



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

CLEDEILSON PEREIRA SANTOS

**INDICADOR DE VAZÃO AMBIENTAL (IVA): UMA PROPOSTA METODOLÓGICA
PARA AVALIAR IMPACTOS ECOHIDROLÓGICOS DO USO E OCUPAÇÃO DO
SOLO EM ESCALA DE BACIA**

FORTALEZA

2018

CLEDEILSON PEREIRA SANTOS

INDICADOR DE VAZÃO AMBIENTAL (IVA): UMA PROPOSTA METODOLÓGICA
PARA AVALIAR IMPACTOS ECOHIDROLÓGICOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO
EM ESCALA DE BACIA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Ticiania Marinho de Carvalho Studart.

Coorientador: Prof. Dr. Thomas Paul Ballestero.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S234i Santos, Cledeilson Pereira.
Indicador de Vazão Ambiental (IVA): Uma proposta metodológica para avaliar impactos ec hidrológicos do uso e ocupação do solo em escala de bacia / Cledeilson Pereira Santos. – 2018.
119 f. : il.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2018.
Orientação: Profa. Dra. Ticiano Marinho de Carvalho Studart.
Coorientação: Prof. Dr. Thomas Paul Ballesterro.
1. Indicador de Vazão Ambiental. 2. Ec hidrologia. 3. SWAT. I. Título.

CDD 627

CLEDEILSON PEREIRA SANTOS

INDICADOR DE VAZÃO AMBIENTAL (IVA): UMA PROPOSTA METODOLÓGICA
PARA AVALIAR IMPACTOS ECOHIDROLÓGICOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO
EM ESCALA DE BACIA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos.

Aprovada em: 20/09/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Ticiania Marinho Carvalho Studart (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. John Kenedy de Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. José Maria Brabo Alves
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Pesquisador Dr. Rubens Sonsol Gondim
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa)

Dedico este trabalho:

À Deus, lâmpada para os meus pés e luz para os meus caminhos.

À minha família, base de tudo. Em especial a minha mãe, meu pai, minha esposa e aos meus filhos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pelo dom da vida, pela sabedoria concedida neste trajeto e pelo seu imensurável amor.

À minha esposa, pelo companheirismo e paciência nos momentos mais difíceis.

Aos meus filhos Aquiles (Ainda no ventre) e Agnes, presentes de Deus e força motriz na reta final do doutorado.

À Professora Dr^a. Ticiania Marinho Carvalho Studart, pela excelente orientação, profissionalismo, flexibilidade, incentivo e paciência no ouvir. A tenho como referência.

Ao Prof. Dr. Thomas Paul Ballesterio (University of New Hampshire-EUA), coorientador, por nos ouvir e dar sua contribuição quanto à metodologia do trabalho.

Ao Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos, que juntamente com minha orientadora, analisou a viabilidade da proposta de tese.

Ao Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto, sempre prestativo, pelas valiosas sugestões que enriqueceram grandemente o conteúdo desta tese.

Ao Prof. Dr. Francisco de Assis de Sousa Filho, pela receptividade, aprendizado e por abrir as portas do POSDEHA logo no primeiro contato.

Aos professores participantes da banca examinadora, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

À FUNCAP, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio no primeiro ano de doutorado.

A todos os colegas do DEHA, pelo companheirismo e parceria em momentos decisivos desta jornada. Em especial a Patrícia, Daris e Valmir.

Enfim, meu muito obrigado ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do DEHA, por me conceder o nobre título de Doutor em um centro de excelência em engenharia.

“Os rios são nossos irmãos, saciam nossa sede. Os rios carregam nossas canoas e alimentam nossas crianças. Se lhes vendermos nossa terra, devem lembrar e ensinar a seus filhos que os rios são nossos irmãos, e seus também. E, portanto, devem dar aos rios a bondade que dedicariam a qualquer irmão.” (Chefe Seattle)

RESUMO

A dinâmica dos rios e de seus ecossistemas estão diretamente relacionadas com a condição da cobertura vegetal nativa. A substituição desta por diferentes combinações de uso e ocupação do solo para atender as necessidades antrópicas, vem comprometendo a integridade de ecossistemas aquáticos por meio de alterações no ciclo hidrológico, na qualidade da água e na estrutura de habitats, gerando prejuízos para a sociedade com a perda de bens e serviços proporcionados por estes ambientes. Com o crescimento populacional a nível global, faz-se necessário o desenvolvimento de mecanismos para avaliação e o monitoramento de impactos decorrentes das pressões antrópicas sobre os corpos hídricos e o estado ecológico dos mesmos. A vazão é uma variável-chave para a manutenção dos sistemas ambientais. Portanto, é nesta premissa que o conceito de vazão ambiental surge como meio de aplicação dos princípios da ecohidrologia e como requisito básico para a gestão integrada de recursos hídricos, viabilizando o desenvolvimento social e econômico na bacia hidrográfica e ao mesmo tempo garantindo água em quantidade e qualidade para atender as demandas dos ecossistemas. Diante deste cenário, o presente trabalho desenvolveu o Indicador de Vazão Ambiental (IVA) e o propõe como ferramenta para auxiliar na qualificação preliminar do estado ecológico dos corpos hídricos brasileiros, visando à identificação de pontos críticos que necessitem de intervenções para a manutenção de aspectos quantitativos e qualitativos da água. Aplicado na bacia hidrográfica do rio Quixeramobim (Estado do Ceará) com cenários fictícios, o IVA foi acoplado ao modelo hidrológico SWAT e apresentou resultados satisfatórios não só para a estimativa da condição ecológica dos corpos hídricos, mas também para mensurar o progresso de políticas ou programas direcionados a gestão sustentável dos recursos hídricos e como ferramenta de monitoramento quali-quantitativo da água em locais com escassez de dados.

Palavras-chave: Indicador de Vazão Ambiental. Ecohidrologia. SWAT.

ABSTRACT

The dynamic of rivers and their ecosystems are directly related to the native vegetation condition. The changes of this vegetation by different combinations of land use and human needs, has compromised aquatic ecosystems integrity through changes in the hydrological cycle, water quality and habitat structure, generating damages for society with loss of goods and services provided by these environments. With global population growth, it is necessary to develop mechanisms for assessment and monitoring of impacts arising from anthropic pressures on water bodies and their ecological status. Flow is a variable key for the maintenance of environmental systems. Therefore, it is in this premise that the environmental flow concept emerges as a means of applying ecohydrology principles as a basic requirement for the water resources management integrated, enabling social and economic development in the river basin and at the same time ensuring water in quantity and to meet the demands of ecosystems. In view of this scenario, the present work developed the Environmental Flow Indicator (EFI) and proposes it as a tool to assist in the preliminary qualification of the ecological status of Brazilians water bodies, aiming at the identification of critical points that needs interventions for the maintenance of quantitative aspects and qualitative aspects of water. Applied to the Quixeramobim river basin (Ceará State) with fictitious scenarios, EFI was coupled with the SWAT hydrological model and presented satisfactory results not only for estimating the ecological condition of water bodies, but also for measuring the progress of policies or programs aimed at the sustainable management of water resources and as a tool for the qualitative and quantitative monitoring of water in places with scarce data.

Keywords: Environmental Flow Indicator. Ecohydrology. SWAT.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Princípios Ecotecnológicos	25
Figura 2 – Relação entre o regime de vazões e a integridade ecológica.....	26
Figura 3 – Limites Ecológicos de Alteração Hidrológica (ELOHA).....	38
Figura 4 – Modelo conceitual.....	40
Figura 5 – Representação dos componentes que compõem o Indicador de Vazão Ambiental.....	41
Figura 6 – Indicador de Vazão Ambiental.....	47
Figura 7 – Acoplamento do Indicador de Vazão Ambiental a um modelo hidrológico.....	48
Figura 8 – Resumo dos principais processos hidrológicos representados pelo SWAT.....	49
Figura 9 – Definição de sub-bacias a partir de pontos de controle.....	51
Figura 10 – Estimativa do IVA no ponto Q3.....	51
Figura 11 – Estimativa do IVA no ponto Q2.....	52
Figura 12 – Estimativa do IVA no ponto Q1.....	52
Figura 13 – Estimativa do IVA da bacia.....	53
Figura 14 – Área de estudo.....	55
Figura 15 – Uso e ocupação do solo.....	56
Figura 16 – Tipos de solos.....	57
Figura 17 – Representação do Filter Strip.....	65
Figura 18 – Modelo digital de elevação.....	67
Figura 19 – Range-Brush.....	68
Figura 20 – Caatinga arbustiva aberta.....	68
Figura 21 – Estações climáticas e pluviométricas.....	70
Figura 22 – Distribuição das cargas de nutrientes por sub-bacias.....	71
Figura 23 – Pontos de monitoramento.....	74

Figura 24 – Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q3.....	75
Figura 25 – Trecho representativo do rio com o respectivo uso e ocupação do solo na APP.....	76
Figura 26 – IATEA estimado para o ponto Q3.....	77
Figura 27 – Cenários avaliados no ponto Q3 vs CONAMA 357/2005.....	78
Figura 28 – IAH estimado para o ponto Q3.....	79
Figura 29 – IVA estimado para o ponto Q3.....	80
Figura 30 – Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q2.....	81
Figura 31 – IATEA estimado para o ponto Q2.....	82
Figura 32 – Cenários avaliados no ponto Q2 vs CONAMA 357/2005.....	83
Figura 33 – IAH estimado para o ponto Q2.....	84
Figura 34 – IVA estimado para o ponto Q2.....	85
Figura 35 – Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q1.....	86
Figura 36 – IATEA estimado para o ponto Q1.....	87
Figura 37 – Cenários avaliados no ponto Q1 vs CONAMA 357/2005.....	88
Figura 38 – IAH estimado para o ponto Q1.....	89
Figura 39 – IVA estimado para o ponto Q1.....	90
Figura 40 – Mapa de localização do reservatório Quixeramobim.....	91
Figura 41 – IATEA estimado para o reservatório de Quixeramobim.....	91
Figura 42 – Cenários avaliados no reservatório de Quixeramobim vs CONAMA 357/05..	93
Figura 43 – IATEA estimado no exutório do rio Quixeramobim.....	95
Figura 44 – Cenários avaliados no exutório do rio Quixeramobim vs CONAMA 357/05..	96
Figura 45 – IAH estimado para o exutório do rio Quixeramobim.....	97
Figura 46 – IVA estimado para a bacia hidrográfica do rio Quixeramobim.....	98
Figura 47 – Estado trófico do reservatório Quixeramobim.....	99
Figura 48 – Estado trófico do reservatório Umari.....	99

Figura 49 – Estado trófico do reservatório Vieirão.....	100
Figura 50 – Estado trófico do reservatório São José I.....	100
Figura 51 – Estado trófico do reservatório Pirabibu.....	101
Figura 52 – Estado trófico do reservatório Monsenhor Tabosa.....	101
Figura 53 – Estado trófico do reservatório Fogareiro.....	102
Figura 54 – Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2004).....	103
Figura 55 – Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2006).....	104
Figura 56 – Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2008).....	104
Figura 57 – Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2010).....	105
Figura 58 – Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2012).....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Contribuições per capita e concentrações de fósforo em esgoto doméstico bruto.....	58
Tabela 2 – Eficiência na remoção do Fósforo por meio de soluções individuais.....	59
Tabela 3 – Características dos principais sistemas de lagoas sem aeração.....	59
Tabela 4 – Quantidade de dejetos (Fezes + urina) produzidos por tipo de rebanho.....	59
Tabela 5 – Concentração de P Total em partículas sólidas de ambientes urbanos.....	60
Tabela 6 – Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Quixeramobim.....	63
Tabela 7 – Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Boa Viagem.....	64
Tabela 8 – Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Monsenhor Tabosa.....	64
Tabela 9 – Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Madalena.....	64
Tabela 10 – Limites de APP para cursos d'água (Código Florestal).....	66
Tabela 11 – Ajuste dos parâmetros hidrológicos.....	72
Tabela 12 – Parâmetros ajustados para estimar concentrações de P em rios e reservatórios.....	73
Tabela 13 – IZRA no ponto Q3.....	76
Tabela 14 – Cenários avaliados no ponto Q3.....	78
Tabela 15 – IZRA no ponto Q2.....	81
Tabela 16 – Cenários avaliados no ponto Q2.....	83
Tabela 17 – IZRA no ponto Q1.....	86
Tabela 18 – Cenários avaliados no ponto Q1.....	88
Tabela 19 – Cenários avaliados no reservatório de Quixeramobim.....	92
Tabela 20 – IZRA em diferentes pontos da bacia.....	94
Tabela 21 – Cenários avaliados no exutório do rio Quixeramobim.....	96
Tabela 22 – Carga de PT transportado para o rio junto com o sedimento (Ano 2013).....	103

LISTA DE QUADROS

Quadro 1	– Mecanismos pelos quais os usos do solo afetam os ecossistemas fluviais....	35
Quadro 2	– Resumo das variáveis do IHA e suas influências em ecossistemas fluviais..	37
Quadro 3	– Limites e classificação de impactos do IAH.....	43
Quadro 4	– Limites e classificação de impactos do IZRA.....	44
Quadro 5	– Classificação do IATEA para ambientes lóticos (Rios).....	45
Quadro 6	– Classificação do IATEA para ambientes lênticos (Reservatórios).....	46
Quadro 7	– Sistema de esgotamento sanitário do município de Quixeramobim (2013)..	61
Quadro 8	– Sistema de esgotamento sanitário do município de Boa Viagem (2013).....	62
Quadro 9	– Sistema de esgotamento sanitário do município de Monsenhor Tabosa (2013).....	62
Quadro 10	– Sistema de esgotamento sanitário do município de Madalena (2013).....	63
Quadro 11	– Propriedades físico-químicas do solo.....	68
Quadro 12	– Estatísticas Calculadas através do WGNmaker 4.1.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APP	Área de Preservação Permanente
AQEM	Assessment Quality Europe Macroinvertebrates
BEE	Bom Estado Ecológico
BBM	Building Block Methodology
CGIAR	Consortium for Spatial Information
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará
CONAGUA	Comissão Nacional de Água
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQA	Diretiva Quadro Água
DRIFT	Downstream Response to Imposed Flow Transformations
EC	European Commission
EFI	Environmental Flow Indicator
ELOHA	Ecological Limits of Hydrological Alteration
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESA	European Space Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HEC-RAS	River Analysis System
HIP	Processo de Avaliação de Integridade Hidroecológica
IAH	Indicador de Alteração Hidrológica
IATEA	Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFIM	Instream Flow Incremental Methodology
IHP	International Hydrological Programme
INHABIT	Local hydro-morphology, habitat and River Basin Management Plans
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
IUCN	International Union for the Conservation of Nature
IVA	Indicador de Vazão Ambiental
IZRA	Indicador de Zona Ripária Alterada
MAB	The Man and the Biosphere

MDE	Modelo Digital de Elevação
PHABSIM	Physical Habitat Simulation Model
Prodes	Programa despoluição de bacias hidrográficas
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PT	Fósforo Total
REFORM	Restoring Rivers for Effective Catchment Management
RVA	Range of Variability Approach
SAC	Scientific Advisory Committee
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
STAR	Standardisation of River Classifications
SWAT	Soil Water Assessment Tool
TNC	The Nature Conservancy
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
URH	Unidades de Resposta Hidrológica
WWF	World Wide Fund for Nature

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Objetivos	22
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo geral</i>	22
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos específicos</i>	22
2	REVISÃO DE LITERATURA	23
2.1	Ecohidrologia	23
<i>2.1.1</i>	<i>Fundamentos e conceitos</i>	23
<i>2.1.2</i>	<i>Princípios</i>	24
2.2	Ecohidrologia como abordagem interdisciplinar para a gestão integrada de recursos hídricos	25
<i>2.2.1</i>	<i>Vazão ambiental</i>	26
<i>2.2.1.1</i>	<i>Métodos para a estimativa de vazões ambientais</i>	27
<i>2.2.1.2</i>	<i>Processo adaptativo da implementação de vazões ambientais ao sistema integrado de gestão de recursos hídricos: Cenário internacional</i>	29
2.3	Aspectos legais relacionados ao uso sustentável dos recursos hídricos no Brasil	31
<i>2.3.1</i>	<i>Política Nacional do Meio Ambiente</i>	31
<i>2.3.2</i>	<i>Política Nacional de Recursos Hídricos</i>	32
<i>2.3.3</i>	<i>Leis complementares</i>	32
2.4	Uso e ocupação do solo e seus efeitos sobre processos hidrológicos e em ecossistemas fluviais	33
<i>2.4.1</i>	<i>Uso agrícola</i>	33
<i>2.4.2</i>	<i>Uso urbano</i>	34
<i>2.4.3</i>	<i>Barragens</i>	34
2.5	Índices ecohidrológicos como mecanismo de avaliação de impactos ambientais	35
2.6	Indicadores de impactos ecohidrológicos	39
3	METODOLOGIA	40
3.1	Seleção e construção de índices e indicadores	41
<i>3.1.1</i>	<i>Uso e ocupação do solo</i>	41
<i>3.1.2</i>	<i>Indicador de Alteração Hidrológica (IAH)</i>	42

