,25	13,41
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	1,86	97,94	197,46	282,50	304,92	182,15	130,96	120,32	125,42	159,03
Mínimo da coluna	1,86	<b>23,39</b>	19,79	7,78	4,18	2,22	4,16	3,98	4,36	6,41
Máximo das mínimas	<b>SPU: 23,39 <math>\text{m}^2 \text{km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,45 <math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	FEVEREIRO ( $Q_{\text{media}} = 12,75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	7,72	16,43	23,25	12,27	9,71	6,04	3,13	2,94	2,42	8,22
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	19,81	67,18	101,88	87,84	78,71	56,94	38,98	35,24	31,28	57,70
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	58,59	87,93	67,27	45,30	23,95	19,44	19,62	29,10	30,36	50,16
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,53	21,62	98,40	172,29	257,47	289,75	249,97	204,98	196,85	224,38
Mínimo da coluna	0,53	16,43	<b>23,25</b>	12,27	9,71	6,04	3,13	2,94	2,42	8,22
Máximo das mínimas	<b>SPU: 23,25 <math>\text{m}^2 \text{km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,83 <math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 13 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	MARÇO ( $Q_{\text{media}} = 12,06 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	9,06	16,01	24,28	14,78	10,70	6,91	4,11	2,77	2,80	4,73
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	23,93	64,98	102,15	93,33	84,43	62,84	44,73	36,08	34,21	40,41
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	62,51	88,16	70,09	49,34	27,64	19,40	19,22	24,16	32,54	51,27
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,78	17,67	88,36	155,55	237,60	289,21	269,50	223,09	184,03	213,32
Mínimo da coluna	0,78	16,01	<b>24,28</b>	14,78	10,70	6,91	4,11	2,77	2,80	4,73
Máximo das mínimas	<b>SPU: 24,28 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>			<b>Vazão ecológica: 3,62 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>						
Espécies bioindicadoras	ABRIL ( $Q_{\text{media}} = 8,58 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	2,10	14,16	16,98	24,79	20,47	12,20	10,72	8,16	5,64	4,29
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	4,79	44,16	69,47	100,54	102,73	87,61	84,57	70,16	54,28	45,81
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	34,13	97,28	87,85	73,83	58,96	45,13	27,86	20,90	19,52	40,68
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	1,99	25,26	74,01	124,98	172,73	236,57	278,07	286,96	308,65
Mínimo da coluna	0,00	1,99	16,98	<b>24,79</b>	20,47	12,20	10,72	8,16	5,64	4,29
Máximo das mínimas	<b>SPU: 24,79 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>			<b>Vazão ecológica: 3,43 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>						

Continua...

Tabela 13 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	MAIO ( $Q_{\text{média}} = 6,89 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,49	9,58	13,00	18,13	17,04	21,57	14,78	10,89	10,43	9,28
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,83	25,34	49,13	74,22	68,61	103,78	93,33	85,61	82,69	76,49
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	22,28	64,82	86,18	87,26	45,74	60,68	48,23	35,74	25,87	37,69
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,80	6,26	31,98	84,02	119,05	149,30	203,80	246,57	302,57
Mínimo da coluna	0,00	0,80	6,26	18,13	17,04	<b>21,57</b>	14,78	10,89	10,43	9,28
Máximo das mínimas	<b>SPU: 21,57 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 4,13 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	JUNHO ( $Q_{\text{média}} = 5,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,16	3,77	11,89	13,32	18,56	22,56	23,44	19,17	14,38	14,09
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,12	9,15	35,55	51,20	75,64	91,65	101,88	100,49	92,63	90,77
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	15,05	43,06	77,33	86,69	87,24	54,73	67,59	57,06	48,40	14,09
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,16	1,46	7,16	32,78	66,16	97,38	130,07	158,74	192,90
Mínimo da coluna	0,00	0,16	1,46	7,16	18,56	22,56	<b>23,44</b>	19,17	14,38	14,09
Máximo das mínimas	<b>SPU: 23,44 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,79 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 13 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	JULHO ( $Q_{\text{média}} = 5,10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,16	4,88	11,74	13,09	16,43	23,29	24,69	22,39	16,32	12,27
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,12	12,19	33,77	49,84	66,54	93,33	102,61	104,03	95,22	87,84
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	14,50	48,10	74,51	86,38	86,82	80,35	70,84	61,89	53,03	45,30
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,31	1,25	6,62	20,34	55,03	85,14	114,17	143,00	172,21
Mínimo da coluna	0,00	0,31	1,25	6,62	16,43	23,29	<b>24,69</b>	22,39	16,32	12,27
Máximo das mínimas	<b>SPU: 24,69 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,57 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	AGOSTO ( $Q_{\text{média}} = 4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	1,71	1,91	10,28	12,36	15,98	20,06	18,11	23,74	21,17	17,50
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	1,62	3,96	28,25	42,23	64,69	81,27	76,30	99,88	103,41	94,44
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	24,59	32,86	77,41	83,41	88,28	86,17	65,23	65,65	56,12	54,19
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,00	1,07	3,22	15,41	39,21	57,30	91,39	120,57	145,58
Mínimo da coluna	0,00	0,00	1,07	3,22	15,41	20,06	18,11	<b>23,74</b>	21,17	17,50
Máximo das mínimas	<b>SPU: 23,74 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,73 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 13 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	SETEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 5,06 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,16	4,88	11,74	13,07	16,47	23,28	25,42	22,38	16,99	21,24
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,12	12,19	33,78	49,76	67,38	93,31	103,78	104,30	96,08	113,09
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	14,99	48,10	74,33	86,37	87,94	80,43	71,73	61,82	54,25	57,91
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,31	1,25	6,58	21,79	54,67	81,42	114,49	139,05	188,69
Mínimo da coluna	0,00	0,31	1,25	6,58	16,47	23,28	<b>25,42</b>	22,38	16,99	21,24
Máximo das mínimas	<b>SPU: 25,42 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,54 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				
Espécies bioindicadoras	OUTUBRO ( $Q_{\text{média}} = 5,91 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	0,16	7,79	12,18	16,00	21,64	25,42	21,30	15,50	11,00	13,19
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	0,12	20,04	39,73	64,86	87,34	103,78	103,51	94,02	85,56	81,81
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	14,41	58,36	81,95	88,29	83,54	71,73	55,33	51,42	40,35	36,71
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	0,56	2,30	17,12	46,70	81,24	118,08	148,94	186,13	188,37
Mínimo da coluna	0,00	0,56	2,30	16,00	21,64	<b>25,42</b>	21,30	15,50	11,00	13,19
Máximo das mínimas	<b>SPU: 25,42 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>					<b>Vazão ecológica: 3,55 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>				

Continua...

Tabela 13 – Continuação...

Espécies bioindicadoras	NOVEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 9,63 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	% 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>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	2,46	12,54	20,78	23,13	14,78	10,64	8,44	5,64	3,60	4,19
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	5,68	44,43	84,07	102,17	93,33	85,13	71,66	54,27	41,82	39,61
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	36,20	84,53	85,09	66,38	49,33	32,64	21,38	19,43	19,11	45,25
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,00	4,10	42,62	101,31	155,52	216,47	274,36	282,86	260,36	285,83
Mínimo da coluna	0,00	4,10	20,78	<b>23,13</b>	14,78	10,64	8,44	5,64	3,60	4,19
Máximo das mínimas	<b>SPU: 23,13 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>			<b>Vazão ecológica: 3,85 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>						
Espécies bioindicadoras	DEZEMBRO ( $Q_{\text{média}} = 14,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )									
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Juvenil	10,53	20,88	20,47	10,72	7,35	4,32	2,81	2,42	8,22	3,94
<i>Hypostomus auroguttatus</i> - Adulto	28,47	84,35	102,73	85,42	65,31	45,85	35,59	33,98	57,70	47,42
<i>Leporinus mormyrops</i> - Adulto	67,86	85,02	54,90	32,73	19,68	40,61	26,50	31,28	50,16	17,59
<i>Oligosarcus hepsetus</i> - Adulto	0,90	42,37	124,27	217,17	286,87	309,13	213,36	175,71	224,38	148,77
Mínimo da coluna	0,90	<b>20,88</b>	20,47	10,72	7,35	4,32	2,81	2,42	8,22	3,94
Máximo das mínimas	<b>SPU: 20,88 <math>\text{m}^2 \text{ km}^{-1}</math></b>			<b>Vazão ecológica: 2,85 <math>\text{m}^3 \text{ s}^{-1}</math></b>						

Na Tabela 14 está apresentada a proposta para a vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal e o excedente hídrico no Trecho 2 no rio Formoso, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU). A utilização total do excedente hídrico no Trecho 1 impactará a vazão remanescente no Trecho 2. Dessa forma, foi necessário atualizar o excedente hídrico no Trecho 2 considerando a hipótese de utilização de 100% da vazão disponível no Trecho 1.

Tabela 14 - Proposta de vazão ecológica mensal com a respectiva porcentagem da vazão média mensal ( $Q_{\text{média}}$ ) e o excedente hídrico remanescente no segundo trecho de monitoramento no rio Formoso, com base na matriz de otimização da Superfície Ponderada Utilizável (SPU)

<b>Meses</b>	<b>Jan</b>	<b>Fev</b>	<b>Mar</b>	<b>Abr</b>	<b>Mai</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Set</b>	<b>Out</b>	<b>Nov</b>	<b>Dez</b>
<b>Vazão média (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>)</b>	17,25	12,75	12,06	8,58	6,89	5,42	5,10	4,66	5,06	5,91	9,63	14,26
<b>Vazão ecológica (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>)</b>	3,45	3,83	3,62	3,43	4,13	3,79	3,57	3,73	3,54	3,55	3,85	2,85
<b>% da <math>Q_{\text{média}}</math></b>	20	30	30	40	60	70	70	80	70	60	40	20
<b>Excedente hídrico total (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>)</b>	13,80	8,93	8,44	5,15	2,76	1,63	1,53	0,93	1,52	2,36	5,78	11,41
<b>Excedente hídrico total (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>) no Trecho 1</b>	4,99	2,95	2,79	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,11	3,30
<b>Excedente hídrico remanescente (<math>\text{m}^3 \text{s}^{-1}</math>)</b>	8,81	5,98	5,65	4,65	2,76	1,63	1,53	0,93	1,52	2,36	4,67	8,11

A proposta do regime de vazões ecológicas para o Trecho 2 indica que há nesta região excedente hídrico durante todo o ano, sendo que os meses mais favoráveis à retirada de água, com vazão ecológica correspondente a 20% da vazão média mensal, são janeiro e dezembro, e o mês mais crítico é agosto, com

80% da vazão média mensal, onde há a necessidade de maior controle e preservação do ecossistema aquático.

Na Figura 41 está apresentada a comparação do regime de vazões ecológicas nos dois trechos monitorados no rio Formoso. Observa-se que a distribuição temporal do regime de vazões ecológicas é relativamente distinta nos trechos monitorados, justificada pela diversidade das características hidráulicas, morfológicas, de vegetação e de uso e ocupação do solo.

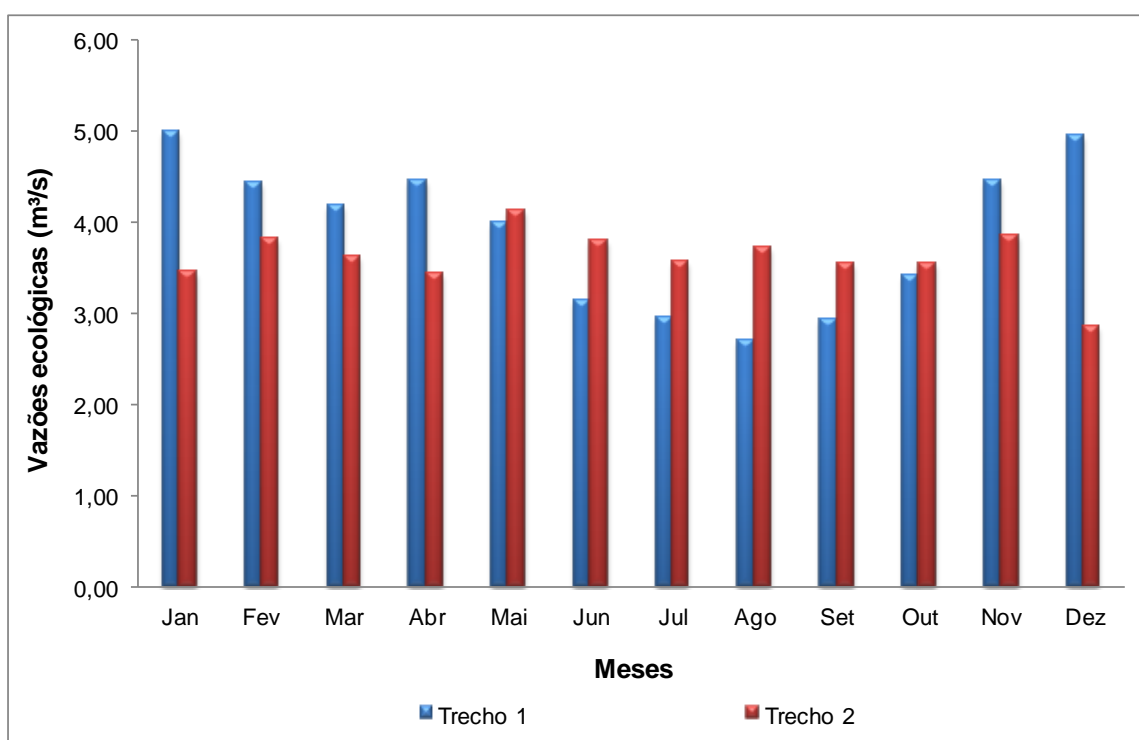


Figura 41 - Comparação do regime de vazões ecológicas nos dois trechos monitorados do rio Formoso.

Analisando as propostas do regime de vazão ecológica para os dois trechos em estudo observa-se que, durante o período chuvoso, as vazões ecológicas no Trecho 1 são maiores que no Trecho 2. Em outras palavras, pode-se dizer que a quantidade de água a ser mantida no curso d'água, associada à preservação e conservação das espécies de peixes, durante o período de chuvas, é maior no Trecho 1, apesar deste estar mais a montante em relação ao

Trecho 2. Situação inversa é encontrada no período de estiagem, no qual a vazão ecológica no Trecho 2 é maior que no Trecho 1.

Este comportamento é justificado quando se trata de trechos hidráulicamente distintos entre si. Há uma condição ótima de velocidade e profundidade para as espécies de peixes analisadas que é indicada pela maximização da superfície ponderada utilizável. Quando isso acontece, a espécie analisada se encontra no ápice da aptidão no trecho de rio.

No período de chuvas, o nível da água e a velocidade do escoamento aumentam fazendo com que o Trecho 1 apresente condições hidráulicas ótimas para a aptidão das espécies. No período seco, acontece o inverso e o trecho deixa de ter a melhor condição para as espécies. Nesse momento, o Trecho 2 passa a apresentar vazões ecológicas maiores.

#### 5.8. VAZÃO ECOLÓGICA VARIÁVEL X VAZÃO ECOLÓGICA CONSTANTE

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 Estado de Minas Gerais, por exemplo, é concedido 50% da  $Q_{7,10}$  para outorga de água superficial. Os outros 50% devem permanecer no curso d'água, de forma a “assegurar” a qualidade ambiental do ecossistema aquático. Em nível federal, o limite é definido pela  $Q_{95}$ , sendo 70% o limite outorgável. Já no Estado do Espírito Santo, o limite para outorga é de 50% da  $Q_{90}$  ou da  $Q_{7,10}$ , dependendo do curso d'água considerado na análise de outorga de uso da água. Ressalta-se que esses valores não são variáveis ao longo do ano, ou seja, não contemplam a variação sazonal das vazões nos cursos d'água.

Com intuito de comparar o regime de vazões ecológicas proposto nos dois trechos de monitoramento no rio Formoso com as vazões mínimas de referência adotadas no Brasil, considerou-se a permanência de 100% da  $Q_{7,10}$ ,  $Q_{95}$  e  $Q_{90}$  no curso d'água. Nas Figuras 42 e 43 está apresentada a distribuição temporal das vazões ecológicas, juntamente com os valores de  $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$ , no Trecho 1 e no Trecho 2, respectivamente.

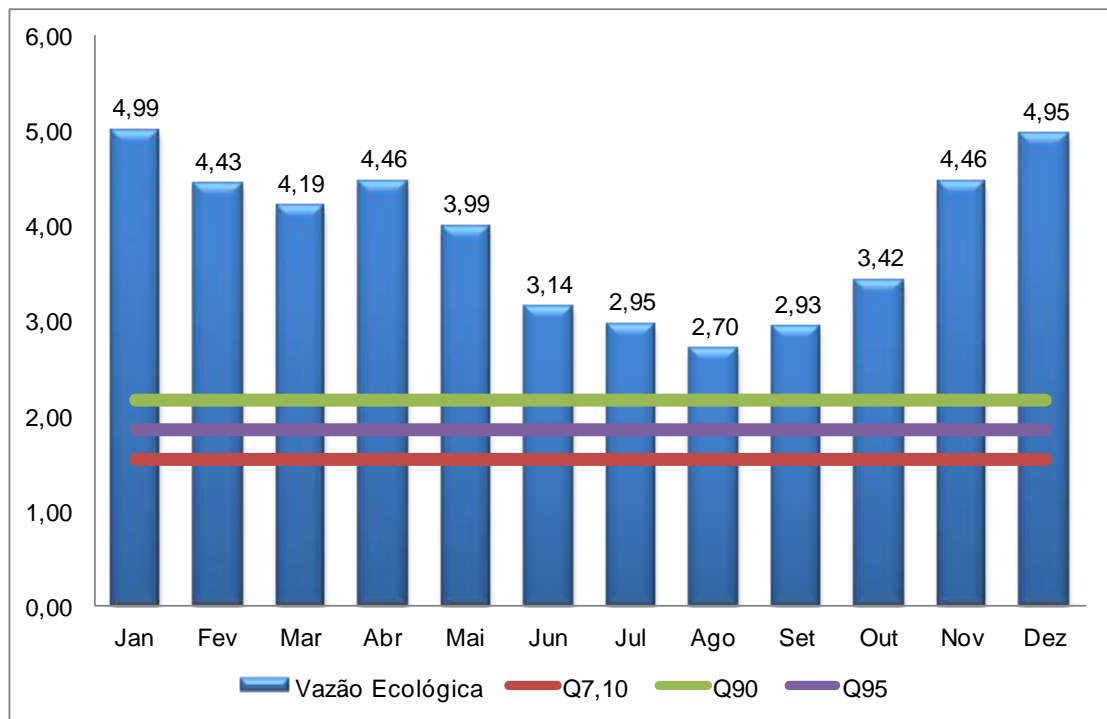


Figura 42 - Distribuição temporal do regime de vazões ecológicas, da  $Q_{7,10}$ , da  $Q_{90}$  e da  $Q_{95}$  no Trecho 1 de monitoramento do rio Formoso.

Observa-se na Figura 42 que os valores referentes às vazões mínimas de referência  $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$  são inferiores aos valores mensais propostos para a vazão ecológica no Trecho 1 de monitoramento no rio Formoso. Isso sem considerar os percentuais de vazão que devem permanecer no curso d'água, o que tornaria a situação ainda mais preocupante.

Se fossem adotados os valores de  $Q_{7,10}$  ( $1,54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ),  $Q_{95}$  ( $1,85 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) e  $Q_{90}$  ( $2,16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), ou as porcentagens dessas vazões passíveis de outorga, o que seria mais drástico para o ecossistema aquático, provavelmente as espécies, no

Trecho 1, se deslocariam para outros trechos do rio, ou mesmo afluentes mais próximos, que apresentassem melhores condições de permanência, ou seja, o trecho monitorado apresentaria uma redução das espécies de peixes.

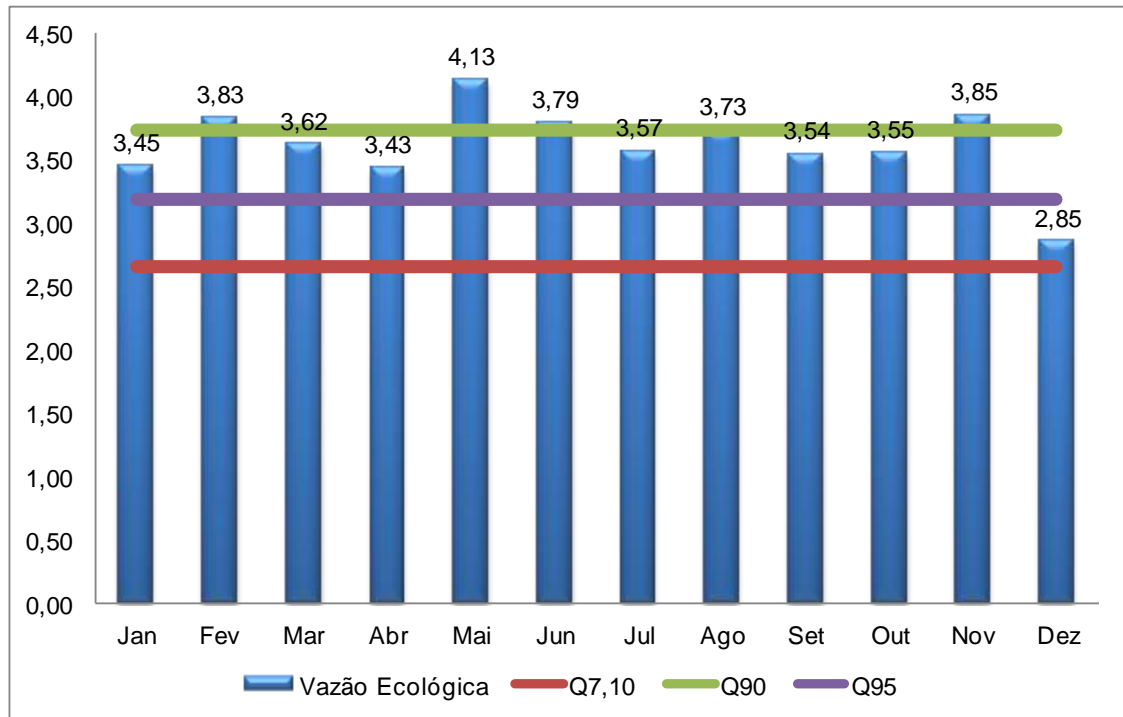


Figura 43 - Distribuição temporal do regime de vazões ecológicas, da  $Q_{7,10}$ , da  $Q_{90}$  e da  $Q_{95}$  no Trecho 2 de monitoramento do rio Formoso.

Verifica-se na Figura 43, referente ao Trecho 2, que os valores das vazões ecológicas mensais propostas são superiores à  $Q_{7,10}$  ( $2,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), indicando riscos à biodiversidade caso essa vazão de referência seja adotada como critério de outorga de água superficial. Comparando as vazões ecológicas propostas com a  $Q_{95}$  ( $3,19 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), observa-se que apenas no mês de dezembro a vazão ecológica se encontra em um limite inferior. Nos meses de fevereiro, maio, junho e novembro as vazões ecológicas propostas se encontram acima da  $Q_{90}$  ( $3,74 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

O ponto crucial dessas análises é mostrar que a vazão ecológica, proposta nesse estudo, possui variabilidade temporal e espacial, e que fixar apenas um

valor de vazão de referência constante ao longo do ano é prejudicial para a fauna aquática. Além do mais, os efeitos ecológicos que acontecem no habitat aquático são associados aos diferentes estágios do regime ecológico, não só em função de uma vazão mínima, mas também das vazões médias e máximas, além de características do regime hidrológico como a duração e a frequência dos eventos extremos.