3.1.3	<i>Indicador de Zona Ripária Alterada (IZRA)</i>	43
3.1.4	<i>Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (IATEA)</i>	44
3.2	Indicador de Vazão Ambiental	46
3.3	Acoplamento do Indicador de Vazão Ambiental a um Modelo Hidrológico	47
3.3.1	<i>Escolha do modelo hidrológico</i>	48
3.3.1.1	<i>Dados de entrada do SWAT</i>	50
3.4	Aplicação do Indicador de Vazão Ambiental	50
4	ESTUDO DE CASO	54
4.1	Dados da bacia	54
4.1.1	<i>Uso e ocupação do solo</i>	55
4.1.2	<i>Tipos de solos</i>	56
4.2	Levantamento de usuários da água	58
4.3	Estimativa da carga de fósforo na bacia hidrográfica	58
4.3.1	<i>Esgotos domésticos</i>	58
4.3.2	<i>Atividades relacionadas a pecuária</i>	59
4.3.3	<i>Uso urbano</i>	60
4.4	Configuração dos cenários para a modelagem hidrológica e da qualidade da água	60
4.4.1	<i>Estimativa da condição de referência</i>	60
4.4.2	<i>Situação atual da bacia</i>	60
4.4.2.1	<i>Situação do esgotamento sanitário nos municípios com sedes na área da bacia</i>	61
4.4.2.2	<i>Atividades relacionadas a pecuária</i>	63
4.4.3	<i>Cenário I</i>	64
4.4.4	<i>Cenário II</i>	65
4.4.5	<i>Cenário III</i>	66
4.5	Modelagem hidrológica e da qualidade da água	66
4.5.1	<i>Ajustes dos parâmetros do modelo</i>	72
4.5.2	<i>Período da simulação</i>	73
4.6	Resultados e discussão	73
4.6.1	<i>Delimitação da bacia hidrográfica e definição dos pontos de monitoramento</i>	73
4.6.2	<i>Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q3</i>	74

4.6.2.1	<i>Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q3)</i>	74
4.6.2.2	<i>Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q3)</i>	76
4.6.2.3	<i>Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q3)</i>	79
4.6.2.4	<i>Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q3)</i>	80
4.6.3	<i>Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q2</i>	80
4.6.3.1	<i>Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q2)</i>	80
4.6.3.2	<i>Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q2)</i>	81
4.6.3.3	<i>Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q2)</i>	84
4.6.3.4	<i>Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q2)</i>	84
4.6.4	<i>Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q1</i>	85
4.6.4.1	<i>Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q1)</i>	85
4.6.4.2	<i>Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q1)</i>	86
4.6.4.3	<i>Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q1)</i>	88
4.6.4.4	<i>Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q1)</i>	89
4.6.5	<i>Indicador de Alteração Trófica no reservatório de Quixeramobim</i>	90
4.6.6	<i>Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no exutório da bacia do rio Quixeramobim</i>	93
4.6.6.1	<i>Indicador de Zona Ripária Alterada (Exutório)</i>	93
4.6.6.2	<i>Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Exutório)</i>	94
4.6.6.3	<i>Indicador de Alteração Hidrológica (Exutório)</i>	97
4.6.6.4	<i>Indicador de Vazão Ambiental (Exutório)</i>	97
4.6.7	<i>Considerações sobre os cenários propostos</i>	98
4.6.8	<i>Interações entre os índices que compõem o Indicador de Vazão Ambiental</i>	102
5	CONCLUSÕES	106
	REFERÊNCIAS	108
	ANEXO A – INDICADOR DE VAZÃO AMBIENTAL ANUAL PARA O CENÁRIO III	119

1 INTRODUÇÃO

A dinâmica dos rios e de seus ecossistemas está diretamente relacionada com a condição da cobertura vegetal nativa. A substituição desta por diferentes combinações de uso e ocupação do solo para atender as necessidades antrópicas, vem comprometendo a integridade de ecossistemas aquáticos por meio de alterações no ciclo hidrológico, na qualidade da água e na estrutura de habitats, gerando prejuízos para a sociedade com a perda de bens e serviços proporcionados por estes ambientes.

O desmatamento de florestas nativas (Savary *et al.*, 2009; Bormann *et al.*, 2007) podem afetar o balanço hídrico local, bem como as propriedades hidráulicas do solo. Terras agrícolas com manejo inadequado degradam rios (Allan, 2004) através de fontes não pontuais de poluição, impactando a zona ripária e alterando o regime de vazões, bem como proporcionam a entrada de cargas elevadas de nutrientes, sedimentos e pesticidas.

Na tentativa de mitigar esses impactos, modelos de gestão integrada de recursos hídricos estão sendo reformulados no mundo com o intuito de se aproximar de uma abordagem mais racional e sustentável, onde o ecossistema terrestre ou aquático também é considerado como um usuário competitivo da água sob a perspectiva de que a quantidade e a qualidade desse recurso dependem da integridade dos sistemas naturais (LIU *et al.*, 2013). Um exemplo dessas mudanças é a Diretiva Quadro da Água (DQA), modelo unificado de gestão aprovado pelo Parlamento Europeu em outubro do ano 2000, composto de políticas direcionadas ao uso sustentável da água, priorizando aspectos qualitativos e o bem estar de ecossistemas de rios (EC, 2000).

Em 2015, a comunidade internacional adotou um conjunto de 17 metas como parte de uma nova agenda global sobre desenvolvimento sustentável. A meta de número seis, por exemplo, que tem como tema “água limpa e saneamento”, visa alcançar alvos como: Expansão da capacidade hídrica/sanitária; proteção de ecossistemas aquáticos; aumento do uso eficiente da água; melhoria da qualidade da água dentre outros (UNEP, 2015).

Visando à consolidação de uma nova abordagem interdisciplinar para tratar a sustentabilidade da gestão de recursos hídricos de forma integrada, diversos cientistas da área da ecologia, hidrologia, economia e engenharia conceberam a ecohidrologia, disciplina desenvolvida por meio do Programa Internacional de Hidrologia da UNESCO (ZALEWSKI *et al.*, 1997; ZALEWSKI, 2000). A ecohidrologia (Mitsch e Jorgensen, 2004) é um conceito científico utilizado como ferramenta de gestão para resolver problemas ambientais, quantificando e explicando as relações entre processos hidrológicos e ecológicos em escala de

bacia.

Com o crescimento populacional a nível global, faz-se necessário o desenvolvimento de mecanismos para avaliação e o monitoramento de impactos decorrentes das pressões antrópicas sobre os corpos hídricos e o estado ecológico dos mesmos. A vazão é uma variável-chave para a manutenção dos sistemas ambientais (POFF *et al.*, 1997). Portanto, é nesta premissa que o conceito de vazão ambiental surge como meio de aplicação dos princípios da ecohidrologia e como requisito básico para a gestão integrada de recursos hídricos, viabilizando o desenvolvimento social e econômico na bacia hidrográfica e ao mesmo tempo garantindo água em quantidade e qualidade para atender as demandas dos ecossistemas.

Atualmente há centenas de métodos na literatura (Tharme, 2003) desenvolvidos para estimar vazões ambientais, classificados em diferentes categorias como hidrológicos, hidráulicos, holísticos e de simulação de habitats. Após reformulação do conceito de vazões ambientais com uma abordagem mais sustentável e ecossistêmica, muitos destes métodos ficaram em desuso ou estão sendo remodelados para atender a este novo conceito. Apesar dos avanços e investimentos em pesquisas relacionadas a ecologia de água doce, a DQA ainda não possui um método pré-determinado para estimar vazões ambientais, porém vem investindo no monitoramento de rios com vistas a manutenção do bom estado ecológico.

Dentro deste escopo, a DQA, por meio da Agência Ambiental do Reino Unido, desenvolveu o Environmental Flow Indicator (EFI) utilizando a Q95% (Vazão mínima presente no rio em 95% do tempo) como referência, criando diferentes faixas de vazões para diferentes tipos de rios. O propósito deste indicador não é estimar vazão ambiental (Overton *et al.* 2014), mas indicar seções dos rios onde o bom estado ecológico foi violado devido as ações antrópicas. Laizé *et al.* (2010), também desenvolveram um indicador hidrológico mensal para avaliar alterações sobre ecossistemas de rios. Tal indicador tomou como base os índices de vazão ambiental utilizados no Range of Variability Approach (RVA), proposto por Richter *et al.* (1997;1998)

No Brasil é possível notar esforços da Agência Nacional de Águas (ANA) para que a sustentabilidade seja alcançada por meio de programas e projetos como, por exemplo:

- 1- Programa produtor de água- Utiliza o conceito de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Neste programa, o produtor rural recebe apoio técnico e financeiro para investir em práticas conservacionistas como, por exemplo, readequação de estradas rurais, recuperação e proteção de nascentes, reflorestamento e manutenção de reservas florestais, proporcionando a melhoria da água em quantidade e qualidade (ANA, 2012);
- 2- Programa despoluição de

bacias hidrográficas (Prodes), criado pela ANA em março de 2001 para conceder estímulo financeiro pela União, na forma de pagamento pelo esgoto tratado a prestadores de serviço de saneamento que investirem na implantação, ampliação e operação de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), desde que cumpridas as condições previstas em contrato (ANA, 2001).

As configurações atuais desses programas não têm sido suficientes para alcançar a sustentabilidade da gestão hídrica no país, pois além da falta de dados científicos para avaliação dos reais impactos e eficácia dessas ações, não há indicadores que auxiliem no monitoramento e fiscalização. As medidas adotadas são pontuais e temporárias, ou seja, não apresentam uma linha contínua para mensurar a evolução das ações ao longo do tempo, bem como a data de validade da sustentabilidade está condicionada ao encerramento dos incentivos financeiros da referida agência.

Outro ponto a ser levado em consideração é que devido à escassez de recursos humanos e materiais, a avaliação da qualidade ambiental dos rios no Brasil se resumem a medidas físico-químicas da qualidade da água, não sendo suficientes para indicar a saúde de rios ou o quanto que foram afetados pelos diferentes usos do solo, bem como usos para fins de diluição de resíduos. O conceito de saúde de rios incorpora valores humanos e ecológicos e está relacionada com a sua resiliência (Speed *et al.* 2012; Speed *et al.* 2016; Singh e Saxena, 2018), ou seja, a habilidade de se recuperar após perturbações antrópicas, mantendo suas funções e estrutura, tais como ciclagem de nutrientes, transporte de sedimentos e assimilação de produtos residuais.

É nesta perspectiva que a presente tese propõe uma metodologia prática e robusta para avaliar impactos de atividades antrópicas sobre o meio hídrico. Indicadores baseados unicamente em regimes de vazões não são suficientes para estimar a saúde dos corpos hídricos devido à ausência de dados de qualidade da água, portanto, a originalidade desta pesquisa de doutorado reside na integração de variáveis hidrológicas, ecológicas e limnológicas para fins de qualificação do estado ecológico de rios e reservatórios. Cabe destacar que o método proposto também permite um melhor entendimento sobre as interações entre o uso e ocupação do solo e o escoamento superficial, a evapotranspiração e a recarga de aquíferos a nível de bacia hidrográfica, tornando-o uma ferramenta fundamental para gestores de recursos hídricos em tomadas de decisões, bem como para a elaboração de diagnósticos e prognósticos de planos de bacias. O ineditismo desta pesquisa reside na forma de compactação dos dados a uma única plataforma de análise, ou seja, o acoplamento de indicadores ecohidrológicos a um modelo hidrológico já embarcado em um sistema de informações geográficas, onde é possível ampliar o leque de possibilidades para simulações e

monitoramento da qualidade ambiental dos rios, reduzindo assim os custos com recursos humanos e otimizando o tempo de trabalho.

1.1.1 Objetivo geral

O presente trabalho objetiva o desenvolvimento de um indicador hidroambiental para a qualificação preliminar de impactos ecohidrológicos decorrentes de alterações do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas, visando à identificação de pontos críticos que necessitem de intervenções para a manutenção de aspectos quantitativos e qualitativos da água.

1.1.2 Objetivos específicos

- Caracterizar impactos ecohidrológicos para diferentes cenários de uso e ocupação do solo;
- Analisar a relação entre a área de zona ripária preservada e o estado trófico em rios;
- Avaliar a eficiência do acoplamento de modelos hidrológicos como plataforma de dados para indicadores hidroambientais.

2 REVISÃO DE LITERATURA

A fim de obter embasamento teórico, este capítulo apresenta uma revisão dos conceitos e evolução da ecohidrologia como ciência, dos principais efeitos do uso e ocupação do solo na relação ecologia-hidrologia e expõe técnicas usuais na literatura para a estimativa de impactos ecohidrológicos.

2.1 Ecohidrologia

2.1.1 Fundamentos e conceitos

O conceito de ecohidrologia que se desenvolveu dentro do quadro de trabalho do Programa Hidrológico Internacional da UNESCO (IHP-V) e do Homem e a Biosfera (MAB), foi inspirado por conclusões da Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin em 1992. Esta conferência destacou a necessidade de novos conceitos e soluções para alcançar a sustentabilidade dos recursos hídricos (UNESCO, 2007).

No seguimento desta conferência, em 1996, o IHP lançou atividades (IHP-V: 1996-2001) que incidiu sobre a integração da diversidade biológica e os processos hidrológicos na escala de pequenas bacias, a fim de desenvolver a base científica para uma nova abordagem sistêmica para a gestão integrada dos recursos de água doce. A abordagem ecohidrológica que se desenvolveu, considera os sistemas fluviais como “superorganismos” controlados por processos hidrológicos e que em grande medida pode ser modificado por respostas e interações bióticas (UNESCO, 2007; ZALEWSKI e MCCLAIN, 1998).

Um novo impulso foi adquirido durante a sexta fase do IHP (IHP-VI: 2002-2007), que deu à luz ao Programa de Ecohidrologia da UNESCO. Em 2005, uma rede de demonstração de projetos que abordam uma ampla gama de questões sociais e sobre o meio ambiente foi lançada. Em 2007, o recém reconstituído Comitê Científico Consultivo (SAC) em ecohidrologia, desenvolveu uma nova missão e estratégia para o Programa de ecohidrologia. Na sétima fase do IHP (IHP-VII: 2008-2013), o Programa irá construir sobre os conhecimentos adquiridos nas duas fases anteriores do IHP, uma abordagem transdisciplinar para a resolução de questões que envolvem meio ambiente, água e pessoas (UNESCO, 2007).

Pensando nos elementos da sustentabilidade da gestão hídrica, Harper *et al.* (2008) propõem a seguinte definição para a ecohidrologia:

A quantificação e modelagem da regulação dual da biota pela hidrologia e vice-versa, dentro de uma bacia, compreendendo a sua modificação e integração sinérgica, a fim de atenuar impactos causados pelo homem com o objetivo final de preservar, melhorar ou restaurar a capacidade dos ecossistemas aquáticos da bacia para o uso sustentável.

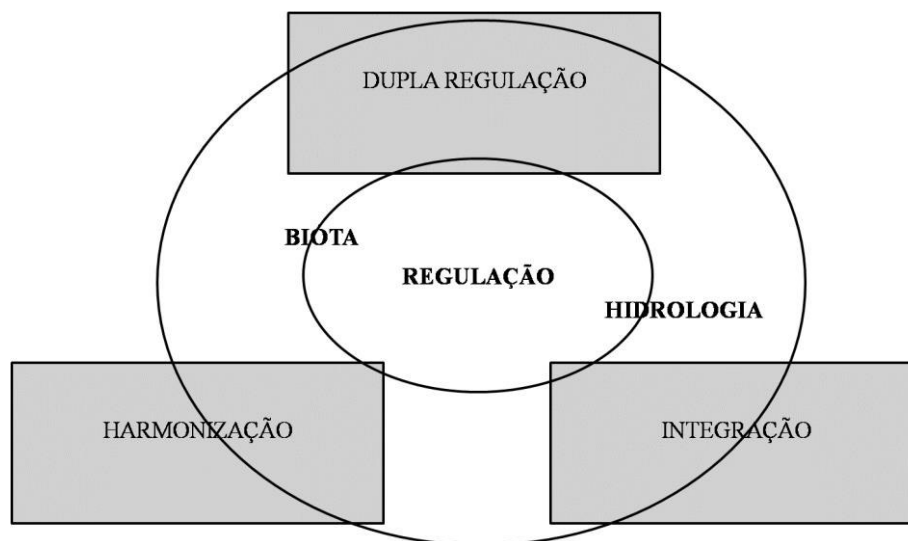
2.1.2 Princípios

Hidrológico- A quantificação e integração dos processos hidrológicos e biológicos na escala da bacia são baseadas na suposição de que fatores abióticos são de fundamental importância e tornam-se estáveis e previsíveis quando interações bióticas começam a se manifestar (ZALEWSKI e NAIMAN, 1985; ZALEWSKI, 2010).

Ecológico- O princípio ecológico é baseado na suposição de que, sob intensas mudanças globais, não é suficiente proteger os ecossistemas contra o aumento da população humana, o consumo de energia e aspirações. É necessário regulamentar a estrutura do ecossistema e processos para o aumento da "capacidade de carga" (restauração de água de qualidade, da biodiversidade, serviços ambientais para a resiliência da sociedade, do ecossistema do rio). Compreender o papel da vegetação nos processos de ciclagem de água é de fundamental importância (VOROSMARTY e SAHAGIAN, 2000; KEDZIORA e RYSZKOWSKI, 1999).

Ecotecnológico- Considera o uso das propriedades dos ecossistemas como ferramenta de gestão, e é baseado no primeiro e segundo princípio relacionados com a engenharia (Figura 1). Este princípio apresenta três passos de execução:

Figura 1-Princípios Ecotecnológicos



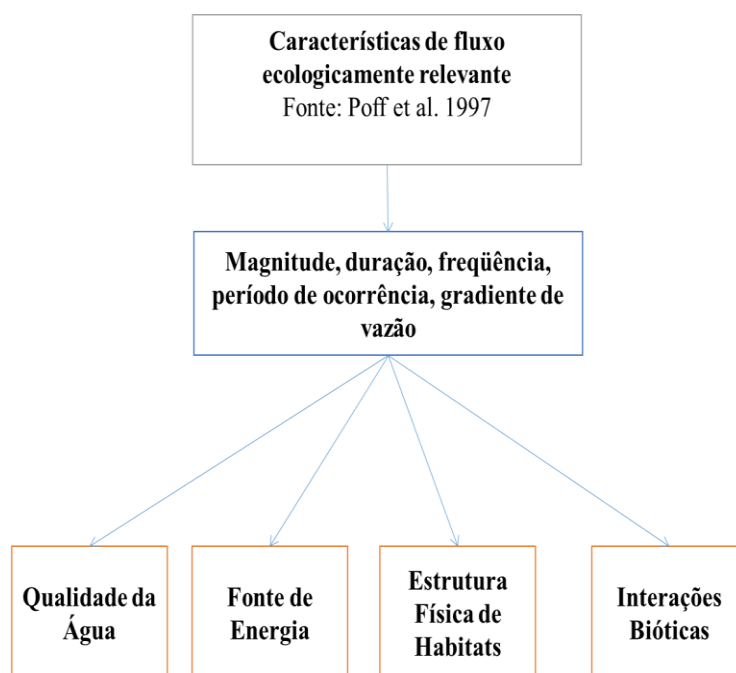
Fonte: Adaptado da UNESCO, 2007

- 1) Dupla Regulação- Regulação da biota pela hidrologia e regulação da hidrologia através da formação da biota;
- 2) Integração à escala da bacia de vários tipos de regulações biológicas e hidrológicas para que esta sinergia venha melhorar a qualidade da água e a biodiversidade dos recursos de água doce;
- 3) Harmonização de medidas ecohidrológicas com soluções hidrotécnicas necessárias (barragens, sistemas de irrigação, estações de tratamento de esgoto, etc).

2.2 Ecohidrologia como abordagem interdisciplinar para a gestão integrada de recursos hídricos

O fluxo natural de um rio varia no tempo em escalas de horas, dias, estações do ano e toda a composição biótica e a estrutura de ecossistemas ribeirinhos dependem largamente do regime hidrológico (Poff *et al.*, 1997). Segundo Resh *et al.* (1988; Robert *et al.*, 2018), a vazão é uma variável mestra, pois está fortemente relacionada com características físico-químicas como temperatura da água, geomorfologia do canal, diversidade de habitats e controle da distribuição e abundância de espécies ribeirinhas (Figura 2).

Figura 2- Relação entre o regime de vazões e a integridade ecológica



Fonte: Adaptado de Poff *et al.* 1997.

A magnitude e a frequência de altas e baixas vazões regulam numerosos processos ecológicos. Vazões de grandes magnitudes, além de remover e transportar sedimentos, criam pântanos em áreas de inundações e controlam o avanço da vegetação na calha do rio (Poff *et al.*, 1997). Vazões de baixa magnitude, garantem a oportunidade de recrutamento da mata ciliar em regiões onde as planícies de inundações são frequentemente inundadas (Poff *et al.*, 1997).

Assim, o conceito de vazão ambiental surge como meio de aplicação dos princípios da ecohidrologia e como requisito básico para a gestão integrada de recursos hídricos, viabilizando o desenvolvimento social e econômico na bacia hidrográfica e ao mesmo tempo garantindo água em quantidade e qualidade para atender as demandas dos ecossistemas.

2.2.1 Vazão ambiental

A vazão ambiental é descrita como aquela que garante a quantidade, qualidade e sazonalidade de água requerida para a manutenção de ecossistemas de água doce e estuarino e dos bens e serviços usufruídos pelo homem, produzidos por estes ecossistemas (IREFC, 2007).

2.2.1.1 Métodos para a estimativa de vazões ambientais

Vários métodos para estimativa de vazões ambientais vêm sendo desenvolvidos em países como Estados Unidos, África do Sul, Austrália e em diversos países da Europa. Em uma pesquisa de revisão, Tharme (2003) identificou pelo menos 207 métodos que foram desenvolvidos e aplicados em 44 países, com a finalidade de mitigar impactos oriundos de alterações hidrológicas atribuídas ao homem. De modo geral, esses métodos podem ser agrupados em quatro categorias: Método hidrológico, hidráulico, simulação de habitats e holístico.

Método hidrológico

Segue uma abordagem simplista e qualitativa, gerando resultados rápidos em locais com dados limitados. As vazões ambientais são estimadas através da fixação de valores mínimos de vazões, tais como índices da curva de permanência ou proporções de vazões médias anuais e mensais conforme apresenta o método de Tennant (1976). Para Pahl-Wostl *et al.* (2013), esses métodos são incompletos, de abordagem estática e ignoram a complexidade e a variabilidade inerente ao sistema natural. Porém vale destacar que ao final da década de 90 houve avanços significativos quanto aos métodos hidrológicos, onde especialistas em ecossistemas de água doce passaram a utilizar métricas de vazões de interesse ecológico e que representassem a variabilidade natural. Um dos métodos mais relevantes que leva essa abordagem mais robusta é o Range of Variability Approach (RVA), proposto por Richter *et al.* (1997; Richter *et al.*, 1998), bastante difundido e aceito na comunidade científica (Poff e Zimmerman, 2010). No Sri Lanka (Halwatura *et al.*, 2014), por exemplo, foram estimadas vazões ambientais para 103 grandes rios utilizando as recomendações do RVA.

Método hidráulico

Recomendam vazões a partir de análises das relações entre variáveis hidráulicas de rios (Perímetro molhado, profundidade máxima, velocidade e variações na seção transversal) e a vazão sobre a estruturação de habitats e produção de alimentos para espécies de peixes (THARME, 2003; MOYLE *et al.*, 2011). O método mais comumente usado é o do perímetro molhado, com aplicações recentes e adaptações em sua estrutura metodológica (SHANG, 2007). Com o avanço de ferramentas computacionais, esse método tem sido

utilizado de forma mais sofisticada com o uso de modelos como, por exemplo, o River Analyses Systems (HEC-RAS), para modelar a morfologia de rios e estimar parâmetros hidráulicos relevantes para a sustentabilidade de ecossistemas aquáticos (ASHOURI *et al.*, 2014; WORAKIJTHAMRONG and CLUCKIE, 2013; DUNBAR *et al.*, 2012; ELHATIP e HINIS, 2015).

Simulação de habitats

Nesta categoria, os métodos fazem estimativas com base na modelação de mudanças físicas em habitats de peixes relacionadas à vazão. O Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) é um dos métodos que mais se destacam, tendo seu uso facilitado através de modelos computacionais como o Physical Habitat Simulation Model (PHABSIM, Milhous e Waddle, 2012; Costa *et al.*, 2015) e o River 2 D (Guedes *et al.*, 2014; Boavida *et al.*, 2014), onde são permitidas simulações sobre o comportamento hidráulico, de habitats, bem como de alterações hidrológicas em rios.

Método holístico

Os princípios básicos dos métodos holísticos foram desenvolvidos na África do Sul e na Austrália, combinando as três abordagens anteriores. Dessa forma, aspectos bióticos, geomorfológicos, hidrológicos, bem como as funções originais dos ecossistemas são considerados. Compartilham destes princípios os seguintes métodos: Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA, descrito em Poff *et al.*, 2010; Kendy *et al.*, 2012), Building Block Methodology (BBM, King e Tharme, 1994), Abordagem Holística (Descrito em Arthington *et al.*, 1992;), Painel de especialistas, Downstream Response to Imposed Flow Transformations (DRIFT) e outros, com destaque para o ELOHA, devido a adição do aspecto social em sua estrutura e pela rica rede de pesquisadores que trabalham continuamente para aperfeiçoar o método (THARME, 2003).

2.2.1.2 Processo adaptativo da implementação de vazões ambientais ao sistema integrado de gestão de recursos hídricos: Cenário internacional

Europa

A proteção e gestão das águas nos países membros da União Europeia são regidas pela DQA (EC, 2000). Em sua política não se encontra o termo vazões “ambientais” ou “ecológicas”, porém, o conceito é claramente observado em seus artigos primeiro e quarto, por exemplo, onde objetiva a proteção, a melhoria dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas úmidas diretamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que diz respeito às suas necessidades em água, prezando assim pela manutenção do “bom estado ecológico (BEE)”.

Com vista à implementação da DQA, a Comissão Europeia investiu recursos em diversos institutos de pesquisa focados em hidroecologia e apoiou a criação de grupos de trabalho tais como o AQEM, STAR, REFORM, INHABIT dentre outros, visando o estabelecimento de padrões que norteassem a classificação do estado ecológico de rios e lagos.

Apesar de todo o conhecimento adquirido sobre as relações entre rios e ecossistemas aquáticos, não há especificações na DQA sobre medidas para restaurar ou manter o BEE. Dessa forma, Pahl-Wostl *et al.* (2013) propõem vazões ambientais como ferramenta fundamental no processo de planejamento e gestão de bacias hidrográficas para atender a esse requisito, onde cada país configura padrões de vazões de acordo com as suas particularidades.

Como alternativa para se aproximar das diretrizes da DQA, a Inglaterra e o País de Gales desenvolveram e aplicaram o Environmental Flows Indicator (EFI). O EFI ajuda a indicar onde o curso d’água apresenta ou não BEE (ACREMAN e FERGUSON, 2010; OVERTON *et al.*, 2014)

Recentemente, em consenso com os países membros, a Comissão Europeia (EC, 2015) publicou um guia de boas práticas para recomendação de vazões ecológicas. A EC deixa claro que este documento ainda não é de caráter definitivo, mas que objetiva o compartilhamento do conceito dessas vazões, bem como sugere possíveis caminhos apropriados para estimá-la.

Américas

Nos Estados Unidos e no Canadá, a preocupação com a manutenção do regime hidrológico natural e dos ecossistemas aquáticos é notória, porém não há uma política nacional para implementação de vazões ambientais. Cada estado possui legislação própria e se utilizam de diferentes metodologias para alcançar a sustentabilidade na gestão hídrica (LINNANSAARI *et al.*, 2013; USGS, 2013).

No México, a Comissão Nacional de Água (CONAGUA) em parceria com a World Wide Fund for Nature (WWF-Gonzalo Río Arronte Foundation Alliance) e a Comissão Nacional de Áreas Naturais protegidas, estão desenvolvendo padrões nacionais para a determinação de vazões ambientais visando a segurança hídrica (MOIR *et al.*, 2016). Em países como a Colômbia, Peru, Honduras, Costa Rica e outros, o The Nature Conservancy (TNC) vem introduzindo essas vazões por meio de projetos e parcerias, seguindo o modelo implementado em Quito, Equador (Hyer, 2015), onde a recente lei das águas considera os ecossistemas como usuário da água e a manutenção das vazões ecológicas é exigida como garantia de preservação da biodiversidade (RO, 2014).

Ásia

Na Ásia, diversos países receberam incentivos e suporte técnico por meio de projetos financiados por órgãos governamentais e organizações não governamentais, visando à implementação de vazões ambientais como ferramenta para a gestão integrada de recursos hídricos (Hirji e Davis, 2009a; Tharme, 2003) como, por exemplo, o projeto implementado na bacia do rio Huong, Vietnã central (IUCN, 2005). Apesar do interesse, poucos países (Japão, Coreia do Sul, Vietnã, Índia, Nepal, Paquistão e Tailândia) adotaram esse conceito e o inseriram como parte da lei das águas ou como requisito para a elaboração do plano de bacia.

De modo geral, grande parte dos países asiáticos abordam sobre a importância da gestão integrada dos recursos hídricos com uma visão ecossistêmica, porém não mencionam de maneira explícita que as vazões ambientais ou ecológicas são fundamentais para que esse objetivo seja alcançado (BATCHELOR *et al.*, 2014; SINGH *et al.*, 2015).

Oceania

A Austrália foi um dos países pioneiros tanto no desenvolvimento de

metodologias para a estimativa de vazões ambientais como na implementação das mesmas em sua lei das águas, servindo de referência para os demais países do mundo (HIRJI e DAVIS, 2009b; LIU *et al.*, 2013; POFF *et al.*, 2013). Seguindo pelo mesmo caminho, a Nova Zelândia também inseriu essa abordagem em sua lei das águas, bem como contribuiu substancialmente em questões científicas com o monitoramento de variáveis hidrológicas e ecológicas para validação dos métodos aplicados (THARME, 2003; POFF *et al.*, 2013).

Quanto aos demais países do continente, não há evidências relevantes em termos de legislação que indiquem a adoção das vazões ambientais como requisito para a gestão integrada dos recursos hídricos.

África

Quando se trata de vazões ambientais, a África do Sul possui o mesmo mérito científico que a Austrália, e é citada na literatura praticamente com a mesma frequência, pois ambos os países cooperaram conjuntamente no amadurecimento de métodos mais robustos (Holísticos) e auxiliaram inúmeros países na reformulação de suas políticas internas no que diz respeito ao aproveitamento sustentável dos recursos hídricos (KING *et al.*, 2008; LINNANSAARI *et al.* 2013).

Ainda no continente africano, destacam-se o Senegal e a Tanzânia, países que também acompanharam todo o processo de evolução das vazões ambientais e introduziram em suas políticas nacionais de recursos hídricos, onde a reserva de água para os ecossistemas tem alta prioridade depois das necessidades humanas (OVERTON *et al.*, 2014).

Apesar de receberem suporte técnico-científico de organizações como TNC, WWF, International Union for the Conservation of Nature (IUCN), Banco Mundial e outras instituições para a implementação de vazões ambientais, países como Quênia, Moçambique, Etiópia e Gana reconhecem a importância dessa abordagem, porém ainda não avançaram de forma significativa em termos de leis que contenham os requisitos das vazões ambientais estabelecidos (HIRJI e DAVIS, 2009a).