## 5.9. HIDROGRAMA ECOLÓGICO

Com base na matriz de otimização foram propostos hidrogramas ecológicos para os dois trechos do rio Formoso a serem utilizados por órgãos gestores na tomada de decisão nos processos de planejamento e gestão sustentável dos recursos hídricos, considerando as espécies bioindicadoras utilizadas no estudo.

Considerou-se que a biodiversidade seria conservada a partir de SPU maior ou igual a  $70 \text{ m}^2 \text{ km}^{-1}$ , no Trecho 1, e  $10 \text{ m}^2 \text{ km}^{-1}$ , no Trecho 2. Nas Figuras 44 e 45 estão apresentados os hidrogramas ecológicos no Trecho 1 e no Trecho 2, respectivamente.

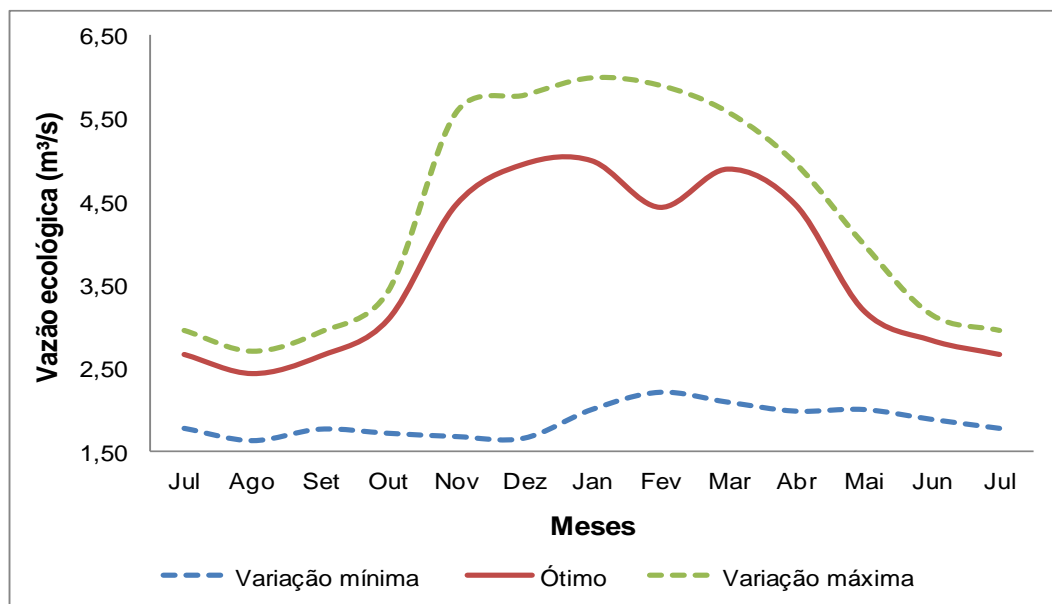


Figura 44 - Hidrograma ecológico proposto para o Trecho 1 do rio Formoso.

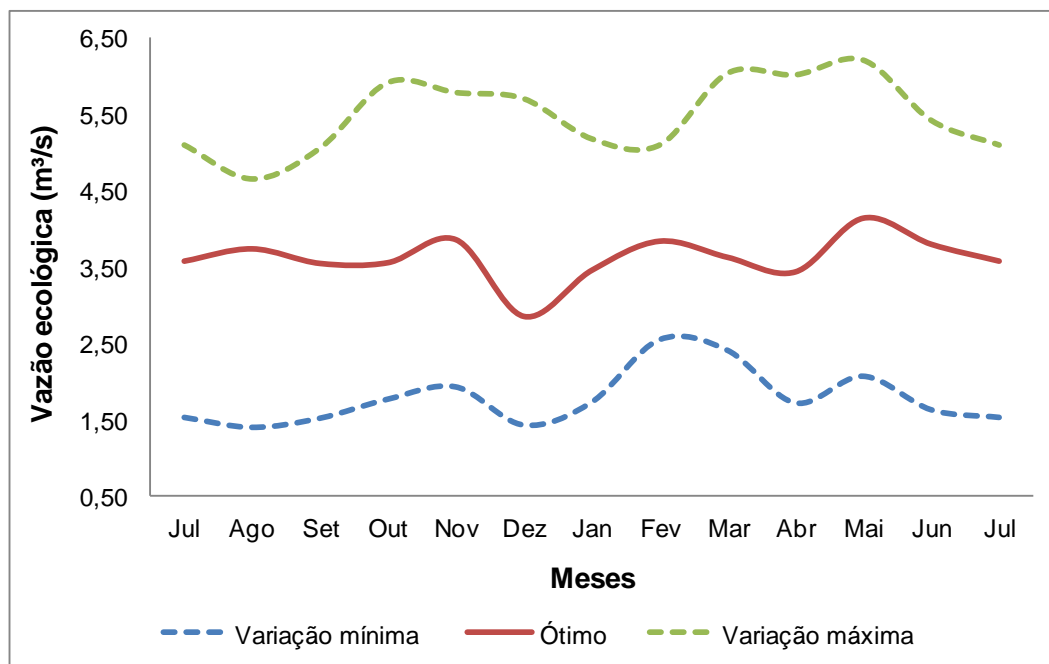


Figura 45 - Hidrograma ecológico proposto para o Trecho 2 do rio Formoso.

Observa-se na Figura 44 que nos meses compreendidos entre novembro a abril a vazão ecológica alcança valores maiores em função da necessidade de aptidão das espécies ao longo do Trecho 1. Nessa situação, esforços devem ser feitos ao longo da bacia visando à conservação do ecossistema aquático. Entretanto, uma faixa de valores de vazão ecológica é definida com intuito de manter as espécies bioindicadoras do habitat no trecho monitorado, sem que haja a dispersão para outros trechos ou tributários.

Na Figura 45 observa-se que quase não houve variação ao longo do ano da vazão ecológica no segundo trecho. Isso se justifica devido às características hidráulicas do trecho, uma vez que com o aumento da vazão a água transborda da calha do rio formando uma planície de inundação, que apresenta características bem distintas comparadas com a simulação no curso d'água.

No rio Formoso, principalmente no Trecho 1, as vazões máximas são fundamentais por modificar a calha do rio, criando curvas, bancos de areia, ilhas, áreas de maior ou menor velocidade de escoamento e diversidade de ambientes. Já no Trecho 2 as vazões máximas são imprescindíveis para inundar as planícies

e as lagoas marginais, depositando sedimentos e nutrientes necessários para a vegetação terrestre e purificação das águas superficiais, além de criar oportunidades de reprodução e alimentação para peixes e aves. As vazões máximas também indicam o início do período de migração/reprodução para as espécies, além de eliminar ou reduzir o número de espécies invasoras ou exóticas (POSTEL e RICHTER, 2003).

Os valores de vazão ecológica determinados por meio da matriz de otimização da SPU indicam a melhor aptidão para as espécies bioindicadoras estudadas, sendo fundamentais para a manutenção do equilíbrio entre as relações ecológicas e a biodiversidade. As faixas de variação máxima e mínima de vazão ecológica foram consideradas no estudo visando à manutenção da biodiversidade local, ao levar em consideração um maior número de espécies conservadas no habitat aquático. Além de renovar a água armazenada em lagoas marginais e nos afluentes do rio, os valores do regime de vazões ecológicas evita a invasão do leito por plantas terrestres e determinam o tipo de sedimento do fundo do curso d'água.

O regime de vazões mínimas, comum entre os meses de maio a outubro, na bacia hidrográfica em estudo, mantém as espécies nativas e reduzem as espécies invasoras, além de manter a qualidade da água, em termos de oxigênio dissolvido e temperatura, aceitáveis para a grande maioria das espécies.

Os hidrogramas ecológicos propostos destacam a importância em apresentar valores de vazões ecológicas mínimas, médias e máximas, considerando a variabilidade temporal e espacial das espécies bioindicadoras estudadas, podendo se transformar em uma ferramenta importante para a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Ressalta-se a importância deste trabalho por propor um modelo sustentável dos recursos hídricos, sendo focado na garantia de vazões remanescentes estabelecida por critérios ambientais, utilizando as espécies de peixes como bioindicadores do ecossistema aquático.

## 6. CONCLUSÕES

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

- O modelo hidrodinâmico River2D se mostrou apto a ser utilizado nas simulações hidráulicas e de habitat nos dois trechos estudados no rio Formoso.
- O regime de vazões ecológicas no primeiro trecho monitorado variou entre 2,70 e 4,99 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referentes aos meses de agosto e janeiro, respectivamente. No segundo trecho, os valores de vazões ecológicas ficaram entre 2,85 a 4,13 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, referentes aos meses de dezembro e maio, respectivamente.
- A comparação entre os regimes de vazões ecológicas e as vazões mínimas de referência adotadas no Brasil comprovou que essas metodologias não levam em consideração os aspectos ambientais, colocando em risco a permanência das espécies ali existentes e a biodiversidade local.
- Os hidrogramas ecológicos propostos para os dois trechos monitorados no rio Formoso apresentam potencial para se transformarem em ferramentas importantes na gestão sustentável dos recursos hídricos.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ANA - Agência Nacional de Águas. **Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco -PBHSF (2004-2013) - Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF – Nº 16: Alocação de Água**. Brasília – Distrito Federal. 2004.

ANDRIAN, I. F.; SILVA, H. B. R.; PERETTI, D. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. **Maringá**, v.23, n.2, p.435-440. 2001.

ANTONIASSI, L. E.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.2, p.273-285. 1998.

BEECHER, H. A. **Standards for instream flows**. *Rivers* 1, pp. 97-109. 1990.

BELMAR, O.; VELASCO, J.; MARTINEZ-CAPEL, F. Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). **Environmental Management**, v.47, p.992-1004. 2011.

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

BENETTI, A. D.; LANNA, A. E.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.2, p.149-160. 2003b.

BEZERRA, N. R. **Metodologias para definição de vazões mínimas garantidas em cursos d'água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Brasília - DF. 2001.

BOAVIDA, I. **Análise bidimensional na determinação dos caudais ecológicos: aplicação do modelo River2D**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Recursos Hídricos). Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, Portugal. 198 p. 2007.

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**, DOI 10.1007/s10452-010-9340-x. 2010.

BOOKER, D. J.; DUNBAR, M. J. Application of physical habitat simulation modeling (PHABSIM) to modified urban river channels. **River Research and Applications**, v. 20, p. 167-183. 2004.

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.

BRITZKE, R. **NaturePlanet: trilhando os caminhos da natureza**. Disponível em: [www.natureplanet.blogspot.com.br](http://www.natureplanet.blogspot.com.br). 2008. Acessado em Fevereiro de 2013.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v.30, n.4, p.492-507. 2002.

BURGESS, W. E. **An atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes**. Neptune City, NJ: T. F. H. 1989. 784 p.

CHASSÉ, P. Cichlidforums – **Cichlids: A Knowledge Base**. Disponível em: [www.cichlidforums.com](http://www.cichlidforums.com). 2009. Acessado em Fevereiro de 2013.

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**, DOI 10.1007/s10661-010-1364-0. 2010.

COLLISCHONN, W.; ANGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In: 8º Congresso da Água. **Anais...** Figueira da Foz. 2006.

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. 2005.

CRAIG, J. F. Large dams and freshwater fish biodiversity. Contributing paper prepared for Thematic Review II.1: **Dams, ecosystem functions and environmental restoration – World Commission on Dams**. 2000. 59 p.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 189 p. 2001.

CURADO, L. C. **Indicadores de vazões mínimas de referência em sub-bacias do rio Miranda**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - MS. Campo Grande. 2003.

DEWSON, Z. S., JAMES, A. B. W., DEATH, R. G. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. **Journal of North American Benthological Society**, v.26, n.3, p.401-415. 2007.

DIAS, A. C. M. I.; CASTELO BRANCO, C. W.; LOPES, V. G. Estudo da dieta natural de peixes no reservatório de Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. **Maringá**, v.27, n.4, p.355-364. 2005.

DUARTE, S.; F. G. ARAÚJO. Distribuição espacial e temporal de *Hypostomus affinis* na Represa de Ribeirão das Lajes. **Acta Biologica Leopoldensia**, v.22, p.261-276. 2000.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; RICHARD, A. H. P.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J., SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, status, and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, pp. 163-182. 2006.

FROES, C. **Apresentação na 52ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto do CNRH-Conselho Nacional de Recursos Hídricos**. (célia.froes@igam.mg.gov.br). 2006.

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase: **World Wide Web electronic publication**. Editors. Disponível em: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Version 02/2013. Acessado em Fevereiro de 2013.

GALVÃO, D. M. O. **Subsídios à determinação de vazões ambientais em cursos d'água não regulados: o caso do Ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília – DF. 250 p. 2008.

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, n.3, 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, pp. 2562-2571. 2011.

GODINHO, F. N.; FERREIRA, M. T.; SANTOS, J. M. Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 9, pp. 22 – 29. 2000.

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 Recursos Hídricos e Ambientais). Universidade Federal de Viçosa – MG. 115p. 2011.

GONÇALVES, M. V. C. **Metodologia para determinação de vazões Mínimas garantidas em cursos d'água**. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental), Universidade de Brasília - DF, 129p. 2003.

GORE, J. A.; CRAWFORD, D. J.; ADDISON, D. S. An analysis of artificial riffles and enhancement of benthic community diversity by physical habitat simulation (PHABSIM) and direct observation. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 14, p.69-77. 1998.

GUILHON, L. G. F. **Modelo heurístico de vazões naturais médias semanais aplicado à usina de Foz do Areia**. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ. 95p. 2002.

GUREVITCH, J.; PADILLA, D. K. Are invasive species a major cause of extinctions? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 19, n. 9, p. 470-474. 2004.

HAHN, N. S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. Ecologia trófica, p.209-228. In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de Inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM. 1997. 460 p.

HANNAH, D. M., WOOD, P. J., SADLER, J. P. Ecohydrology and hidroecology: a new paradigm? **Hidrological Processes**, v.18, pp. 3429-3445. 2004.

HERNÁNDEZ, J. M. D.; NEIRA, N. O. Evaluación ecohidráulica multidimensional del hábitat acuático em la conservación de hidrosistemas fluviales. **Ingenieria Universidad Bogotá (Colombia)**, v. 12, n. 2, pp. 301-323. 2008.

JAY LACEY, R. W.; MILLAR, R. G. Reach scale hydraulic assessment of instream salmonid habitat restoration. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 40, n. 6, pp. 1631–1644. 2004.

LARGE, A. R. G., PRACH, K. Plants and water in streams and rivers. In: **Ecohydrology: Plants and water in terrestrial and aquatic environments**. Org: Baird, A e Wilby, R. Routledge Physical Environment Series. New Fetter Lane, London. p. 237 - 268. 1999.

LEE, J. H., JEONG, S. M., LEE, M. H., LEE, Y. S. Estimation of instream flow for fish habitat using instream flow incremental methodology (IFIM) for major tributaries in Han River Basin. **Journal of Korean Society Civil Engineering. (KSCE)**, v. 26 (2B), pp. 153–160. 2006.

LONGHI, E. H.; MARTINS FORMIGA, K. T. Metodologias para determinar vazão ecológica em rios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.20, p.33-48. 2011.

LUZ, L. D.; LUZ, J. A. G.; AMORIM, F. B.; PROENÇA, C. N.; PIRES, A. S. Vazões mínimas e vazões ecológicas - Qual a necessidade de água em um rio? In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. **Anais...** São Luís, MA. 2004.

LUZ, L. D.; AMORIM, F. B.; LUZ, J. A. G. Alterações hidrológicas no baixo trecho do Rio São Francisco e Aspectos ecológicos – elementos para definição de vazões ecológicas. In: VIII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Fortaleza, CE. ABES. 2006.

MACK, R.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, M. W.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: causes, epidemiological, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n.3, p. 689-710. 2000.

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.

MOIR, H. J.; GIBBINS, C. N.; SOULSBY, C.; YOUNGSON, A. F. PHABSIM modeling of atlantic salmon spawning habitat in an upland stream: testing the influence of habitat suitability indices on model output. **River Research and Applications**, v. 21, p. 1021-1034. 2005.

NILSSON, C.; JANSSON, R.; MALMGVIST, B.; NAIMAN, R. Restoring riverine landscapes: the challenge of identifying priorities, reference states, and techniques. **Ecology and Society**, v.12, n.1, p.1-16. 2007.

PANTE, A. R.; MARQUES, M. G.; CANELLAS, A. V. B.; LANNA, A. E. L. **Proposta de Metodologia Simplificada para Determinação da Vazão Ecológica em Aproveitamentos Hidrelétricos**. Submetido a Revista Brasileira de Recursos Hídricos. 2004.

PAULO, R. G. F. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do Perímetro Molhado no caso de Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais – MG. 114 p. 2007.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Determinação da vazão ecológica do rio Santa Maria da Vitória para caracterização da disponibilidade hídrica atual e futura da Grande Vitória. **Revista Ciência e Tecnologia em Vitória – FACITEC**. Vitória, ES. 2004.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Vazão ecológica 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. 2003.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. Vazão ecológica a ser considerada no licenciamento ambiental dos sistemas de abastecimento de água. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** João Pessoa, PB. 2001.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R. Determinação da Demanda Ecológica para o Rio Santa Maria da Vitória, Estado do Espírito Santo. In: XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** João Pessoa, PB. 2001.

PELISSARI, V. B. **Vazão ecológica de rios: estudo de caso: Rio Timbuí, Santa Teresa, ES**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo-ES. 151p. 2000.

PELISSARI, V. B.; SARMENTO, R.; TEIXEIRA, R. L. Índices de preferência de habitat para peixes na determinação da vazão residual do Rio Timbuí. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** Belo Horizonte, MG. Livro de Resumos BH: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1999. p.157. 1999.

PLANQUETTE, P.; KEITH, P.; LE BAIL, P.-Y. **Atlas des poisons d'eau douce de Guyane**. Paris: Museum National D'Histoire Naturelle. Service du Patrimoine Naturel, Institut D'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité. (Collection du Patrimoine Naturel, v.22). 1996.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; KAREN, L. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, v.47, n.11, p.769-784. 1997.

POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for life: Managing water for people and nature**. Island Press. Washington. 2003. 253p.

POWER, M. E. Resource enhancement by indirect effects of grazers: Armored Catfish, Algae, and Sediment. **Ecology**, v.71, p.897-904. 1990.

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.

REPUBLIC OF SOUTH AFRICA. **National Water Act**. N. 36 of 1998. 1998. Disponível no site [www.dwaf.gov.za](http://www.dwaf.gov.za).

RIBAS, T. M. **Implementação do modelo numérico para estudo hidrodinâmico das baías de Antonina e Paranaguá**. Dissertação de Mestrado (Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 136 p. 2004.

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, n.3, pp. 389-394. 2006.

RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v.13, n.1, pp.206-224. 2003.

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...** Campo Grande, p. 1-12. 2009.

SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...** Belo Horizonte, MG. 1999.

SARMENTO, R. **Termo de Referência para a elaboração de estudos sobre a vazão ecológica na bacia do rio São Francisco**. Edital n. 05 do ano de 2006, PROJETO 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura – UNESCO. 2007.

SCOTT, D.; SHIRVELL, C. S. A critique of the Instream flow incremental methodology and observations on flow determination. In: New Zeland. In: **Regulated Streams: Advances in Ecology**, J. F. Craig e J. B. Kemper (eds.). Plenum Press, New York, p. 27-43. 1987.

SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; MARQUES, F. A.; GUEDES, H. A. S. Aspectos hidrológicos e ecohidrologia. In: SILVA, D. D. (Org.). **Conservação de solo e água, aspectos hidrológicos, ecohidrologia e usos múltiplos da água**. 1 ed., Viçosa-MG: CRRH/UFV, 2010, v.1, p.219-266.

SMAKHTIN, V. Environmental flows: a call for hydrology. **Hydrological Processes**, v.21, p.701-703. 2007.

SMAKHTIN, V. U., SHILPAKAR, R. L., HUGHES, D. A. Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal. **Hydrological Sciences Journal**, v.51, p.207-222. 2006.

SMITH, W. S.; PEREIRA, C. C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios.** In: HENRY, R. (Org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.* São Carlos: Fundibio, Rima, cap. 11, p. 233-248. 2003.

SOUZA, C. F. **Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso.** Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul-RS. 163 p. 2009.

STALNAKER, C.; LAMB, B. L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K.; BARTHLOW, J. **The Instream Flow Incremental Methodology. A Primer for IFIM.** U.S. Department of Interior. National Biological Service, Washington, D.C. 1995.

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

TETZLAFF, D.; SOULSBY, C.; GIBBINS, C.; BACON, P. J.; MALCOLM, I. A.; YOUNGSON, A. F.; LANGAN, S. Towards ecologically acceptable flow regimes: in-stream flow requirements of Atlantic Salmon. **Geophysical Research Abstracts**, v.7, 00076, 2005. European Geosciences Union. 2005.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v.19, p.397-441. 2003.

UNEP – The United Nations Environment Programme, IETC – International Environmental Technology Centre. **Integrated Watershed Management (Ecohydrology & Phytotechnology) Manual.** 2004.

USACE. **HEC-RAS river analysis system hydraulic reference manual.** Davis: U.S. Army Corps of Engineers. 2001.

USFWS. **Ecological services manual—Standards for the development of habitat suitability index models.** Report 103 ESM, Washington, U.S. Fish and Wildlife Service. 1981.

Von SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, v. 7. 2007. 588 p.

WEBER, C. Subfamily Hypostominae, p. 351-372. 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.

WENDT, T. **Aplicação de modelo computacional hidrodinâmico a jusante de uma estrutura hidráulica**. Dissertação de Mestrado (Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 123 p. 2009.

WILLIAMS, J. G. Lost in space, the sequel: spatial sampling issues with 1-D Phabsim. **River Research and Applications**, v. 26, p. 341-352. 2010.

ZALEWSKI, M. Ecohydrology for compensation of Global Change. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.3, p.689-695. 2010.

ZALEWSKI, M.. **Guidelines for the integrated management of the watershed. Phytotechnology and ecohydrology**. UNEP, Division of Technology, Industry and Economics. Freshwater Management Series N<sup>o</sup>.5., 188p. 2002.

ZALEWSKI, M. Ecohydrology: the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. **Guest Editorial Ecological Engineering**, v. 16, pp.1-8. 2000.

ZALEWSKI, M., JANAUER, G. A., JOLÁNKAI, G. **Ecohydrology – A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources**. International Hydrological Programme - IHP. UNESCO, Paris. 1997.

## **APÊNDICES**

**APÊNDICE 1**  
**ANÁLISE DE SENSIBILIDADE**

## I.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A análise de sensibilidade no modelo River2D foi realizada variando os parâmetros de simulação relacionados às variáveis físicas e numéricas. As variáveis numéricas incluem a resolução da grade computacional e as mudanças no intervalo de tempo de discretização do modelo. Já as variáveis físicas incluem a rugosidade do leito e a viscosidade turbulenta.

As análises de sensibilidade consistiram na comparação das diferenças nos níveis de água ao longo do canal obtidos no modelo River2D ao longo de três seções de monitoramento.

### I.1.1. Resolução da grade numérica

Para esta análise foram elaboradas três grades numéricas de diferentes resoluções. Os dados batimétricos foram interpolados para os pontos de cada grade utilizando o método dos elementos finitos e o passo de tempo foi ajustado em 5 minutos (Tabela 1.a).