2.3 Aspectos legais relacionados ao uso sustentável dos recursos hídricos no Brasil

2.3.1 Política Nacional do Meio Ambiente

A Lei nº 6.938 (Brasil, 1981), de 31 de agosto de 1981, dispõe da Política

Nacional de Meio Ambiente. De acordo com o art. 2, a referida lei objetiva “a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no país, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana”, atendidos principalmente os princípios de manutenção do equilíbrio ecológico, racionalização do uso do solo, do subsolo, da água e do ar, bem como o da proteção dos ecossistemas.

Apesar de generalista, observa-se que esta política delega ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a responsabilidade de estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos.

Quanto à conservação e proteção dos recursos hídricos, o CONAMA atua de forma mais efetiva através das resoluções nº 397/2008, 357/2005 e 430/2011 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Brasil, 2008a, 2005, 2011); nº 396/2008 - "dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências" (Brasil, 2008b) e a resolução nº 274/2000 - Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras (Brasil, 2001).

2.3.2 Política Nacional de Recursos Hídricos

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei das águas) é instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997). Apesar de específica, apenas os artigos segundo e terceiro abordam sobre princípios relacionados ao desenvolvimento sustentável e da integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental, uso do solo, sistemas estuarinos e costeiros, bem como a adequação às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do País.

2.3.3 Leis complementares

Além da Lei das águas e da política nacional do meio ambiente, a proteção e conservação dos recursos hídricos também são enfatizadas pela Lei de nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2000), que institui o do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) e pela Lei de nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Brasil, 2012), que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa (Também conhecida como Código Florestal).

2.4 Uso e ocupação do solo e seus efeitos sobre processos hidrológicos e em ecossistemas fluviais

A transição global do ambiente natural para o ambiente dominado pelo homem tem impactado ecossistemas em todo o mundo. Onde quer que a agricultura ou outra atividade antrópica se estenda (Quinn, 2000; Allan, 2004) e a mata ciliar natural de rios seja removida, os córregos geralmente são mais quentes durante o verão, recebem menos insumos energéticos e apresentam declínio da qualidade da água.

Mesmo um modesto desmatamento ciliar em bacias altamente florestadas pode resultar em degradação de habitats devido ao fluxo de sedimentos. Uma comparação de duas pequenas bacias que foram menos de 3% desmatadas com duas que foram 13% e 22% desmatadas, resultou que nestas últimas foram encontradas concentrações mais elevadas de sedimentos em suspensão e maior turbidez (Sutherland *et al.*, 2002).

Segundo Carpenter *et al.* (1998), atividades agrícolas e urbanas são as maiores fontes de fósforo e nitrogênio para ecossistemas aquáticos. O autor destaca que esses nutrientes causam diversos problemas para os corpos hídricos, tais como o bloom de algas tóxicas, mortandade de peixes e perda da biodiversidade, podendo comprometer os diversos usos da água.

2.4.1 Uso agrícola

Áreas de agricultura intensiva geralmente são dependentes de pesticidas e geram poluição hídrica através da transferência de resíduos de pesticidas através da pulverização, escoamento superficial ou por meio da lixiviação (MONTUELLE *et al.*, 2010).

Hardie e Bobbi (2018) e Gerth *et al.* (2017), relatam que o uso agrícola associado aos usos da água provocaram mudanças estruturais em comunidades macroinvertebradas e o declínio temporal e espacial de condições ecológicas em rios dos Estados Unidos e da Austrália.

Segundo Mockler *et al.* (2017), mais da metade dos rios da Europa apresentam níveis abaixo do status de bom estado ecológico devido a poluição difusa advinda de áreas agrícolas. Nesse estudo, os autores apontam essas áreas como fontes de fósforo e nitrogênio, sendo o último predominante.

Alterações hidrológicas são variáveis (Allan, 2004) em terras agrícolas, pois dependem de fatores como a taxa de evapotranspiração de cada cultivo em comparação com

as taxas da vegetação nativa, das mudanças na capacidade de infiltração do solo e da fonte de água para irrigação, ou seja, se é superficial ou subterrânea.

2.4.2 Uso urbano

A ocupação urbana de forma desordenada e sem levar em consideração a ocorrência dos processos hidrológicos em escala de bacia hidrográfica acarretam modificações no meio natural e conseqüentemente interferências no ciclo hidrológico, onde a capacidade de armazenamento do solo é reduzida e as magnitudes do escoamento superficial são ampliadas.

Impactos da urbanização em ecossistemas de rios ocorrem devido a alterações na hidrologia, na deposição do sedimento fino, na supressão da vegetação ripária e significativamente na degradação da qualidade da água por meio de fontes pontuais e não pontuais de poluição (MOSCRIP e MONTGOMERY, 1997).

Para Tucci (2005), os riscos de inundações e deterioração de rios próximos às áreas urbanas em países em desenvolvimento se devem a:

- Contaminação dos mananciais superficiais e subterrâneos pelos efluentes urbanos, como o esgoto cloacal, pluvial e os resíduos sólidos;
- Disposição inadequada dos esgotos cloacais, pluviais e resíduos sólidos nas cidades;
- Erosão e sedimentação, gerando áreas degradadas.

O mesmo autor destaca ainda que a impermeabilização e canalização dos rios urbanos podem gerar um aumento da vazão de cheia (até sete vezes) e de sua frequência de ocorrência.

2.4.3 Barragens

A construção de barragens em rios com a finalidade de armazenar água para atender os usos múltiplos, tais como abastecimento humano, geração de energia, navegação e controle de cheias, (Santos e Sousa, 2015; Liu *et al.*, 2011; Poff e Hart 2002) desfiguram padrões do regime de vazões naturais, bloqueiam a passagem de espécies migratórias e podem levar a perda da biodiversidade de ecossistemas aquáticos devido a redução do transporte de sedimentos e nutrientes para seções do rio situadas à jusante da estrutura.

2.5 Índices ecohidrológicos como mecanismo de avaliação de impactos ambientais

Respostas ecológicas dependem de quanto os componentes do regime hidrológico foram alterados em relação ao regime natural do rio. Estas respostas às alterações hidrológicas podem ser de degradação aproximadamente linear ou brusca a partir de um limite específico de alteração, variando para cada local, espécie e comunidade (SOUZA, 2009).

A quantificação do uso e ocupação do solo tem sido um indicador valioso do estado dos ecossistemas (Meyer e Turner, 1994; Allan, 2004), pois centenas de associações de estudos estatísticos envolvendo o uso da terra e medidas de condição de vazões fornecem fortes evidências da importância da paisagem para a integridade ecológica de um rio.

Tais métricas também podem ser correlacionadas com indicadores ribeirinhos (Gergel *et al.*, 2002; Attanasio *et al.*, 2012) como, por exemplo, padrões espaciais das zonas ripárias, pois a variação da extensão e da largura desses ambientes influenciam na capacidade de infiltração dos solos, na redução da concentração de herbicidas na água e na eficácia da ciclagem de nutrientes. A zona ripária pode reduzir efetivamente as cargas de fósforo e nitrogênio no escoamento superficial e subterrâneo em bacias hidrográficas (GERGEL *et al.*, 2002).

O Quadro 1 apresenta os principais mecanismos pelos quais os usos do solo afetam os ecossistemas fluviais.

Quadro 1- Mecanismos pelos quais os usos do solo afetam os ecossistemas fluviais

Fator Ambiental	Efeitos
Sedimentação	Aumenta a turbidez, reduz a heterogeneidade de fundo do rio, diminui a produção primária e qualidade dos alimentos.
Alteração hidrológica	Alteração na magnitude e na frequência de inundações, redução do fluxo de base, fortes efeitos no escoamento a partir de superfícies impermeáveis e transporte de águas pluviais em bacias urbanas, de sistemas de drenagem e compactação do solo em bacias hidrográficas agrícolas.
Poluição e contaminação	Aumento de metais pesados, sintéticos e orgânicos tóxicos, poluição em suspensão associada com sedimentos, aumento das taxas de mortalidade para a fauna aquática.

Fonte: Adaptado de Allan (2004).

O desenvolvimento de índices ecohidrológicos foi motivado com uma série de objetivos diferentes em mente. Índices têm sido desenvolvidos para caracterizar regiões

particulares em termos de variáveis de vazões biologicamente relevantes, descrever a variabilidade de regimes hidrológicos regionais ou globais e para quantificar características de vazões que são sensíveis as diversas formas de perturbação humana. O número de características de vazões ecologicamente importantes que constituem o regime de escoamento natural inclui o padrão sazonal dos fluxos, período de ocorrência de vazões extremas, a frequência, a duração das inundações, secas, e os fluxos intermitentes, (OLDEN e POFF, 2003).

Olden e Poff (2003) reuniram e examinaram 171 índices hidrológicos referenciados em 13 artigos publicados, onde os índices foram obtidos para representar atributos de vazões biologicamente relevantes. Para facilitar a comparação entre os diferentes componentes do regime de fluxo, agruparam os 171 índices em cinco categorias (magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e gradiente de vazões) seguindo Richter *et al.* (1996) e Poff *et al.* (1997), em uma série de vazões diárias de 36 anos para 420 córregos dos Estados Unidos. Utilizando a técnica estatística de análise de componentes principais (PCA), obtiveram como resultado alguns grupos de índices que representam todos os índices analisados e que são relativamente uns independentes dos outros.

Atualmente a literatura apresenta grande variedade de pacotes estatísticos que caracterizam regimes de rios através de índices ecohidrológicos, dos quais se destacam:

-Indicador de Alteração Hidrológica (IHA)- O IHA foi desenvolvido por cientistas da The Nature Conservancy (TNC) para fornecer informações úteis para aqueles que tentam desenvolver recomendações de vazões ambientais ou para compreender os impactos hidrológicos das atividades humanas em sistemas de água doce. Este pacote estatístico permite exibir informações sob vários cenários, tais como comparação entre períodos pré e pós-represamento, bem como tem auxiliado gestores dos recursos hídricos, engenheiros, hidrólogos, ecologistas e demais pesquisadores em tomadas de decisões (TNC, 2006).

O IHA calcula um total de 67 variáveis hidrológicas biologicamente relevantes. Estas variáveis são subdivididas em dois grupos, o grupo do IHA (33 variáveis, Quadro 2) e o grupo de componentes de vazão ambiental (EFC) com 34 variáveis. Essas variáveis se encaixam em cinco grupos (magnitude, duração, período de ocorrência, frequência e gradiente de vazões) para caracterizar estatisticamente a variação hidrológica intra-anual (RICHTER *et al.*, 1996; TNC, 2007).

Quadro 2- Resumo das variáveis do IHA e suas influências em ecossistemas fluviais

Aspecto	Variáveis Hidrológicas	Influência em Ecossistemas
Magnitude	Média ou mediana para cada mês do ano	Disponibilidade de habitats para organismos aquáticos; Umidade do solo para plantas; Influência da temperatura da água nos níveis de oxigênio.
	Subtotal: 12	
Magnitude e duração anual de eventos extremos	Média das vazões máximas e mínimas anuais de 1, 3, 7, 30 e 90 dias; Número de dias com fluxo zero e Vazão de base (mínimas médias anuais de 7 dias/média anual).	Estruturação dos ecossistemas aquáticos por fatores abióticos vs biótico; Estruturação morfológica do canal do rio e condições físicas de habitats; Distribuição de comunidades de plantas de lagos, lagoas, várzeas; Estresse de umidade do solo em plantas.
	Subtotal: 12	
Período de Ocorrência	Dia Juliano de vazão mínima anual e Dia Juliano de vazão máxima anual	A previsibilidade / esquia de estresse para organismos; O acesso a habitats especiais durante as cheias
	Subtotal: 2	
Frequência e duração de altos e baixos pulsos	Número de altos pulsos por ano; Número de baixos pulsos por ano; média ou mediana da duração de altos pulsos (dias); média ou mediana da duração de baixos pulsos (dias).	Frequência e estresse hídrico para as plantas; Trocas de nutrientes e matéria orgânica entre rio e planície de inundação; Acesso para alimentação, repouso e locais de reprodução para aves aquáticas
	Subtotal: 4	
Gradiente de vazão	Taxa de ascensão de Vazões; Taxa de recessões de Vazões; Número de reversões anuais	Determina a conexão de rio com área ripária ou lagos marginais, ou a capacidade de raízes manterem contato com o lençol freático
	Subtotal: 3	
	Total: 33	

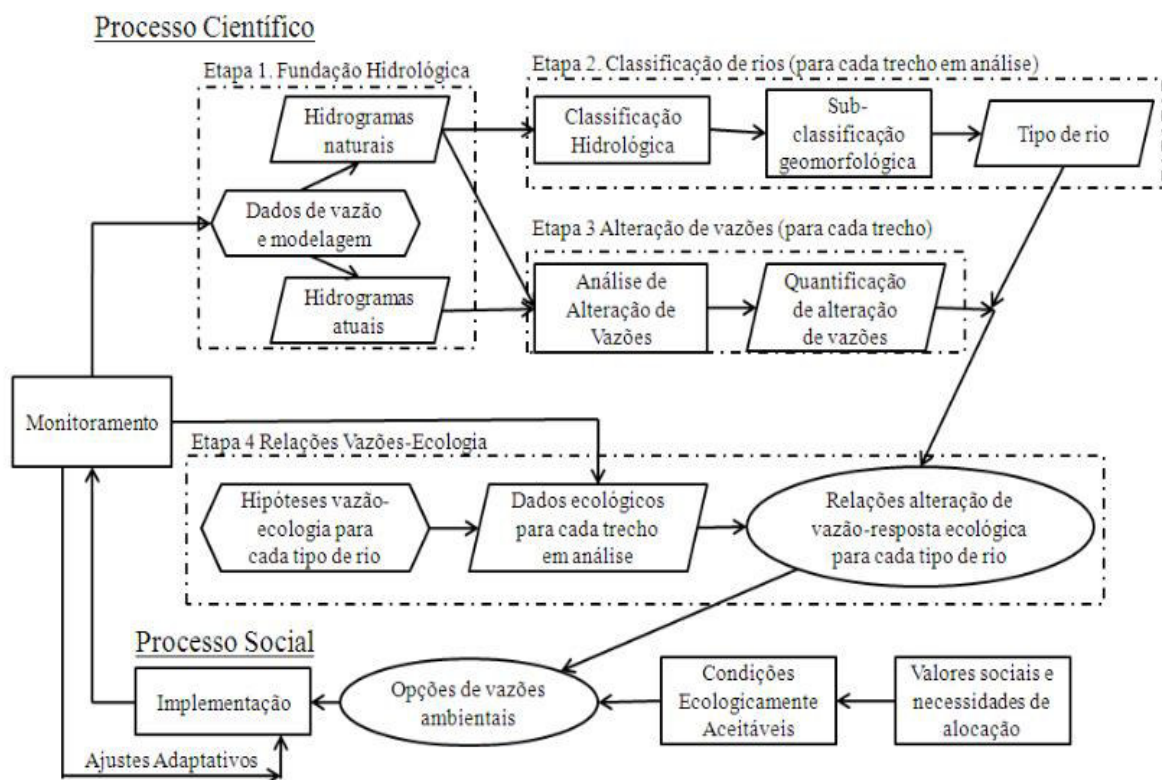
Fonte: Adaptado de TNC (2007).

- *Limites Ecológicos de Alteração Hidrológica (ELOHA)*- O ELOHA sintetiza o conhecimento e a experiência adquirida sistematicamente a partir de estudos hidrográficos,

para apoiar e orientar o desenvolvimento de padrões de vazões ambientais em escala regional. Este método responde particularmente às necessidades dos gestores de recursos hídricos regionais e nacionais para definir padrões ambientais para vazões de muitos rios simultaneamente, incluindo aqueles para os quais as informações hidrológicas ou ecológicas são escassas (ARTHINGTON *et al.*, 2006).

A estrutura do ELOHA (Figura 3) compreende simultaneamente um processo científico e social. A análise e classificação hidrológica são desenvolvidas em paralelo com as relações entre alteração de vazões e resposta ecológica, que fornecem entrada científica em um processo social que equilibra esta informação com valores e objetivos da sociedade para definir padrões de fluxos ambientais, (POFF *et al.*, 2010).