Tabela 1.a - Grades utilizadas na análise de sensibilidade (passo de tempo igual a 5 minutos)

Grades	Resolução média (m)	Nº de nós	Nº de células	Índice de Qualidade da Malha	Nº de iterações
Grade 1	5	9326	18182	0,102790	68
Grade 2	25	3247	6224	0,103458	61
Grade 3	50	1869	3499	0,072811	60

Observa-se na Tabela 1.a que o River2D apresenta um Índice de Qualidade de Malha, o qual representa a medida de qualidade dos triângulos na malha. A qualidade dos triângulos é calculada através da proporção da área do triângulo para a área da circunferência (o círculo que passa pelos lados do triângulo – triângulo inscrito na circunferência). O valor de cada malha representa

a qualidade mínima de um triângulo em relação aos demais na grade (STEFFLER e BLACKBURN, 2002). Desse modo, a grade 2 foi que apresentou a melhor qualidade. Observa-se, também, que a grade mais refinada (Grade 1) apresentou o maior número de iterações (68), demandando mais tempo no processo de convergência.

Na Figura 1.a estão ilustradas as diferenças de nível de água obtidas para diferentes resoluções de grade. A simulação demonstrou pouca diferença entre níveis de água obtidos para cada resolução de malha. Embora, a resolução mais grosseira da grade apresentou uma tendência em subestimar os valores do nível d'água no canal.

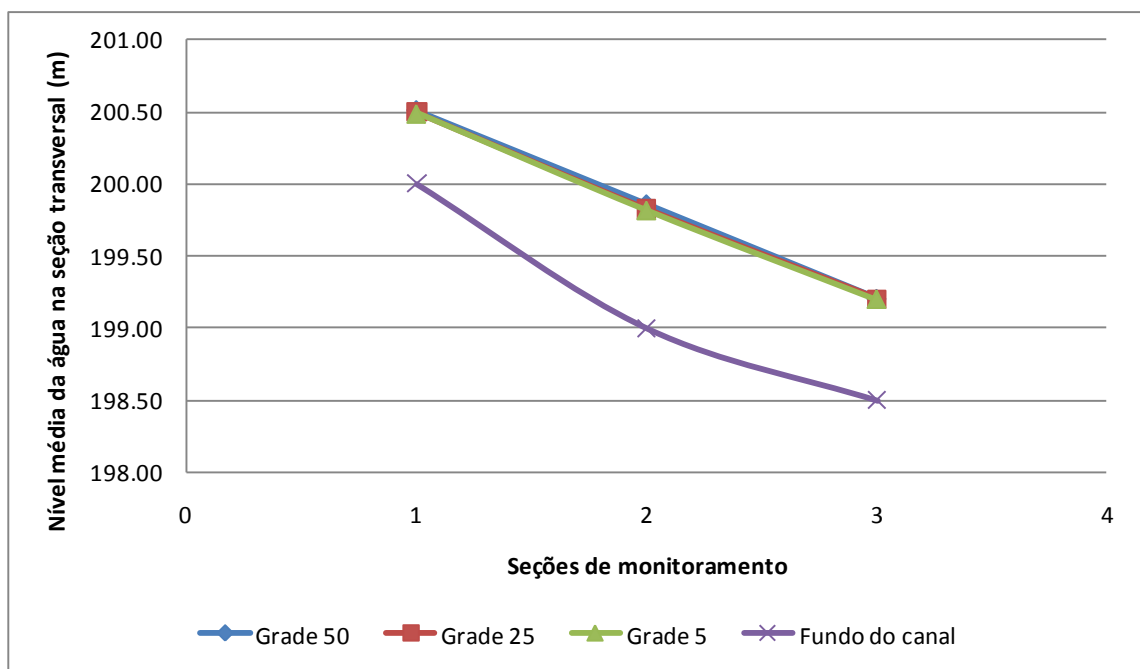


Figura 1.a - Níveis de água médios nas seções transversais analisadas no modelo River2D em diferentes grades computacionais –  $Q = 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Desse modo, a grade a ser utilizada posteriormente seria a de resolução intermediária, grade 2 (25 m), pelo maior Índice de Qualidade da Malha e por consumir um tempo computacional menor em relação a grade mais refinada (Grade 1). Entretanto, sabe-se que quanto maior a discretização da área a ser

simulada melhor são os resultados obtidos pelo modelo e, como não houve diferença expressiva no número de iterações e no tempo de processamento entre as Grades 1 e 2, foi adotada a Grade 1 para a simulação nos trechos de monitoramento no rio Formoso.

### I.1.2. Passo de tempo de integração

O passo de tempo de integração determina o tempo de cálculo da discretização temporal do modelo. A análise de intervalo de tempo é realizada para identificar o seu melhor valor para discretização temporal das simulações, não comprometendo os resultados do modelo, porém sendo suficientemente grande para fazer as simulações em um tempo computacional aceitável (WENDT, 2009).

Na Tabela 1.b estão apresentados os três diferentes passos de tempo de integração testados e os seus respectivos erros no processo de convergência. Cabe ressaltar que o erro aceitável pelo modelo River2D para o processo de convergência é aproximadamente 0,0001. Ou seja, valores maiores que esse significa que os resultados divergiram, devendo ser corrigidos com alterações na malha e no passo de integração.

Tabela 1.b - Dados de diferentes passos de integração (Grade 1 e  $Q = 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ )

<b>Simulação</b>	<b>Passo de tempo (min)</b>	<b>Tempo de simulação</b>	<b>Erro associado</b>
1	0,25	3 min	0,00006
2	1	2 min	0,00006
3	5	1 min	0,00006

Como mostrado na Tabela 1.b e na Figura 1.b o modelo não demonstrou grande sensibilidade aos intervalos de tempo de discretização testados, sendo que todos os intervalos de tempo resultaram em níveis de água similares. Os erros associados ao processo de convergência de cada passo também foram

similares entre si, ficando abaixo do valor estabelecido pelo modelo River2D no processo de convergência.

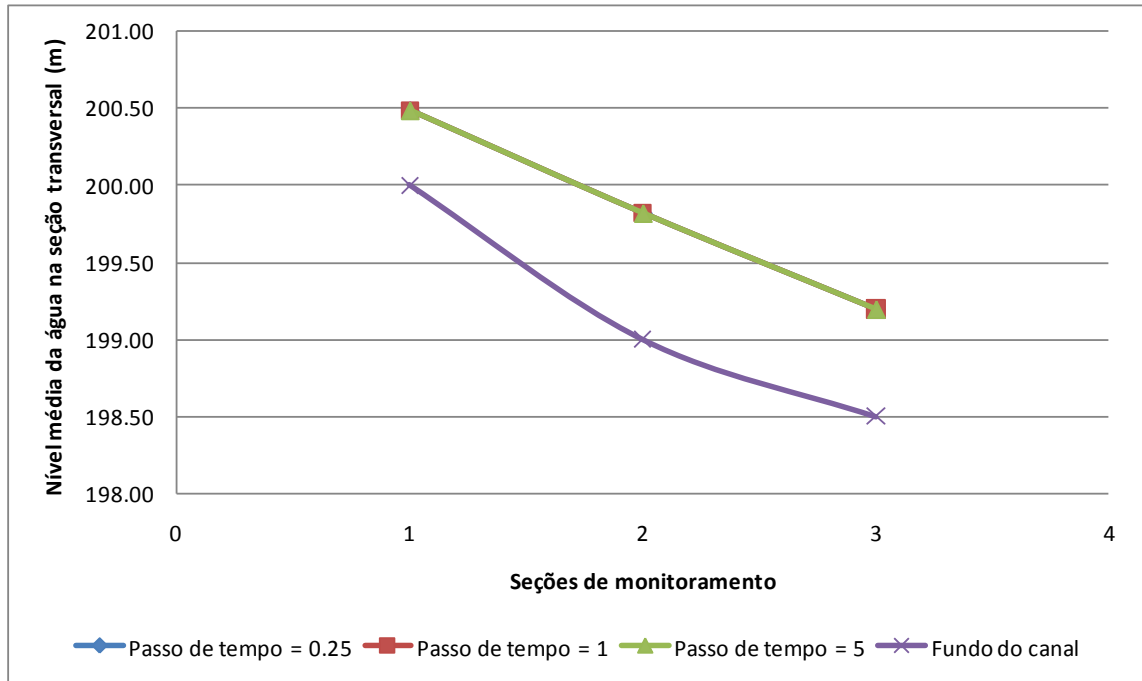


Figura 1.b - Níveis de água médios nas seções transversais analisadas no modelo River2D em diferentes passos de tempo –  $Q = 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

A análise de sensibilidade de diferentes passos de tempo foi feita em um computador com processador Intel Core I5 de 2,40 GHz. A utilização dos passos de tempo resultou em pequeno esforço computacional não apresentado instabilidade no modelo.

### I.1.3. Viscosidade turbulenta

Quando um fluido está em movimento turbulento, parcelas de água são trocadas entre diferentes camadas, resultando em uma fricção interna maior que a causada pela troca de moléculas individuais, determinando a viscosidade turbulenta.

A viscosidade turbulenta é uma parametrização para o fluxo de quantidade de movimento turbulento (tensão de Reynolds) que funciona razoavelmente bem quando apenas pequenos vórtices estão presentes. Vórtices turbulentos na camada superficial atuam como um mecanismo de engrenagem que transmite movimento da superfície para níveis mais profundos (RIBAS, 2004).

A magnitude da viscosidade turbulenta depende de quão bem estratificado está a coluna de água. Se a coluna de água estiver bem misturada e, portanto quase homogênea, a densidade varia pouco com a profundidade e toda coluna de água será facilmente influenciada pela viscosidade turbulenta. Se a coluna de água for muito estratificada, e com isso a densidade aumentar rapidamente com a profundidade, a situação é estável e a mistura turbulenta é desprezível (WENDT, 2009).

A viscosidade turbulenta depende do fluxo simulado e do tamanho da grade utilizada. Para grades mais detalhadas com melhor resolução, os valores da viscosidade turbulenta devem ser mantidos entre aproximadamente  $1,0$  e  $10 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ .

Steffler e Blackburn (2002), criadores do modelo River2D, fazem uma analogia com o coeficiente de dispersão em rios para estimar o valor da viscosidade turbulenta. Segundo os autores, o valor padrão é 0,5; valores entre 0,2 e 1,0 são razoáveis. Esse termo é muito importante, uma vez que a turbulência na maioria dos rios é gerada pelo cisalhamento do leito.

Na Tabela 1.c estão apresentados os valores do coeficiente de viscosidade turbulenta utilizados nas simulações e a Figura 1.c mostra a comparação entre os níveis observados e os resultados obtidos por meio dos testes de sensibilidade da viscosidade turbulenta para os diferentes coeficientes.

Embora o gráfico da Figura 1.c não aparente diferenças visuais entre os níveis d'água para diferentes coeficientes de viscosidade, o modelo River2D apresentou certa sensibilidade à mudança do parâmetro físico, especialmente para o valor de  $5 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ . Nesse valor, o modelo River2D se apresentou muito instável, necessitando de mais de 1000 iterações para convergir.

Tabela 1.c - Condições de contorno adotadas nas simulações

Simulação	Viscosidade turbulenta ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ )
1	0,5
2	1,0
3	5,0

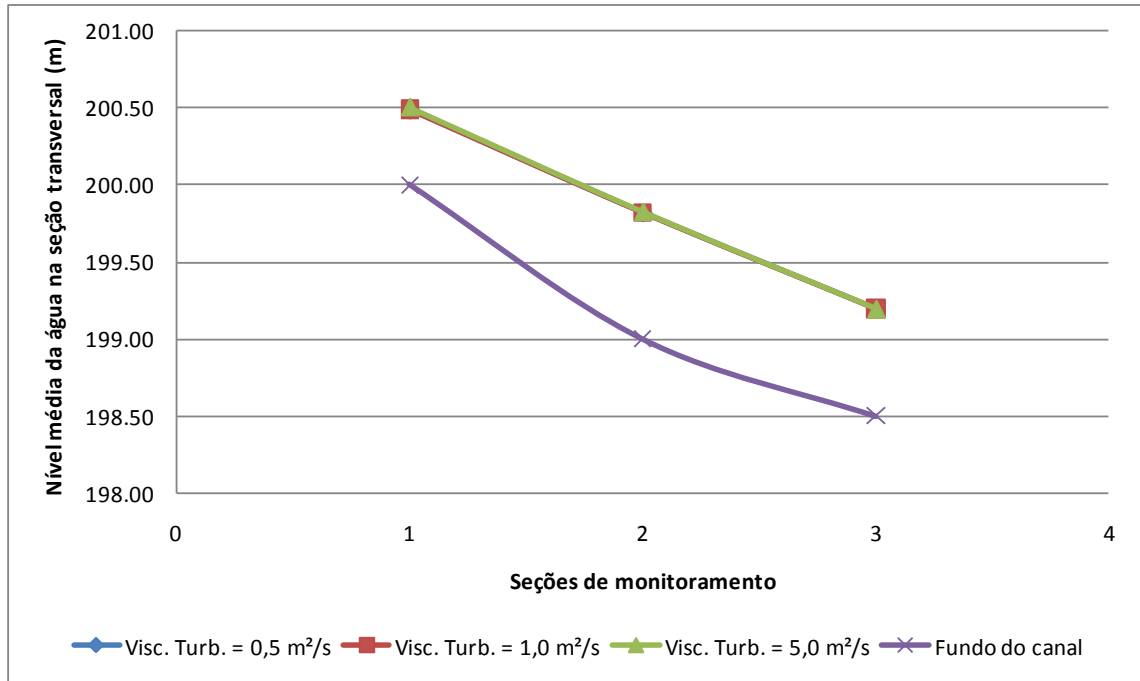


Figura 1.c - Níveis de água médios nas seções transversais analisadas no modelo River2D para diferentes viscosidades turbulentas.

Assim, de acordo com os resultados obtidos, sugere-se a adoção do valor de viscosidade turbulenta igual a  $1,0 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  para a área de estudo estabelecida, uma vez que o processo de convergência foi facilmente alcançado (menor número de iterações).

Cabe ressaltar que o coeficiente de viscosidade depende das condições de escoamento do canal e da malha computacional a ser utilizada, sendo necessário ser definido e avaliado durante a etapa de calibração do modelo.

#### I.1.4. Efeito da rugosidade de fundo

Nas simulações computacionais, os efeitos da rugosidade de fundo sobre os níveis de água são simulados por meio da variação dos coeficientes de rugosidade. Nas simulações realizadas para avaliação da sensibilidade do modelo River2D foi adotado a rugosidade efetiva ( $k_s$ ), determinada em função do raio hidráulico ( $R_h$ ) e do coeficiente de rugosidade de Manning ( $n$ ).

As características das simulações em relação à rugosidade de fundo estão representadas na Tabela 1.d.

Tabela 1.d - Coeficientes de rugosidade do fundo adotados nas simulações ( $R_h = 2,5$  m e coeficiente de viscosidade turbulenta = 1,0)

Simulação	$n$ ( $m^{-1/3} s$ )	$k_s$ (m)	Nº de iterações
1	0,020	0,017	153
2	0,035	0,427	113
3	0,060	2,512	28
4	0,014 – 0,036	0,001 – 0,500	125

A sensibilidade do modelo em relação à rugosidade de fundo está representada na Figura 1.d por meio da comparação entre os níveis da água monitorados em três seções transversais no canal.

Percebe-se que o modelo foi muito sensível à mudança de rugosidade de fundo, fato destacado principalmente devido ao número de iterações necessários para a convergência. Ficou destacado que quanto maior a rugosidade efetiva ( $k_s$ ), menor é o número de iterações. Entretanto, é importante ressaltar que raramente existirá a mesma rugosidade ao longo de todo o canal, sendo necessário criar faixas de rugosidade, conforme apresentado na simulação 4.

Desse modo, conclui-se que o modelo é sensível ao parâmetro físico rugosidade do leito e que o coeficiente de Manning, assim como a rugosidade efetiva, variável ao longo do canal, proporciona maior precisão na determinação das variações hidrológicas sobre o ecossistema aquático e vice-versa. Nesse caso, para um futuro processo inicial de calibração e validação do modelo

River2D se usaria o coeficiente de Manning igual a 0,014 a 0,036  $m^{-1/3} s$  e rugosidade efetiva igual a 0,001 a 0,500 m. Esses valores poderão ser ajustados ao longo desses processos pelo analista.

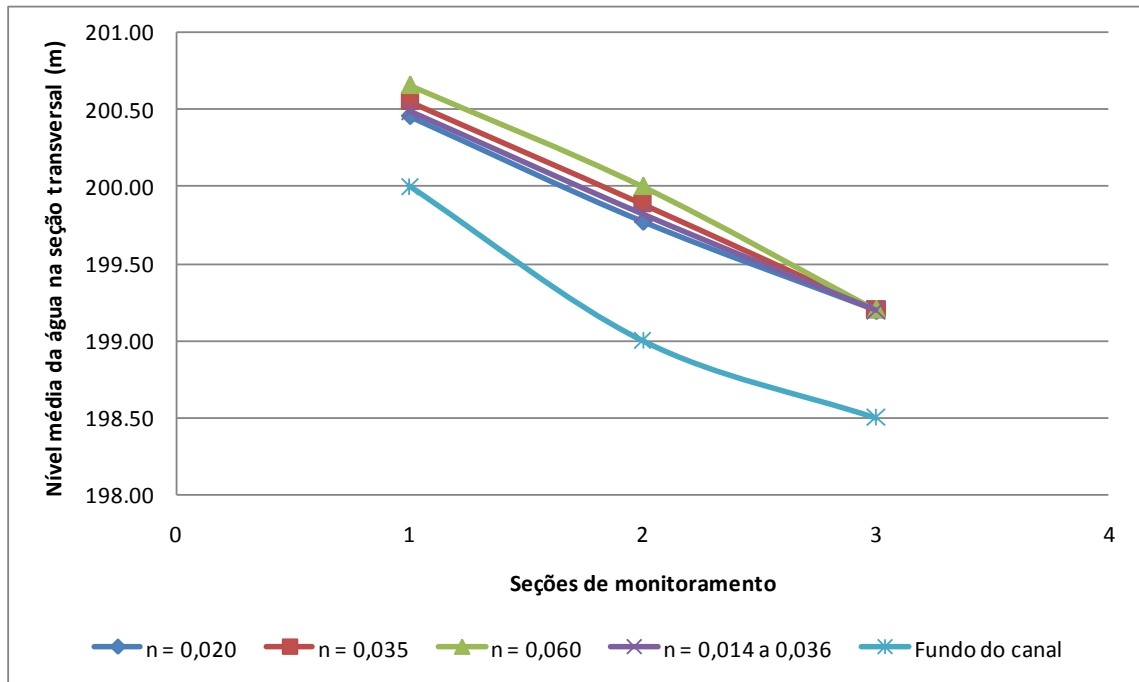


Figura 1.d - Comparação de níveis de água entre os diferentes coeficientes de rugosidade de fundo (Manning e rugosidade efetiva) – Q = de  $2 m^3 s^{-1}$ .

## I.2. CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os resultados obtidos, o modelo é mais sensível ao parâmetro físico rugosidade de fundo, sendo fundamental concentrar os esforços na busca de uma melhor representação da rugosidade ao longo do canal a ser estudado, já que é um parâmetro a ser levantado por meio de experimentação. O segundo e o terceiro parâmetros mais sensíveis são o coeficiente de viscosidade turbulenta e o parâmetro numérico resolução da grade computacional. Por último tem-se o passo de integração, o qual o modelo River2D não se mostrou sensível para as condições utilizadas nas simulações.

**APÊNDICE 2**  
**HISTOGRAMA DE FREQUÊNCIA**

## II.1. INFORMAÇÕES DE PROFUNDIDADE, VELOCIDADE E ÍNDICE DE CANAL (SUBSTRATO + COBERTURA)

As tabelas apresentadas na sequência foram geradas com base nas quatro campanhas de campo realizadas no rio Formoso, onde foram mensuradas informações de profundidade (m), velocidade ( $\text{m s}^{-1}$ ) e índice de canal (substrato + cobertura).

Cabe ressaltar que nas tabelas referentes à quarta campanha de campo, referente às informações de profundidade e velocidade, estão apresentados apenas os valores médios, uma vez que o aparelho de medição utilizado foi o ADCP, ao contrário das outras campanhas em que os valores de profundidade e velocidade foram medidos em verticais por meio de régua e molinete fluviométrico, respectivamente.

De posse das informações apresentadas, geraram-se os histogramas de frequência para cada espécie de peixe analisada nas seções de monitoramento dos trechos 1 e 2 do rio Formoso.

Tabela 2.a – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a primeira campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)														Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<b>S1</b>	0,25	0,25	0,59	0,95	0,93	1,05	1,35	1,26	1,03	0,54	0,47	0,36	-	-	0,75
<b>S2</b>	0,53	0,40	0,46	0,54	0,60	0,68	0,75	0,78	0,77	0,76	0,88	0,92	1,05	-	0,70
<b>S3</b>	0,34	0,69	1,04	0,98	0,87	0,88	0,76	0,60	0,61	0,65	0,69	0,60	0,70	0,53	0,71

Tabela 2.b – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a primeira campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)								Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	
<b>S1</b>	1,18	1,20	1,00	1,15	1,10	1,10	1,32	-	1,15
<b>S2</b>	1,30	1,80	1,85	1,57	1,50	1,45	1,55	-	1,57
<b>S3</b>	0,95	1,25	1,33	1,27	1,30	1,33	1,28	1,25	1,25

Tabela 2.c – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)																Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<b>S1</b>	0,04	0,19	0,35	0,48	0,62	0,70	0,79	0,75	0,69	0,60	0,60	0,70	0,70	0,41	0,36	0,08	0,50
<b>S2</b>	0,13	0,23	0,22	0,28	0,35	0,50	0,63	0,58	0,65	0,67	0,65	0,70	0,81	0,82	0,71	0,58	0,53
<b>S3</b>	0,29	0,75	0,63	0,69	0,71	0,80	0,76	0,53	0,55	0,58	0,50	0,58	0,55	0,45	0,20	-	0,57

Tabela 2.d – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)											Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	0,40	0,71	1,03	1,10	1,05	1,11	1,10	0,96	1,00	0,95	0,75	0,92
<b>S2</b>	0,40	0,72	1,40	1,15	1,10	1,24	1,40	1,40	0,68	-	-	1,05
<b>S3</b>	0,50	0,87	1,00	1,14	1,10	1,08	0,98	0,98	1,00	-	-	0,96

Tabela 2.e – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)														Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<b>S1</b>	0,45	0,62	0,75	0,85	0,95	1,10	0,96	0,88	0,90	0,95	1,00	1,00	0,75	0,30	0,82
<b>S2</b>	0,16	0,31	0,37	0,44	0,53	0,55	0,53	0,52	0,33	0,18	-	-	-	-	0,33
<b>S3</b>	0,15	0,21	0,29	0,39	0,52	0,64	0,72	0,76	0,74	0,67	0,55	0,37	0,15	-	0,47

Tabela 2.f – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Profundidade (m)											Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	1,05	1,72	2,25	2,20	2,35	1,42	1,20	-	-	-	-	1,74
<b>S2</b>	1,01	1,22	1,30	1,36	1,42	1,53	1,58	1,42	1,30	1,19	0,98	1,30
<b>S3</b>	0,87	1,32	1,61	1,73	1,74	1,70	1,45	1,22	-	-	-	1,46

Tabela 2.g – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a quarta campanha de campo

<b>Seções</b>	<b>Média de profundidade (m)</b>
<b>S1</b>	0,71
<b>S2</b>	0,66
<b>S3</b>	0,64

Tabela 2.h – Valores de profundidade (m) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a quarta campanha de campo