Figura 3- Limites Ecológicos de Alteração Hidrológica (ELOHA)



Fonte: Adaptado de Poff *et al.* (2010)

-*Processo de Avaliação de Integridade Hidroecológica (HIP)*- O Processo de Avaliação de Integridade Hidroecológica (HIP) sustenta um paradigma de vazão natural, o qual afirma que toda a gama de variação intra e inter-anual de regime hidrológico estão associadas à magnitude, frequência, duração, período de ocorrência, gradiente de vazões, e que são

fundamentais para manutenção da biodiversidade e integridade dos ecossistemas aquáticos (HENRIKSEN *et al.*, 2006).

O método calcula 171 índices Hidrológicos biologicamente relevantes usando registros diários e vazões de pico. Os índices são então usados para uma análise regional (Estado) de classificação de fluxo, onde se escolhe dez índices não redundantes que caracterizam adequadamente os cinco componentes principais do regime de fluxo e por fim esses índices são aplicados para conduzir análises de impactos e desenvolver padrões de vazões usando ferramentas de avaliação hidrológica (HENRIKSEN *et al.*, 2006).

2.6 Indicadores de impactos ecohidrológicos

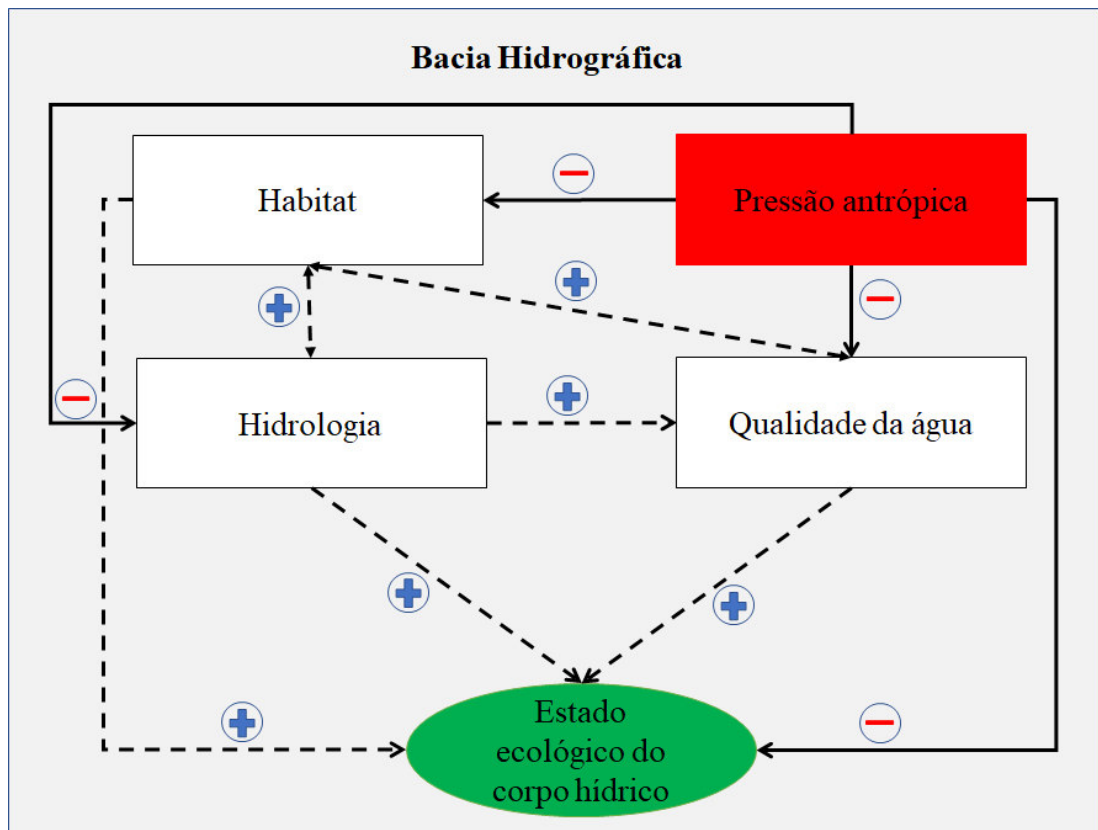
Segundo Souza (2009), indicadores ecohidrológicos resultam da escolha dos limites de alteração dos índices que servem à classificação de estado do ecossistema. Enfatiza-se que indicadores ecohidrológicos representam indiretamente limites de alteração de serviços ambientais. A escolha de limites de alterações de aspectos do regime hidrológico demanda estudos de características ecohidrológicas locais. Na maior parte das vezes, esta escolha é subjetiva, em função da inexistência ou limitação desses estudos a algumas espécies. Nesses casos, recomenda-se (Richter *et al.*, 1998; Souza, 2009) a adoção de limites qualitativos em vez de informações para poucas espécies.

Uma opção é a caracterização em quatro classes de alterações para cada aspecto do regime. Nessa alternativa, alterações de mínimo impacto apresentam valores absolutos de diferenças relativas de cada índice ecohidrológico que variam entre 0-10% (seguindo Richter, 2011), de 11-33%, alterações de pequeno impacto, alterações de impacto moderado, entre 34-67% e, alterações de impacto severo, valores superiores a 67%. Alternativamente, critérios para escolha de limite máximo de alteração podem ser estabelecidos com base em valores observados em corpos d'água naturalmente similares (Black *et al.*, 2005; Souza, 2009) e atualmente com maior degradação.

3 METODOLOGIA

Para desenvolver o Indicador de Vazão Ambiental (IVA), primeiramente elaborou-se um modelo conceitual (Figura 4) baseado na revisão de literatura apresentada neste trabalho, visando o entendimento de como diferentes variáveis interagem uma com a outra, bem como para auxiliar na seleção de possíveis índices e indicadores que representem os processos com rigor científico, que atendam os objetivos da pesquisa e que sejam de fácil interpretação para gestores de recursos hídricos e usuários da água.

Figura 4- Modelo conceitual



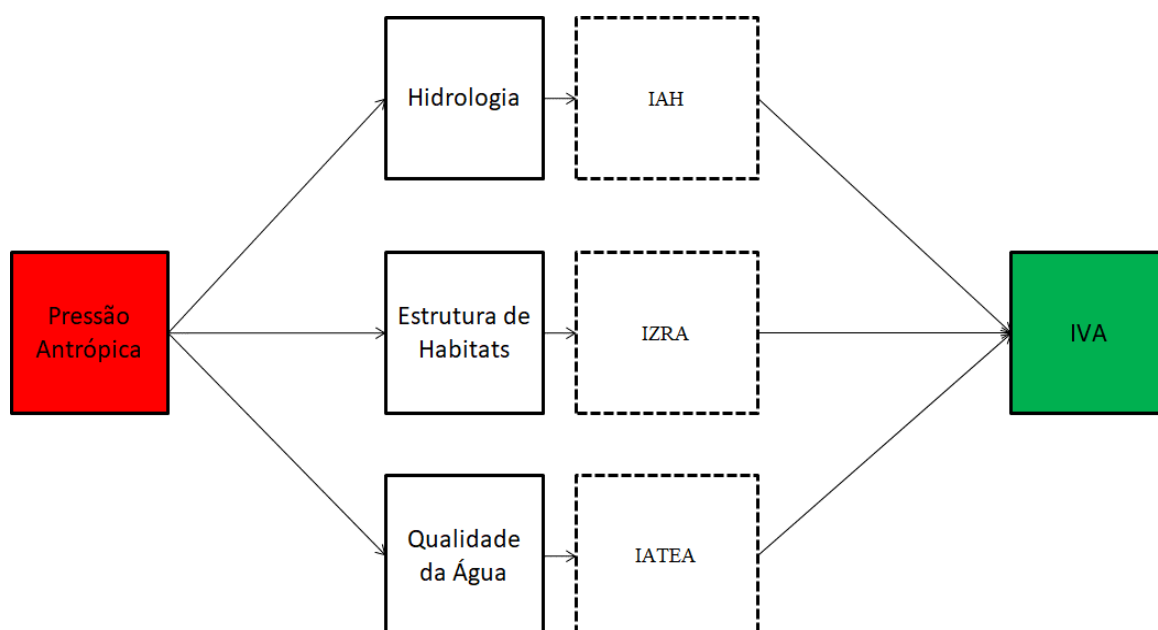
Fonte: Elaborada pelo autor

Neste modelo, setas tracejadas representam interações ecológicas positivas entre as variáveis como, por exemplo, a dupla regulação entre hidrologia-habitats e habitats-qualidade da água, enquanto que as setas contínuas representam a degradação das características naturais de cada variável e conseqüentemente da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos devido a pressão antrópica.

3.1 Seleção e construção de índices e indicadores

A partir do modelo conceitual foi possível refletir sobre a construção de índices e indicadores sensíveis à ação antrópica em escala de bacia, e que representem as relações entre as variáveis, bem como a condição do estado ecológico de rios (Figura 5). Conforme visto na revisão de literatura, há centenas de índices disponíveis, porém, para alcançar os objetivos desta pesquisa, foram necessárias a realização de adequações e a criação de novos mecanismos, conforme descrito na sequência do texto. Assim, foram confeccionados o Indicador de Alteração Hidrológica (IAH), o Indicador de Zona Ripária Alterada (IZRA) e o Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (IATEA) para compor o Indicador de Vazão Ambiental (IVA).

Figura 5-Representação dos componentes que compõem o Indicador de Vazão Ambiental



Fonte: Elaborada pelo autor

3.1.1 Uso e ocupação do solo

Para estimar o uso e ocupação do solo na bacia com boa precisão, foram utilizadas imagens com resolução espacial de 10 metros geradas pelo satélite Sentinel 2. Essas imagens são fornecidas gratuitamente pela European Space Agency (ESA, <http://sentinel-pds.s3-website.eu-central-1.amazonaws.com/>) com resolução temporal de 10 dias desde junho do ano 2015.

3.1.2 Indicador de Alteração Hidrológica (IAH)

O IAH foi desenvolvido com o propósito de estimar o efeito combinado dos diferentes usos do solo sobre processos hidrológicos e o balanço hídrico em escala de bacia. Para isto, levou-se em consideração variáveis como o escoamento superficial, a evapotranspiração e a recarga de aquíferos por meio da percolação da água no solo. O TNC (2007), recomenda o uso de séries de dados com pelo menos 20 anos de extensão em estudos de alteração hidrológica para que variações climáticas venham a ser representadas, ressaltando que o tamanho da série depende do grau de variabilidade climática. Em rios australianos, Kennard *et al.* (2010), chegaram à conclusão de que 15 anos de dados são suficientes para identificar características importantes da variabilidade de vazões.

Neste trabalho, o IAH será estimado conforme os seguintes passos:

- 1- Definição das séries de vazão (mm), evapotranspiração (mm) e percolação (mm) para dois cenários (Exemplo: Pré e Pós-impacto);
- 2- Cálculo das médias mensais de longo período das variáveis para os cenários avaliados, ou seja, um total de 36 métricas para cada cenário;
- 3- Estimativa da alteração hidrológica (AH, Equação 1) para cada uma das 36 métricas com base nos valores médios calculados no procedimento anterior.

$$AH = \frac{(Pre - Pos)}{Pre} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

AH= É a alteração hidrológica em porcentagem;

Pre= Média das variáveis hidrológicas para condições naturais ou de referência;

Pos= Média das variáveis hidrológicas para condições pós-impacto.

- 4-Cálculo das frequências das métricas em cada classe das AHs conforme Quadro 3. Os limites das classes das AHs foram definidos por meio de adaptações entre os limites sugeridos por Richter *et al.* (1998) e Richter *et al.* (2011).

Quadro 3- Limites e classificação de impactos do IAH

AH (%)	Classificação	Descrição
0-10	Natural	Mantém características da condição de referência
10-25	Baixo impacto	Pequenas modificações da condição de referência
25-50	Impacto moderado	Modificações moderadas da condição de referência
50-75	Alto impacto	Grandes modificações da condição de referência
>75	Impacto severo	Modificações severas da condição de referência

Fonte: Adaptado de Richter *et al.* (1998) e Richter *et al.* (2011).

4-Atribui-se o grau de impacto do IAH de acordo com a classe que obtiver maior frequência.

3.1.3 Indicador de Zona Ripária Alterada (IZRA)

O IZRA é calculado (Equação 2) tomando como base a área de preservação permanente delimitada a partir do curso do rio principal, seguindo as orientações do Código Florestal brasileiro, onde as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, deverão ter largura mínima de:

- a) 30 metros, para cursos d'água com menos de 10 metros de largura;
- b) 50 metros, para cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura;
- c) 100 metros, para cursos d'água que tenham de 50 a 200 metros de largura;
- d) 200 metros, para cursos d'água que tenham de 200 a 600 metros de largura;
- d) 500 metros, para cursos d'água que tenham largura superior a 600 metros.

$$IZRA = \frac{AD}{AR} \times 100 \quad (2)$$

Onde:

IZRA= É o indicador de zona ripária alterada (%);

AD= Área desflorestada (Área suprimida para os diferentes usos antrópicos: Urbano, pastagem, agrícola, etc.);

AR= Área de referência (Área estimada para a condição natural).

A largura do rio varia ao longo do seu curso, portanto, a largura de referência adotada no IZRA será a da seção escolhida como exutório. No caso de haver mais de um ponto de monitoramento, adota-se a média das larguras das seções analisadas.

Este indicador é bastante utilizado para avaliar a condição de habitats ribeirinhos. Quanto aos limites e classificação de impactos do IZRA, adotou-se os mesmos critérios avaliados para o IAH (Quadro 4).

Quadro 4-Limites e classificação de impactos do IZRA

IZRA (%)	Classificação	Descrição
0-10	Natural	Mantém características da condição de referência
10-25	Baixo impacto	Pequenas modificações da condição de referência
25-50	Impacto moderado	Modificações moderadas da condição de referência
50-75	Alto impacto	Grandes modificações da condição de referência
>75	Impacto severo	Modificações severas da condição de referência

Fonte: Elaborado pelo autor

3.1.4 Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (IATEA)

O IATEA foi elaborado tomando como base os princípios ambientais que fundamentaram a criação da resolução CONAMA 357/2005, tais como:

- A consideração de que a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, baseado nos princípios da função ecológica da propriedade, da prevenção, da precaução, do poluidor-pagador, do usuário-pagador e da integração, bem como no reconhecimento de valor intrínseco à natureza;
- A saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas;

- O controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida, levando em conta os usos prioritários e classes de qualidade ambiental exigidos para um determinado corpo de água.

O fósforo é um nutriente fundamental para a manutenção de ecossistemas aquáticos, porém em excesso causa problemas em corpos hídricos por ser um dos principais fatores do processo de eutrofização. Este elemento tem sido amplamente utilizado em diversos estudos (Lima *et al.*, 2018; Toné, 2016; Araújo, 2016; Lamparelli, 2004; Von Sperling, 2005) como um indicador do estado trófico (IET) de ambientes aquáticos lênticos e lóticos. Portanto, no caso do IATEA, adotou-se os limites do fósforo total (FT) com as respectivas classes tróficas para rios e reservatórios estabelecidas por Lamparelli (2004), fazendo apenas adequações para as faixas de impactos utilizadas no IAH e no IZRA, conforme mostram os Quadros 5 e 6.