<b>Seções</b>	<b>Média de profundidade (m)</b>
<b>S1</b>	0,84
<b>S2</b>	0,86
<b>S3</b>	0,93

Tabela 2.i – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a primeira campanha de campo

<b>Seções</b>	<b>Verticais x Velocidade (<math>m s^{-1}</math>)</b>														<b>Média</b>
	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	
<b>S1</b>	0,42	0,37	0,23	0,64	0,63	0,93	0,85	0,85	0,47	0,88	0,85	0,79	-	-	0,66
<b>S2</b>	0,26	0,30	0,33	0,41	0,47	0,64	0,58	0,59	0,58	0,56	1,01	0,99	1,31	-	0,62
<b>S3</b>	0,20	0,63	0,52	0,65	0,67	0,54	0,66	0,62	0,54	0,63	0,64	0,49	0,51	0,41	0,55

Tabela 2.j – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a primeira campanha de campo

Seções	Verticais x Velocidade ( $m s^{-1}$ )								Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	
<b>S1</b>	0,83	0,93	0,88	1,01	0,86	0,63	0,68	-	0,83
<b>S2</b>	0,36	0,47	0,86	0,80	0,76	0,79	0,74	-	0,68
<b>S3</b>	0,36	0,77	0,95	0,86	0,74	0,84	0,76	0,74	0,75

Tabela 2.k – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Velocidade ( $m s^{-1}$ )																Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<b>S1</b>	-	0,15	0,21	0,35	0,54	0,57	0,57	0,59	0,65	0,65	0,54	0,64	0,43	0,27	0,17	-	0,45
<b>S2</b>	0,18	0,22	0,20	0,19	0,25	0,38	0,43	0,38	0,48	0,46	0,52	0,55	0,73	0,71	0,57	-	0,42
<b>S3</b>	0,06	0,37	0,41	0,53	0,64	0,57	0,64	0,64	0,67	0,57	0,59	0,58	0,35	0,27	-	-	0,49

Tabela 2.l – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Velocidade ( $m s^{-1}$ )											Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	0,11	0,12	0,69	0,86	0,93	0,94	0,77	0,80	0,67	0,58	0,38	0,62
<b>S2</b>	0,09	0,38	0,76	0,84	0,80	0,83	0,85	0,72	0,16	-	-	0,60
<b>S3</b>	0,04	0,41	0,75	0,95	0,85	0,77	0,83	0,78	0,64	-	-	0,67

Tabela 2.m – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Velocidade ( $m s^{-1}$ )														Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<b>S1</b>	0,25	0,33	0,52	0,59	0,64	0,73	0,72	0,67	0,56	0,53	0,54	0,47	0,15	0,06	0,48
<b>S2</b>	0,25	0,39	0,77	1,15	1,29	1,35	1,17	0,94	0,55	0,12	-	-	-	-	0,80
<b>S3</b>	0,07	0,22	0,42	0,56	0,71	0,77	0,87	0,91	0,87	0,70	0,48	0,24	0,10	-	0,53

Tabela 2.n – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Velocidade ( $m s^{-1}$ )											Média
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	0,42	1,06	0,94	0,95	0,91	0,97	0,34	-	-	-	-	0,80
<b>S2</b>	0,12	0,19	0,36	0,53	0,70	0,86	0,81	0,76	0,73	0,61	0,35	0,55
<b>S3</b>	0,23	0,63	0,73	0,75	1,59	1,49	0,88	0,34	-	-	-	0,83

Tabela 2.o – Valores de velocidade ( $m s^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a quarta campanha de campo

Seções	Média de velocidade ( $m s^{-1}$ )
<b>S1</b>	0,42
<b>S2</b>	0,44
<b>S3</b>	0,40

Tabela 2.p – Valores de velocidade ( $\text{m s}^{-1}$ ) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a quarta campanha de campo

Seções	Média de velocidade ( $\text{m s}^{-1}$ )
<b>S1</b>	0,69
<b>S2</b>	0,62
<b>S3</b>	0,65

Tabela 2.q – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a primeira campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)														Código representativo	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14		
<b>S1</b>	3,2	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	8,0	-	-	4,2
<b>S2</b>	3,1	3,0	6,0	3,0	6,0	3,0	6,0	3,0	6,0	6,0	6,0	3,0	3,3	-		6,0
<b>S3</b>	3,0	3,0	8,0	3,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1		6,0

Tabela 2.r – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a primeira campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)								Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	
<b>S1</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	-	3,0
<b>S2</b>	1,1	1,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	-	1,0
<b>S3</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,0

Tabela 2.s – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)																Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
<b>S1</b>	3,2	3,2	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	8,0	4,2
<b>S2</b>	3,1	3,0	6,0	3,0	6,0	3,0	6,0	3,0	6,0	6,0	6,0	3,0	6,0	3,0	6,0	3,3	6,0
<b>S3</b>	3,1	3,0	8,0	3,0	6,0	6,0	3,0	3,0	6,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,1	-	6,0

Tabela 2.t – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a segunda campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)											Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,0
<b>S2</b>	2,1	2,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	2,1	-	-	2,0
<b>S3</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	-	-	3,0

Tabela 2.u – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)														Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<b>S1</b>	4,2	4,2	4,2	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	3,0	3,0	2,1	2,1	4,2
<b>S2</b>	4,1	4,0	4,0	6,0	6,0	6,0	6,0	3,0	3,0	3,1	-	-	-	-	6,0
<b>S3</b>	2,1	2,1	3,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	3,0	3,0	3,1	3,1	-	6,1

Tabela 2.v – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a terceira campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)											Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	3,1	3,0	3,0	2,0	2,0	3,0	3,1	-	-	-	-	3,0
<b>S2</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,0
<b>S3</b>	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	-	-	-	3,0

Tabela 2.w – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 1 durante a quarta campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)														Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
<b>S1</b>	4,3	4,3	4,1	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	3,1	3,3	2,3	2,3	4,3
<b>S2</b>	4,1	4,1	4,1	6,0	6,0	6,0	6,0	3,1	3,1	3,1	-	-	-	-	6,0
<b>S3</b>	2,1	2,1	3,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	3,1	3,1	3,1	3,1	-	6,1

Tabela 2.x – Codificação do índice de canal (substrato + cobertura) em cada seção de monitoramento do Trecho 2 durante a quarta campanha de campo

Seções	Verticais x Índice de Canal (substrato + cobertura)											Código representativo
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
<b>S1</b>	3,2	3,2	3,0	2,0	2,0	3,2	3,2	-	-	-	-	3,2
<b>S2</b>	3,1	3,1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,1	3,1	3,1
<b>S3</b>	3,2	3,2	3,0	3,0	3,0	3,0	3,2	3,2	-	-	-	3,2

### II.1.1. *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Adulto

Tabela 2.y – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	1	0,37	0,08	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	4	0,62	0,33	<b>0,37</b>	<b>0,08</b>
0,75 – 1,00	12	0,87	1,00	<b>0,62</b>	<b>0,33</b>
1,00 – 1,25	10	1,12	0,83	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>
1,25 – 1,50	1	1,38	0,08	<b>1,12</b>	<b>0,83</b>
1,50 – 1,75	4	1,62	0,33	<b>1,38</b>	<b>0,08</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,33</b>
<b>Total</b>	32			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	12				

Tabela 2.z – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	6	0,50	0,30	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	20	0,70	1,00	<b>0,50</b>	<b>0,30</b>
0,80 – 1,00	6	0,90	0,30	<b>0,70</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,30</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	32			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	20				

Tabela 2.a1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	4	1,0	0,36	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	3	2,0	0,27	<b>1,0</b>	<b>0,36</b>
3,0	11	3,0	1,00	<b>2,0</b>	<b>0,27</b>
3,1	2	3,1	0,18	<b>3,0</b>	<b>1,00</b>
3,2	2	3,2	0,18	<b>3,1</b>	<b>0,18</b>
4,2	6	4,2	0,55	<b>3,2</b>	<b>0,18</b>
4,3	1	4,3	0,09	<b>4,2</b>	<b>0,55</b>
6,0	2	6,0	0,18	<b>4,3</b>	<b>0,09</b>
6,1	1	6,1	0,09	<b>6,0</b>	<b>0,18</b>
<b>Total</b>	32			<b>6,1</b>	<b>0,09</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	11				

### II.1.2. *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Juvenil

Tabela 2.b1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	2	0,37	1,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	0	0,62	0,00	<b>0,37</b>	<b>1,00</b>
0,75 – 1,00	0	0,87	0,00	<b>0,62</b>	<b>0,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,00</b>
1,25 – 1,50	2	1,38	1,00	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	1	1,62	0,50	<b>1,38</b>	<b>1,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,50</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	2				

Tabela 2.c1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	3	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	1	0,70	0,33	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	1	0,90	0,33	<b>0,70</b>	<b>0,33</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,33</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	3				

Tabela 2.d1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Astyanax bimaculatus* (Lambari-de-rabo-amarelo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	3	3,0	1,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>1,00</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	0	4,2	0,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,00</b>
6,0	0	6,0	0,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	2	6,1	0,67	<b>6,0</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>6,1</b>	<b>0,67</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	3				

### II.1.3. *Astyanax* sp. (Lambari) Adulto

Tabela 2.e1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	0	0,37	0,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	15	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,00</b>
0,75 – 1,00	12	0,87	0,80	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,80</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	27			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	15				

Tabela 2.f1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	12	0,50	0,80	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	15	0,70	1,00	<b>0,50</b>	<b>0,80</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	27			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	15				

Tabela 2.g1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	1	3,0	0,08	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	3	3,1	0,23	<b>3,0</b>	<b>0,08</b>
3,2	2	3,2	0,15	<b>3,1</b>	<b>0,23</b>
4,2	8	4,2	0,62	<b>3,2</b>	<b>0,15</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,62</b>
6,0	13	6,0	1,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	0	6,1	0,00	<b>6,0</b>	<b>1,00</b>
<b>Total</b>	27			<b>6,1</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	13				

#### II.1.4. *Astyanax* sp. (Lambari) Juvenil

Tabela 2.h1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	1	0,37	0,25	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	0	0,62	0,00	<b>0,37</b>	<b>0,25</b>
0,75 – 1,00	4	0,87	1,00	<b>0,62</b>	<b>0,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

Tabela 2.i1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	4	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	1	0,70	0,25	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,25</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

Tabela 2.j1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Astyanax* sp. (Lambari) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	0	3,0	0,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,00</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	4	4,2	1,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>1,00</b>
6,0	0	6,0	0,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	1	6,1	0,25	<b>6,0</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>6,1</b>	<b>0,25</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

## II.1.5. *Geophagus brasiliensis*. (Cará) Adulto

Tabela 2.k1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Geophagus brasiliensis* (Cará) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	6	0,37	0,75	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	8	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,75</b>
0,75 – 1,00	4	0,87	0,50	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,50</b>
1,25 – 1,50	1	1,38	0,13	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,13</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	19			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	8				

Tabela 2.l1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Geophagus brasiliensis* (Cará) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	2	0,30	0,15	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	13	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,15</b>
0,60 – 0,80	4	0,70	0,31	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,31</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	19			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	13				

Tabela 2.m1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Geophagus brasiliensis* (Cará) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	1	3,0	0,13	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,13</b>
3,2	2	3,2	0,25	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	3	4,2	0,38	<b>3,2</b>	<b>0,25</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,38</b>
6,0	5	6,0	0,63	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	8	6,1	1,00	<b>6,0</b>	<b>0,63</b>
<b>Total</b>	19			<b>6,1</b>	<b>1,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	8				

#### II.1.6. *Hypostomus affinis*. (Cascudo) Adulto

Tabela 2.n1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	4	0,37	0,36	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	11	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,36</b>
0,75 – 1,00	4	0,87	0,36	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	4	1,12	0,36	<b>0,87</b>	<b>0,36</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,36</b>
1,50 – 1,75	1	1,62	0,09	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,09</b>
<b>Total</b>	24			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	11				

Tabela 2.o1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	14	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	8	0,70	0,57	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	2	0,90	0,14	<b>0,70</b>	<b>0,57</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,14</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	24			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	14				

Tabela 2.p1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	1	1,0	0,17	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	1	2,0	0,17	<b>1,0</b>	<b>0,17</b>
3,0	4	3,0	0,67	<b>2,0</b>	<b>0,17</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,67</b>
3,2	1	3,2	0,17	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	6	4,2	1,00	<b>3,2</b>	<b>0,17</b>
4,3	3	4,3	0,50	<b>4,2</b>	<b>1,00</b>
6,0	6	6,0	1,00	<b>4,3</b>	<b>0,50</b>
6,1	2	6,1	0,33	<b>6,0</b>	<b>1,00</b>
<b>Total</b>	24			<b>6,1</b>	<b>0,33</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

### II.1.7. *Hypostomus affinis*. (Cascudo) Juvenil

Tabela 2.q1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	3	0,37	0,75	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	2	0,62	0,50	<b>0,37</b>	<b>0,75</b>
0,75 – 1,00	4	0,87	1,00	<b>0,62</b>	<b>0,50</b>
1,00 – 1,25	2	1,12	0,50	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>
1,25 – 1,50	1	1,38	0,25	<b>1,12</b>	<b>0,50</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,25</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

Tabela 2.r1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	7	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	4	0,70	0,57	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	1	0,90	0,14	<b>0,70</b>	<b>0,57</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,14</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	7				

Tabela 2.s1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Hypostomus affinis* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	1	1,0	0,33	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	1	2,0	0,33	<b>1,0</b>	<b>0,33</b>
3,0	2	3,0	0,67	<b>2,0</b>	<b>0,33</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,67</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	3	4,2	1,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>1,00</b>
6,0	3	6,0	1,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	2	6,1	0,67	<b>6,0</b>	<b>1,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>6,1</b>	<b>0,67</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	3				

### II.1.8. *Leporinus steindachneri*. (Piau) Adulto

Tabela 2.t1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	5	0,37	1,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	1	0,62	0,20	<b>0,37</b>	<b>1,00</b>
0,75 – 1,00	4	0,87	0,80	<b>0,62</b>	<b>0,20</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,80</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	10			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	5				

Tabela 2.u1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	7	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	3	0,70	0,43	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	1	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,43</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	10			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	7				

Tabela 2.v1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	0	3,0	0,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,00</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	4	4,2	1,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>1,00</b>
6,0	3	6,0	0,75	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	3	6,1	0,75	<b>6,0</b>	<b>0,75</b>
<b>Total</b>	10			<b>6,1</b>	<b>0,75</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

## II.1.9. *Leporinus steindachneri*. (Piau) Juvenil

Tabela 2.w1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	3	0,37	0,60	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	2	0,62	0,40	<b>0,37</b>	<b>0,60</b>
0,75 – 1,00	5	0,87	1,00	<b>0,62</b>	<b>0,40</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>
1,25 – 1,50	1	1,38	0,20	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,20</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	5				

Tabela 2.x1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	9	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	2	0,70	0,22	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,22</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	9				

Tabela 2.y1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Leporinus steindachneri* (Piau) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	1	3,0	0,17	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,17</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	6	4,2	1,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>1,00</b>
6,0	1	6,0	0,17	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	3	6,1	0,50	<b>6,0</b>	<b>0,17</b>
<b>Total</b>	11			<b>6,1</b>	<b>0,50</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

#### II.1.10. *Oligosarcus hepsetus*. (Lambari-cachorro) Adulto

Tabela 2.z1 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Oligosarcus hepsetus* (Lambari-cachorro) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	0	0,37	0,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	0	0,62	0,00	<b>0,37</b>	<b>0,00</b>
0,75 – 1,00	8	0,87	1,00	<b>0,62</b>	<b>0,00</b>
1,00 – 1,25	2	1,12	0,25	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,25</b>
1,50 – 1,75	1	1,62	0,13	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,13</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	8				

Tabela 2.a2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Oligosarcus hepsetus* (Lambari-cachorro) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	0	0,50	0,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	6	0,70	1,00	<b>0,50</b>	<b>0,00</b>
0,80 – 1,00	5	0,90	0,83	<b>0,70</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,83</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

Tabela 2.b2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Oligosarcus hepsetus* (Lambari-cachorro) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	1	1,0	0,25	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	1	2,0	0,25	<b>1,0</b>	<b>0,25</b>
3,0	4	3,0	1,00	<b>2,0</b>	<b>0,25</b>
3,1	1	3,1	0,25	<b>3,0</b>	<b>1,00</b>
3,2	2	3,2	0,50	<b>3,1</b>	<b>0,25</b>
4,2	2	4,2	0,50	<b>3,2</b>	<b>0,50</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,50</b>
6,0	0	6,0	0,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	0	6,1	0,00	<b>6,0</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>6,1</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

### II.1.11. *Trachelyopterus striatulus*. (Cumbaca) Adulto

Tabela 2.c2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	0	0,37	0,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	1	0,62	0,11	<b>0,37</b>	<b>0,00</b>
0,75 – 1,00	0	0,87	0,00	<b>0,62</b>	<b>0,11</b>
1,00 – 1,25	1	1,12	0,11	<b>0,87</b>	<b>0,00</b>
1,25 – 1,50	9	1,38	1,00	<b>1,12</b>	<b>0,11</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>1,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	9				

Tabela 2.d2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	5	0,50	0,83	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	0	0,70	0,00	<b>0,50</b>	<b>0,83</b>
0,80 – 1,00	6	0,90	1,00	<b>0,70</b>	<b>0,00</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>1,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	11			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

Tabela 2.e2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	10	3,0	1,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>1,00</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	0	4,2	0,00	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,00</b>
6,0	1	6,0	0,10	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	0	6,1	0,00	<b>6,0</b>	<b>0,10</b>
<b>Total</b>	11			<b>6,1</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	10				

#### II.1.12. *Trachelyopterus striatulus*. (Cumbaca) Juvenil

Tabela 2.f2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	0	0,37	0,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	1	0,62	0,17	<b>0,37</b>	<b>0,00</b>
0,75 – 1,00	2	0,87	0,33	<b>0,62</b>	<b>0,17</b>
1,00 – 1,25	1	1,12	0,17	<b>0,87</b>	<b>0,33</b>
1,25 – 1,50	6	1,38	1,00	<b>1,12</b>	<b>0,17</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>1,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	10			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

Tabela 2.g2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	5	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	2	0,70	0,40	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	3	0,90	0,60	<b>0,70</b>	<b>0,40</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,60</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	10			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	5				

Tabela 2.h2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Trachelyopterus striatulus* (Cumbaca) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	7	3,0	1,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>1,00</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	2	4,2	0,29	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,29</b>
6,0	1	6,0	0,14	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	0	6,1	0,00	<b>6,0</b>	<b>0,14</b>
<b>Total</b>	10			<b>6,1</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	7				

### II.1.13. *Hypostomus auroguttatus*. (Cascudo) Adulto

Tabela 2.i2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	1	0,37	0,17	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	6	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,17</b>
0,75 – 1,00	1	0,87	0,17	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	1	1,12	0,17	<b>0,87</b>	<b>0,17</b>
1,25 – 1,50	3	1,38	0,50	<b>1,12</b>	<b>0,17</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,50</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	6				

Tabela 2.j2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	10	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	2	0,70	0,20	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,20</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	10				

Tabela 2.k2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	1	2,0	0,20	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	4	3,0	0,80	<b>2,0</b>	<b>0,20</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,80</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	1	4,2	0,20	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,20</b>
6,0	5	6,0	1,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	1	6,1	0,20	<b>6,0</b>	<b>1,00</b>
<b>Total</b>	12			<b>6,1</b>	<b>0,20</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	5				

#### II.1.14. *Hypostomus auroguttatus*. (Cascudo) Juvenil

Tabela 2.l2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	1	0,37	0,20	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	5	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,20</b>
0,75 – 1,00	0	0,87	0,00	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,00</b>
1,25 – 1,50	1	1,38	0,20	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,20</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	7			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	5				

Tabela 2.m2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	0	0,30	0,00	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	7	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,00</b>
0,60 – 0,80	0	0,70	0,00	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,00</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	7			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	7				

Tabela 2.n2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Hypostomus auroguttatus* (Cascudo) Juvenil

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Índice de Canal	IAH
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	1	3,0	0,25	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,25</b>
3,2	0	3,2	0,00	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	1	4,2	0,25	<b>3,2</b>	<b>0,00</b>
4,3	0	4,3	0,00	<b>4,2</b>	<b>0,25</b>
6,0	4	6,0	1,00	<b>4,3</b>	<b>0,00</b>
6,1	1	6,1	0,25	<b>6,0</b>	<b>1,00</b>
<b>Total</b>	7			<b>6,1</b>	<b>0,25</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

### II.1.15. *Leporinus mormyrops*. (Timburé) Adulto

Tabela 2.o2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à profundidade do escoamento da espécie *Leporinus mormyrops* (Timburé) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Profundidade (m)	IAH
0,00 – 0,25	0	0,12	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,25 – 0,50	0	0,37	0,00	<b>0,12</b>	<b>0,00</b>
0,50 – 0,75	4	0,62	1,00	<b>0,37</b>	<b>0,00</b>
0,75 – 1,00	1	0,87	0,25	<b>0,62</b>	<b>1,00</b>
1,00 – 1,25	0	1,12	0,00	<b>0,87</b>	<b>0,25</b>
1,25 – 1,50	0	1,38	0,00	<b>1,12</b>	<b>0,00</b>
1,50 – 1,75	0	1,62	0,00	<b>1,38</b>	<b>0,00</b>
1,75 – 2,00	0	1,88	0,00	<b>1,62</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,88</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	4				

Tabela 2.p2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente à velocidade da água da espécie *Leporinus mormyrops* (Timburé) Adulto

Classe	Ocorrência	Média da classe	Ocorrência / Maior	Velocidade (m s <sup>-1</sup> )	IAH
0,00 – 0,20	0	0,10	0,00	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
0,20 – 0,40	1	0,30	0,33	<b>0,10</b>	<b>0,00</b>
0,40 – 0,60	3	0,50	1,00	<b>0,30</b>	<b>0,33</b>
0,60 – 0,80	1	0,70	0,33	<b>0,50</b>	<b>1,00</b>
0,80 – 1,00	0	0,90	0,00	<b>0,70</b>	<b>0,33</b>
1,00 – 1,20	0	1,10	0,00	<b>0,90</b>	<b>0,00</b>
1,20 – 1,40	0	1,30	0,00	<b>1,10</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>1,30</b>	<b>0,00</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	3				

Tabela 2.q2 – Curva de Índice de Aptidão de Habitat (IAH) referente ao índice de canal da espécie *Leporinus mormyrops* (Timburé) Adulto

<b>Classe</b>	<b>Ocorrência</b>	<b>Média da classe</b>	<b>Ocorrência / Maior</b>	<b>Índice de Canal</b>	<b>IAH</b>
1,0	0	1,0	0,00	<b>0,0</b>	<b>0,00</b>
2,0	0	2,0	0,00	<b>1,0</b>	<b>0,00</b>
3,0	0	3,0	0,00	<b>2,0</b>	<b>0,00</b>
3,1	0	3,1	0,00	<b>3,0</b>	<b>0,00</b>
3,2	1	3,2	0,33	<b>3,1</b>	<b>0,00</b>
4,2	0	4,2	0,00	<b>3,2</b>	<b>0,33</b>
4,3	3	4,3	1,00	<b>4,2</b>	<b>0,00</b>
6,0	0	6,0	0,00	<b>4,3</b>	<b>1,00</b>
6,1	1	6,1	0,33	<b>6,0</b>	<b>0,00</b>
<b>Total</b>	5			<b>6,1</b>	<b>0,33</b>
<b>Máxima ocorrência</b>	3				