Quadro 5- Classificação do IATEA para ambientes lóticos (Rios)

Nível Trófico	Fósforo Total (mg/L)	Classificação do IATEA	Descrição
Ultraoligotrófico	$\leq 0,013$	Natural	Mantém características da condição de referência
Oligotrófico	$0,013 < FT \leq 0,035$	Baixo impacto	Pequenas modificações da condição de referência
Mesotrófico	$0,035 < FT \leq 0,137$	Impacto moderado	Modificações moderadas da condição de referência
Eutrófico	$0,137 < FT \leq 0,296$	Alto impacto	Grandes modificações da condição de referência
Supereutrófico	$0,296 < FT \leq 0,640$	Impacto severo	Modificações severas da condição de referência
Hipereutrófico	$> 0,640$		

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

Quadro 6- Classificação do IATEA para ambientes lênticos (Reservatórios)

Nível Trófico	Fósforo Total (mg/L)	Classificação do IATEA	Descrição
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	Natural	Mantém características da condição de referência
Oligotrófico	$0,008 < FT \leq 0,019$	Baixo impacto	Pequenas modificações da condição de referência
Mesotrófico	$0,019 < FT \leq 0,052$	Impacto moderado	Modificações moderadas da condição de referência
Eutrófico	$0,052 < FT \leq 0,120$	Alto impacto	Grandes modificações da condição de referência
Supereutrófico	$0,120 < FT \leq 0,233$	Impacto severo	Modificações severas da condição de referência
Hipereutrófico	$> 0,233$		

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

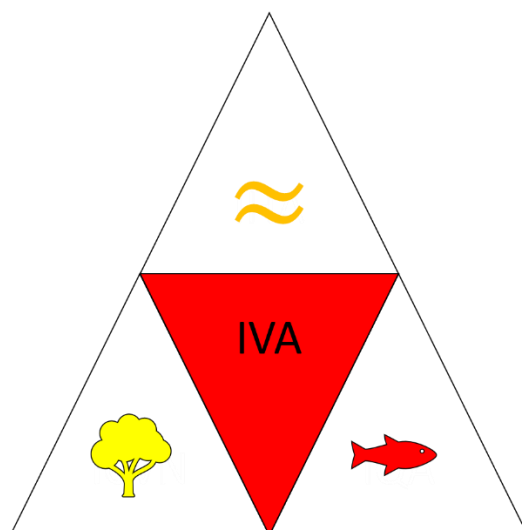
O IATEA é estimado através dos seguintes passos:

- 1- Cálculo das médias mensais do FT para o ano de interesse, ou seja, um total de 12 métricas, com exceção para o caso de rios intermitentes, onde são considerados apenas os meses com registros de vazões ou de volume quando se tratar de reservatórios;
- 2-Cálculo das frequências das métricas em cada classe trófica;
- 3-Atribui-se o grau de impacto do IATEA de acordo com o nível trófico que obtiver maior frequência.

3.2 Indicador de Vazão Ambiental

Através do modelo conceitual foi possível selecionar e construir índices e indicadores de variáveis que influenciam direta ou indiretamente o estado ecológico de um corpo hídrico. Convém notar que o principal objetivo de se utilizar indicadores ambientais é a simplificação da informação, porém, sem negligenciar o rigor científico. É nesta premissa que o IVA visa buscar a combinação de novos conjuntos de dados para estimar de forma simplificada os impactos positivos e negativos de ações antrópicas sobre os corpos hídricos brasileiros, em especial, aqueles situados em regiões semiáridas. Portanto, um meio prático de estimar o grau de impacto deste indicador é assumindo a situação mais crítica entre os indicadores dependentes (IAH, IZRA e IATEA), conforme ilustra a Figura 6.

Figura 6-Indicador de Vazão Ambiental



Fonte: Elaborada pelo autor

Onde:



-Representa a condição do IAH (Alto impacto);



-Representa a condição do IZRA (Impacto moderado);



-Representa a condição do IATEA (Impacto severo).

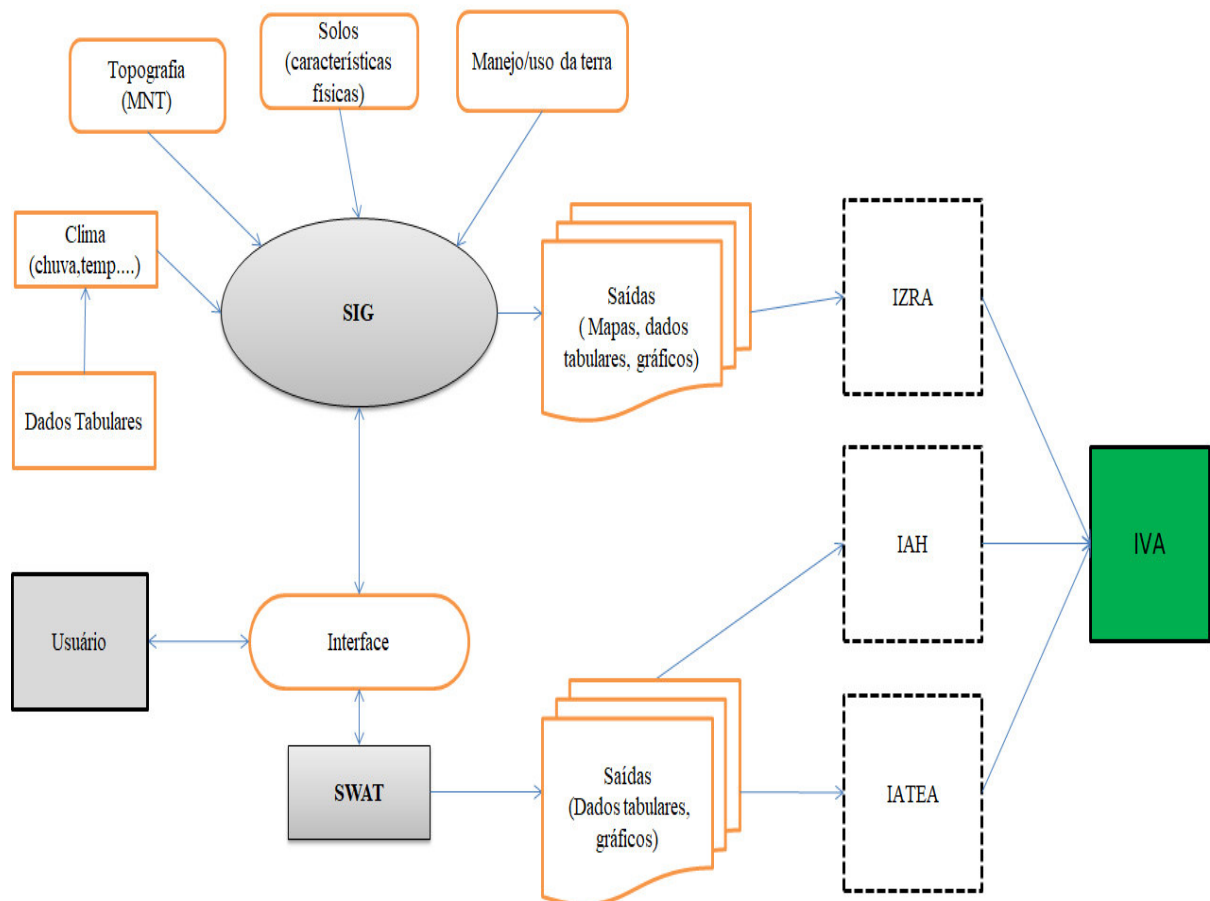
Neste caso, foi atribuído o grau de impacto severo ao IVA, tendo em vista que esta é a situação mais crítica entre os indicadores dependentes. As cores dos símbolos denotam o estado de cada indicador, seguindo os padrões já apresentados nos Quadros 3, 4, 5 e 6.

3.3 Acoplamento do Indicador de Vazão Ambiental a um modelo hidrológico

Conforme visto anteriormente, o IVA necessita de séries de vazões naturais ou medidas em bacias pouco antropizadas com extensão de pelo menos 15 anos de dados para criar condições de referência que representem a variabilidade climática, bem como de um

monitoramento frequente da qualidade da água para que os objetivos sejam alcançados. Tais requisitos inviabilizariam a aplicação do indicador em regiões semiáridas devido à escassez de dados quali-quantitativos, porém, com a evolução dos modelos matemáticos acoplados a sistemas de informações geográficas (SIG, Figura 7), esses entraves podem ser contornados, dando suporte aos gestores de recursos hídricos quanto a simulações de diversos cenários de usos múltiplos da água, praticidade na organização dos dados de entrada e capacidade de fornecer resposta rápida. Os SIGs mais utilizados que permitem tal acoplamento são o ArcGIS e o Quantum GIS, sendo que nesta pesquisa optou-se pelo primeiro.

Figura 7-Acoplamento do Indicador de Vazão Ambiental a um modelo hidrológico



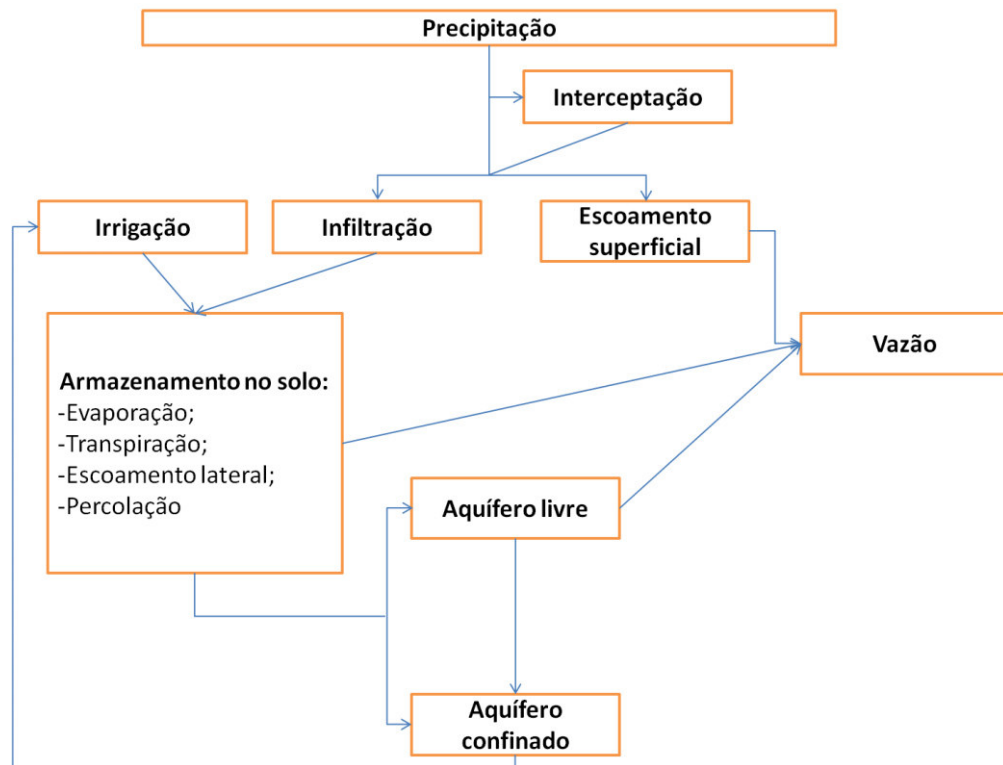
Fonte: Adaptado de Gassman *et al.*, 2007

3.3.1 Escolha do modelo hidrológico

Neste trabalho adotou-se o Soil Water Assessment Tool (SWAT, Neitsch *et al.*, 2011), modelo do tipo distribuído, de base física, sua estrutura permite que diferentes

processos físicos sejam simulados em bacias hidrográficas. Seus principais componentes incluem clima, hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, escoamento subsuperficial, escoamento de base e evapotranspiração, Figura 8).

Figura 8- Resumo dos principais processos hidrológicos representados pelo SWAT



Fonte: Adaptado de Neitsch *et al.* (2011).

No SWAT, a bacia hidrográfica é dividida em múltiplas sub-bacias e em seguida o modelo faz combinações entre o uso e ocupação do solo, tipos de solos e declividade, dando origem as Unidades de Resposta Hidrológica (URHs). Devido à subdivisão em URH, o modelo estima a evapotranspiração para os diferentes cultivos e tipos de solos, bem como o escoamento superficial é previsto separadamente para cada URH visando uma melhor representação física dos processos hidrológicos.

O modelo foi desenvolvido para analisar impactos das alterações do uso do solo sobre o escoamento da água, produção de sedimentos e qualidade da água em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (NEITSCH *et al.*, 2011). Com um robusto pacote de ferramentas, permite a modelagem com a inserção de dispositivos de infraestrutura tais como reservatórios, lagos (açudes), pontos de captação de água e de lançamento de efluentes,

apresenta uma rica biblioteca compondo as mais variadas modalidades de cultivos agrícolas, considerando manejo, crescimento, consumo de água de cada espécie e outras ferramentas que proporcionam resposta rápida para hidrólogos e gestores de recursos hídricos.

Além de permitir a reconstituição de séries diárias de vazões naturais, o SWAT possui algoritmos adaptados do modelo QUAL2E (Brown e Barnwell,1987) para simular o transporte e a difusão de poluentes ao longo do curso d'água. Portanto, a aplicação do IVA sob a plataforma do SWAT o torna mais versátil, longo e permite o monitoramento regular de aspectos quantitativos e qualitativos em diferentes pontos de interesse da bacia em análise.

3.3.1.1 Dados de entrada do SWAT

O SWAT requer os seguintes dados de entrada para a modelagem hidrológica:

- 1-Modelo digital de elevação (MDE);
- 2-Uso e ocupação do solo;
- 3-Tipos de solos;
- 4-Clima;
- 5-Precipitação.

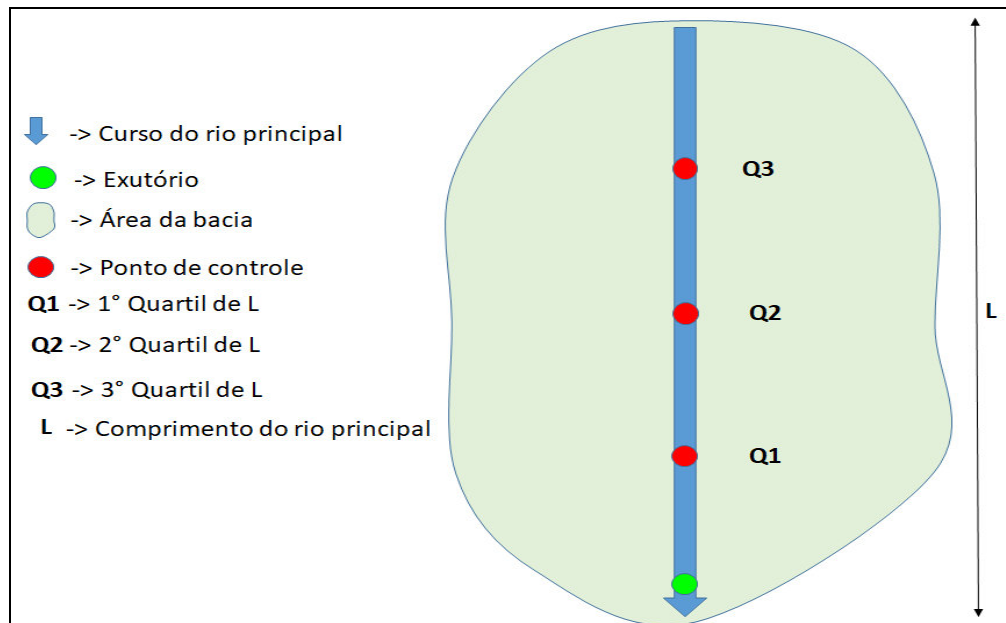
3.4 Aplicação do Indicador de Vazão Ambiental

O IVA é um indicador flexível, e para fins de monitoramento, este trabalho sugere procedimentos que proporcionem uma análise mais detalhada sobre os efeitos das ações antrópicas sobre o estado ecológico dos cursos d'água e que norteiam a implantação de programas ambientais e de manejo sustentável no sentido de montante para jusante, facilitando o monitoramento e conseqüentemente a estimativa dos avanços ou retrocessos da gestão. Para isso, propõe-se as seguintes etapas:

Etapa 01- Delimitação da bacia hidrográfica a partir de uma estação fluviométrica com dados observados;

Etapa 02- Nesta etapa, além do exutório da bacia principal, sugere-se a criação de mais três pontos de controle ao longo do rio principal (L), onde os pontos 1, 2 e 3 são respectivamente os quartis 1 (Q1), 2 (Q2) e 3 (Q3) de L, conforme ilustra a Figura 9.

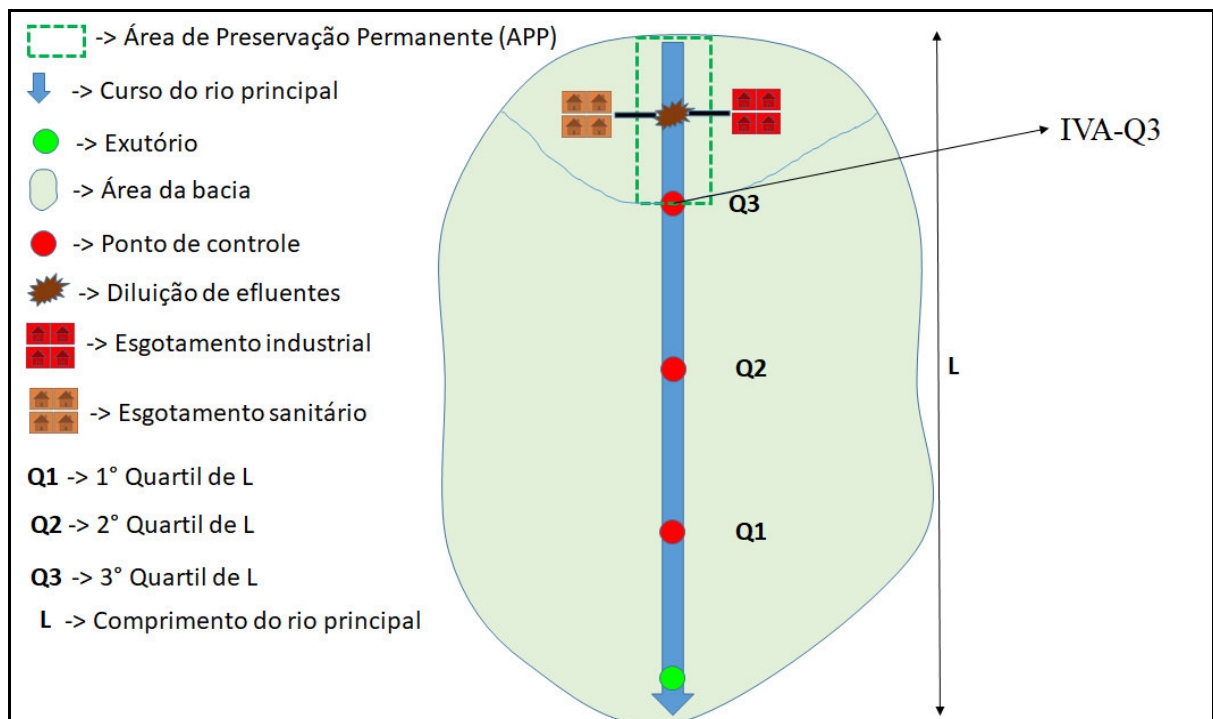
Figura 9- Definição de sub-bacias a partir de pontos de controle



Fonte: Elaborada pelo autor

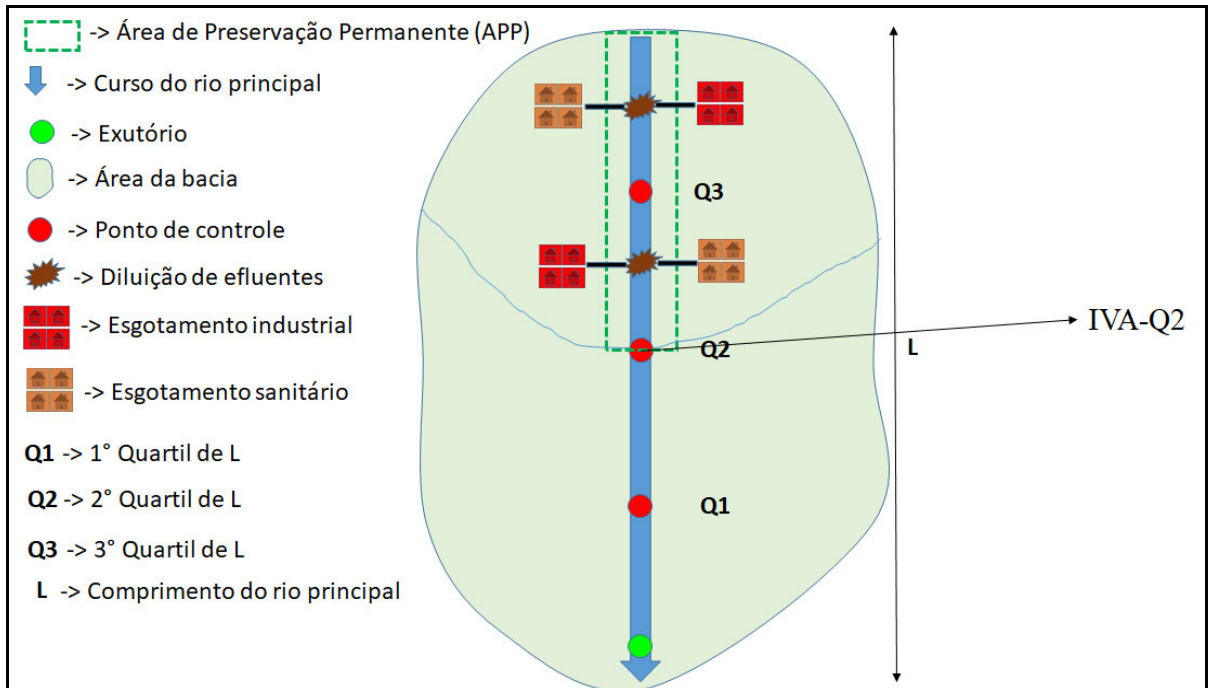
Etapa 03- Classificação do uso e ocupação do solo, levantamento de usuários da água na bacia e estimativa do IVA parcial em cada ponto de controle (Figuras 10, 11 e 12).

Figura 10-Estimativa do IVA no ponto Q3



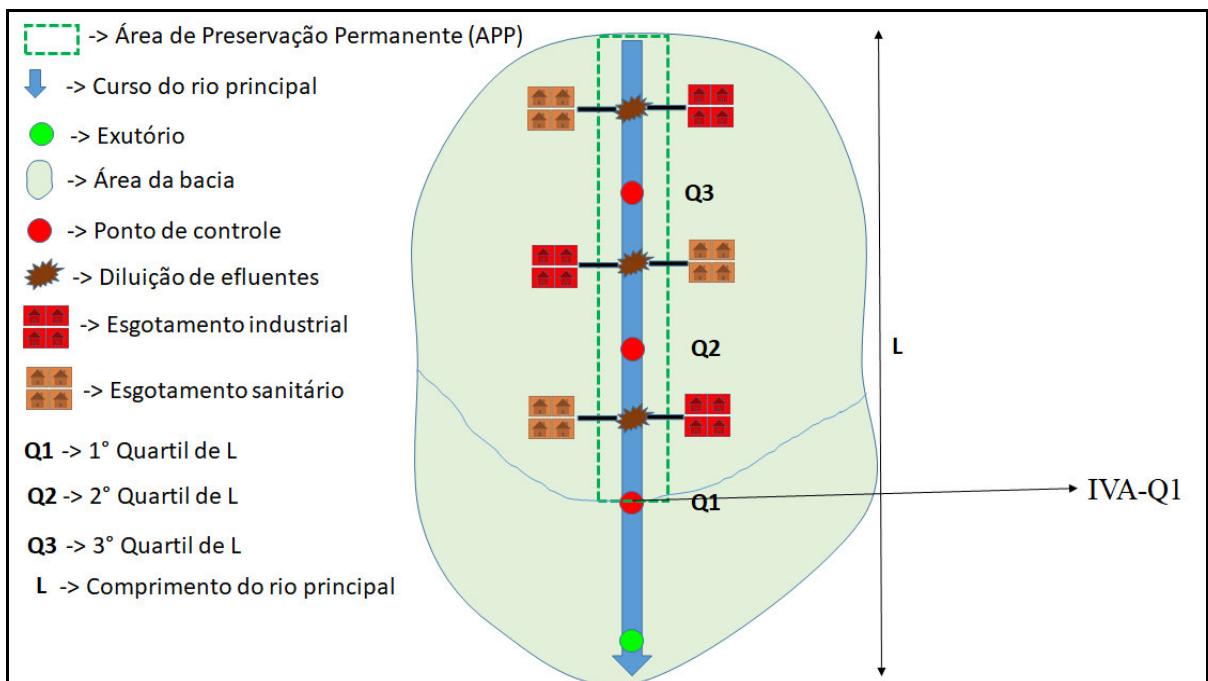
Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 11- Estimativa do IVA no ponto Q2



Fonte: Elaborada pelo autor

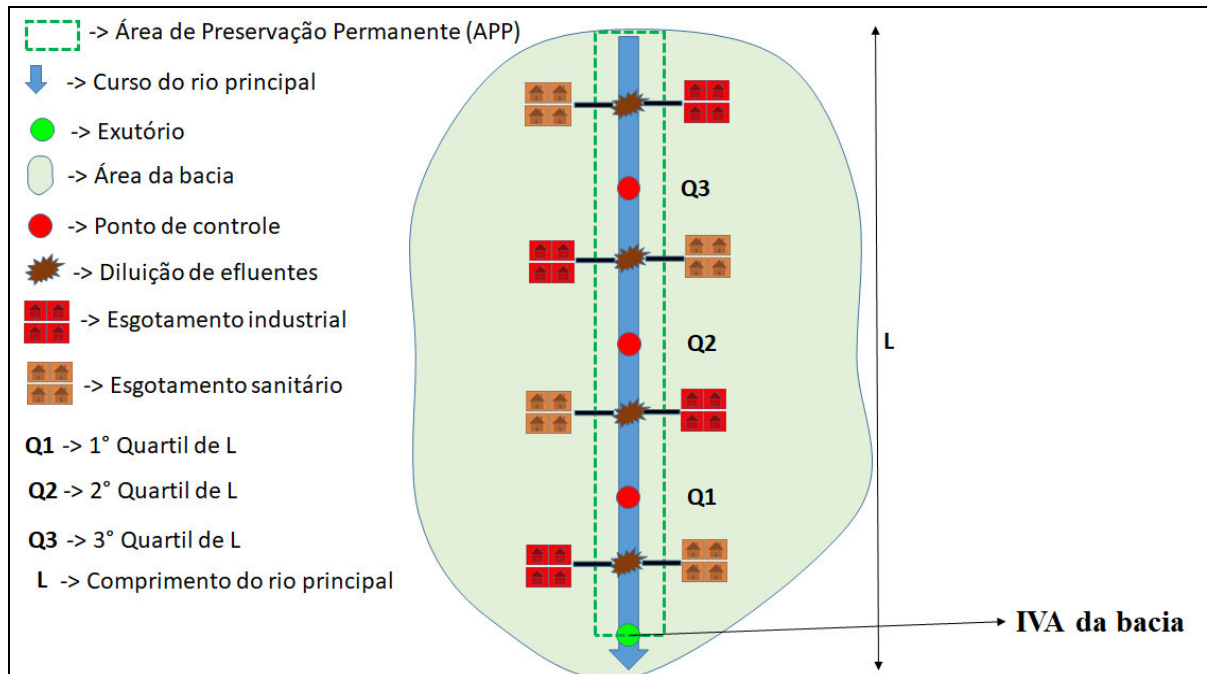
Figura 12- Estimativa do IVA no ponto Q1



Fonte: Elaborada pelo autor

Etapa 04- Estimativa do IVA da bacia (Figuras 13)

Figura 13- Estimativa do IVA da bacia



Fonte: Elaborada pelo autor

Assim, além de obter um diagnóstico geral da bacia hidrográfica, há a possibilidade de identificar pontos estratégicos de intervenção visando a melhoria da condição do corpo hídrico.

4 ESTUDO DE CASO

No presente estudo, optou-se por aplicar o Indicador de Vazão Ambiental em uma bacia hidrográfica situada no semiárido brasileiro, a saber, a bacia do rio Quixeramobim, no Estado do Ceará. Para fins de simulação, foram desconsiderados seis reservatórios (São José I, Vieirão, Pirabibu, Fogareiro, Monsenhor Tabosa e Umari) existentes de um total de sete, permanecendo apenas o de Quixeramobim. As demais características da bacia (Uso e ocupação do solo, tipo de solo, dados climáticos, etc.) foram mantidas.

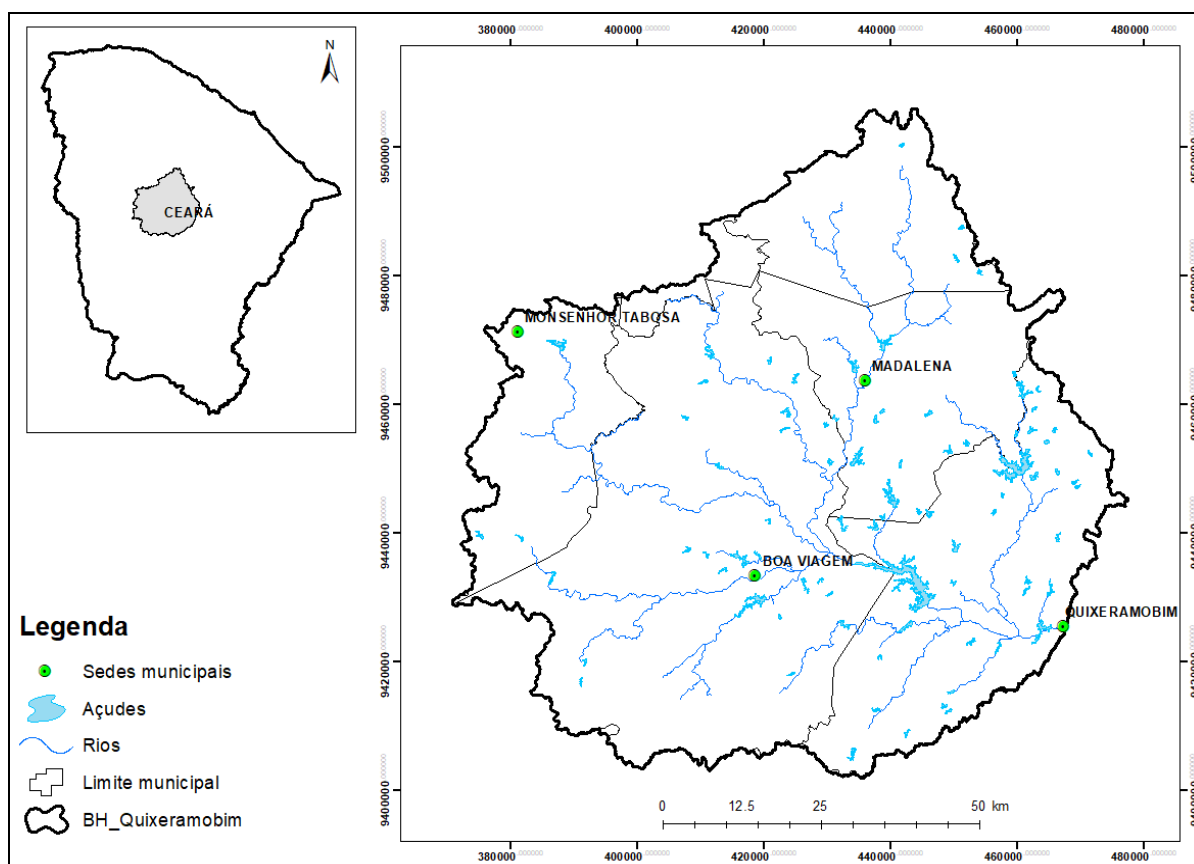
O propósito desta abordagem resume-se em facilitar a simulação de diferentes cenários e assim, verificar a eficácia do IVA na estimativa do estado ecológico de corpos hídricos, bem como ferramenta de apoio à gestão hídrica.

4.1 Dados da bacia

O rio Quixeramobim deságua no rio Banabuiú, sendo um dos seus principais afluentes. A seção escolhida como exutório da bacia foi a estação fluviométrica de Quixeramobim (Código- 36520000, operada pela ANA), por apresentar série histórica extensa (81 anos sem falhas entre os anos de 1912 e 2015) de vazões.

Drenada por uma área de aproximadamente 7039 km² (Figura 14), a bacia estende seus limites por seis municípios (Quixeramobim, Boa Viagem, Itatira, Monsenhor Tabosa, Madalena e Santa Quitéria), atendendo uma população estimada em 190.220 habitantes (IBGE, 2017). Com clima semiárido, as precipitações totais anuais médias são da ordem de 653,4 mm (FUNCEME, 2014).

Figura 14- Área de estudo



Fonte: Elaborada pelo autor

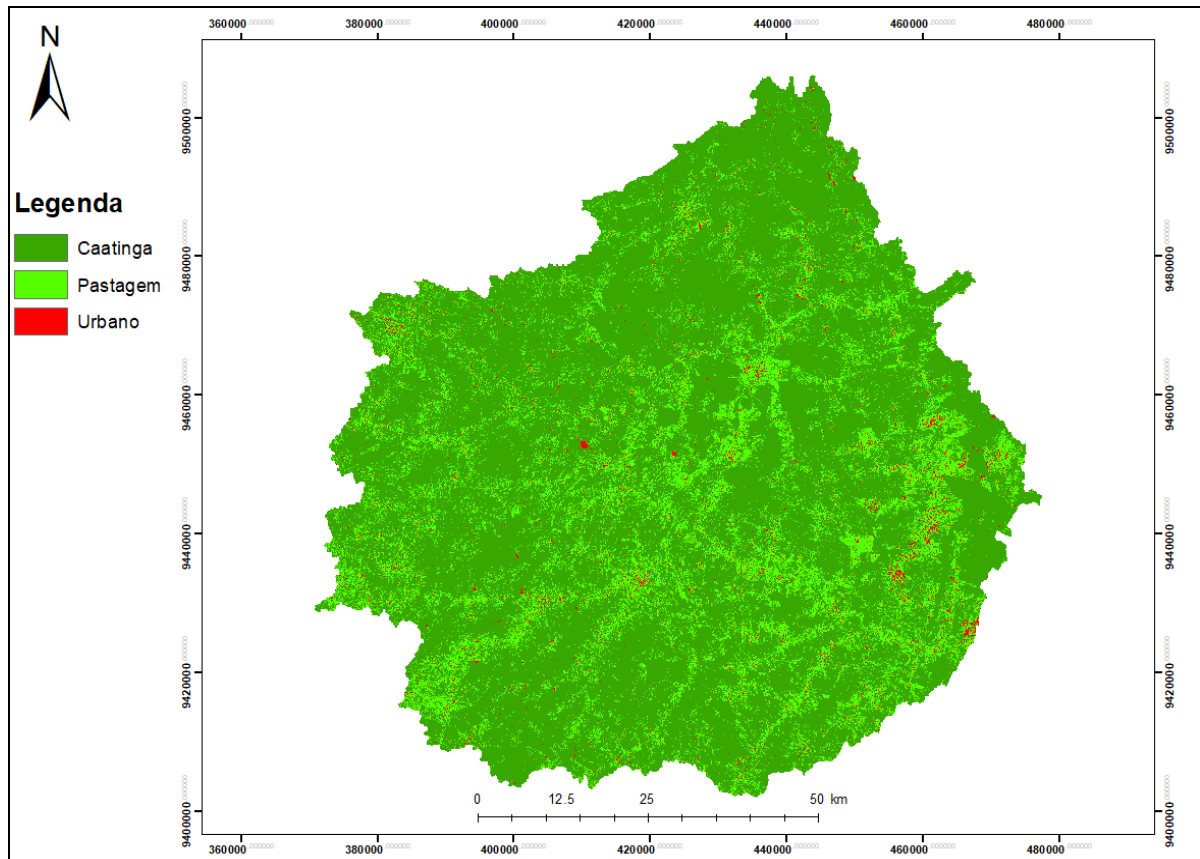
4.1.1. Uso e ocupação do solo

A classificação do uso e ocupação do solo da bacia foi realizada a partir da técnica de classificação não-supervisionada, utilizando imagens com resolução espacial de 10 metros geradas pelo satélite Sentinel 2. Essas imagens vêm sendo fornecidas gratuitamente pela European Space Agency (ESA, <http://sentinel-pds.s3-website.eu-central-1.amazonaws.com/>) com resolução temporal de 10 dias desde junho do ano 2015. Após analisar as imagens disponíveis, verificou-se que as que apresentavam melhores condições de uso foram registradas em 02/08/2016 por possuir menor percentual de cobertura de nuvens.

O processamento de classificação também foi auxiliado com a base de mapas relacionadas ao uso do solo, disponibilizados pelo Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE, 2007) e com ferramentas como o Google Earth e o Street View (acesso em 05/03/2018) para validação das feições relacionadas a cobertura natural, áreas urbanas e pastagem. Assim, estima-se que 80,00 % da área da bacia é ocupada por vegetação nativa (caatinga arbustiva aberta), 18,60% de pastagem e vegetação rasteira, 1,40% de área

urbana e solo exposto (Figura 15).

Figura 15-Uso e ocupação do solo



Fonte: Elaborada pelo autor

4.1.2 Tipos de solos

Seguindo a classificação de solos da EMBRAPA (2011), a bacia é composta por seis tipos de solos (Figura 16):

Argissolo Vermelho-Amarelo- Apresentam profundidades variáveis entre pouco profundo (50–100 cm) e profundo (100–200 cm). Hidrologicamente suas características de drenagem também são variáveis, ou seja, classificam-se entre solos bem drenados e moderadamente drenados (IBGE, 2007), onde a água infiltra ou escorre com facilidade, porém não rapidamente;

Luvissolo Crômico- Predominante na bacia, caracterizam-se por serem pouco profundos. O horizonte A+E é arenoso, com alta permeabilidade, porém suas limitações são devidas a baixa

permeabilidade do horizonte B (Sartori *et al.*, 2005) o que facilita os processos erosivos sendo os solos com altos índices de erodibilidade e escoamento superficial;

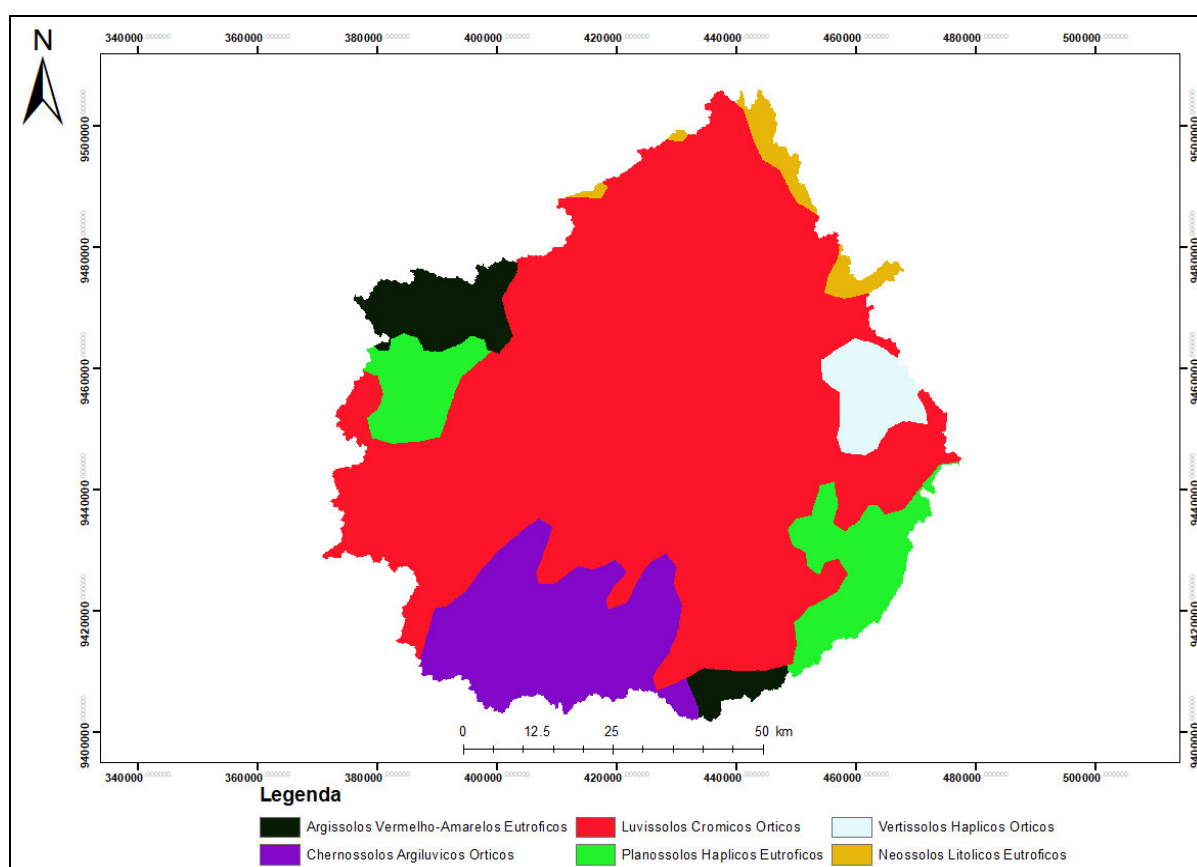
Planossolo- Compreendem solos minerais pouco profundos a profundos, imperfeitamente ou mal drenados com permeabilidade lenta ou muito lenta (IBGE, 2007; Sartori *et al.*, 2005), constituindo por vezes um horizonte que é responsável pela detenção do lençol d'água sobreposto (suspenso), de existência periódica e presença variável durante o ano.

Vertissolos- São solos minerais não hidromórfico ou possuem baixa permeabilidade (IBGE, 2007; Sartori *et al.*, 2005), constituindo alta concentração de argilas expansivas.

Neossolos Litólicos- São solos rasos, com espessura inferior a 50 cm. O contato lítico próximo à superfície proporciona a estes solos um grande potencial para o escoamento superficial (IBGE, 2007; SARTORI *et al.*, 2005).

Chernossolo Argilúvico- São normalmente pouco profundos, com baixa taxa de infiltração (IBGE, 2007; SARTORI *et al.*, 2005).

Figura 16-Tipos de solos



Fonte: Elaborada pelo autor

4.2 Levantamento de usuários da água

Ao consultar informações da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH, 2015) sobre outorgas de uso concedidas e vigentes quanto ao uso da água para fins de diluição de efluentes nos limites da bacia, foi identificado apenas um registro de concessão destinado à Prefeitura Municipal de Quixeramobim, com vazão de lançamento de 67 l/s e vigência de 04/04/2016 a 04/04/2019.

Através do Atlas Esgotos (ANA, 2017) foi possível coletar informações mais detalhadas quanto ao tipo de tratamento adotado em cada município e vazão média do efluente lançado ao corpo receptor referentes ao ano de 2013.

4.3 Estimativa da carga de fósforo na bacia hidrográfica

Estimar a carga de nutrientes geradas pelas atividades antrópicas é fundamental para a modelagem da dispersão do fósforo em rios, lagos e reservatórios. Portanto, buscou-se dados característicos de fontes pontuais e difusas na literatura, levando em consideração o perfil da bacia hidrográfica estudada.

4.3.1 Esgotos domésticos

Segundo Mota e Von Sperling (2009), a concentração de fósforo no esgoto doméstico varia de localidade para localidade, porém os valores se enquadram nas faixas apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1-Contribuições per capita e concentrações de fósforo em esgoto doméstico bruto

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.dia)	Concentração (mg/L)
Fósforo	0,7 – 2,0	4 - 12
Fósforo orgânico	0,2 – 0,8	1 - 5
Fósforo inorgânico	0,5 – 1,2	3 - 7

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

De modo geral, o esgoto doméstico produzido em áreas urbanas é tratado por soluções individuais por meio de fossas (Tabela 2), coletado e tratado em estações de tratamento de esgotos (ETEs) como, por exemplo, sistemas de lagoas de estabilização (Tabela

3) ou é lançado à céu aberto ou diretamente no corpo hídrico sem qualquer forma de tratamento devido à ausência ou deficiência de infraestrutura básica de saneamento.

Tabela 2- Eficiência na remoção do Fósforo por meio de soluções individuais

Solução adotada	Eficiência na remoção do P (%)
Fossa seca	3
Fossa séptica	5

Fonte: Nogueira (2003)

Tabela 3- Características dos principais sistemas de lagoas sem aeração

Concentrações típicas de P total no efluente (mg/L)	Lag. facultativa	Lag. anaeróbia + Lag. facultativa	Lag. anaeróbia + Lag. facult. + Lag. De maturação	Reator UASB + Lag. de polimento
	> 4	> 4	< 4	< 4
Eficiência (%)	20 - 50	20 - 50	25 - 60	25 - 60

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002)

4.3.2 Atividades relacionadas à pecuária

Conforme já visto na classificação do uso e ocupação do solo, a bacia possui 80 % de sua cobertura natural preservada, porém, 18,60 % são destinadas para a pastagem, onde são estabelecidas as atividades relacionadas a pecuária, sendo assim, um dos principais pilares para o desenvolvimento econômico em bacias agrícolas.

Para estimar a quantidade de nutrientes oriundas da produção animal, fez-se distinção entre os tipos de rebanhos predominantes na região, ou seja, bovinos e equinos, ovinos e caprinos, suínos, bem como os galináceos (Tabela 4).

Tabela 4- Quantidade de dejetos (Fezes + urina) produzidos por tipo de rebanho

Rebanho	Produção de dejetos (kg/cabeça/dia)	Fração de P (kg/kg de dejetos)	
		Orgânico	Mineral
Bovino e equino	21,16	0,007	0,004
Suíno	5,25	0,005	0,011
Ovino e Caprino	1	0,005	0,003
Galináceos	0,3	0,016	0,003

Fonte: ASAE (1998); Barker & Walls (2001) e Arnold *et al.*, (2012)

4.3.3 Uso urbano

O uso urbano representa apenas 1,46 % da área total da bacia, porém, possui contribuição significativa na entrada de nutriente. A tabela 5 apresenta os resultados dos estudos de Manning *et al.* (1977) e adaptações de Arnold *et al.* (2012), quanto aos resíduos gerados em ambiente urbano.

Tabela 5- Concentração de P Total em partículas sólidas de ambientes urbanos

Uso urbano	Acumulação média de poeira/sujeira (kg/km de calçada/dia)	P Total (mg/ kg de sedimento)
Residencial: Baixa densidade	17	196
Residencial: Média densidade	32	223
Residencial: Alta densidade	32	223
Comercial	47	240
Industrial	90	104

Fonte: Adaptado de Manning *et al.*, (1977) e Arnold *et al.*, (2012)

4.4 Configuração dos cenários para a modelagem hidrológica e da qualidade da água

Em todos os cenários avaliados foram mantidas a condição atual do IAH, tendo em vista que não houveram simulações com diferentes combinações da cobertura vegetal.

4.4.1 Estimativa da condição de referência

Este primeiro cenário foi elaborado para simular o comportamento hidrológico natural da bacia hidrográfica, ou seja, sem qualquer tipo de intervenção antrópica. Tal procedimento é fundamental para estimar as 36 métricas que compõe o IAH para o estado denominado como pré-impacto. Nesta etapa, o IZRA e o IATEA também assumem automaticamente a condição natural, tendo em vista que não há alteração do uso e ocupação do solo, bem como fontes de poluição.

4.4.2 Situação atual da bacia

A condição atual da bacia hidrográfica será representada com o uso e ocupação do

solo e fontes de poluição referentes ao ano de 2013.

4.4.2.1 Situação do esgotamento sanitário nos municípios com sedes na área da bacia

Os quadros 7, 8, 9 e 10 mostram a situação do esgotamento sanitário em cada município com sede na área da bacia. Para quantificar a carga do P Total (kg/dia) gerada, adotou-se o ponto médio dos valores de referência apresentados na Tabela 1. Da mesma forma, assumiu-se que a concentração de P Total para o esgoto doméstico bruto é da ordem de 8 mg/L.

Os municípios de Quixeramobim e Boa Viagem adotaram o reator UASB como sistema de tratamento, porém, para efeitos de simulação, foram adicionadas as lagoas de polimento para proporcionar uma eficiência na remoção de fósforo já conhecida. Neste caso, foi utilizado o valor de 42,50 %, ponto médio dos valores apresentados na Tabela 3.

A contribuição média estimada de esgotos gerados por habitante/dia entre os municípios é da ordem de 75 litros.

Quadro 7- Sistema de esgotamento sanitário do município de Quixeramobim (2013)

Município	QUIXERAMOBIM			
População urbana atendida (2013)				
45.646				
Esgoto lançado no rio Quixeramobim				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/s)	Remoção de P (%)	P Total (kg/dia)
Sem tratamento	36.242,92	30,10	-	48,93
Com tratamento-ETE	4.564,60	3,80	42,50	3,54
Total	40.807,52	33,90	-	52,47
Sistema de tratamento adotado: UASB + Lagoas de polimento				
Soluções individuais				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/hab/dia)		
Sem tratamento	-	-		
Fossa séptica	4.838,48	75		
Total	4.838,48	75		

Fonte: Elaborado pelo autor

Quadro 8- Sistema de esgotamento sanitário do município de Boa Viagem (2013)

Município	BOA VIAGEM			
População urbana atendida (2013)				
27.167				
Esgoto lançado no rio Boa Viagem				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/s)	Remoção de P (%)	P Total (kg/dia)
Sem tratamento	-	-	-	-
Com tratamento-ETE	271,67	0,30	42,50	0,21
Total	271,67	0,30	-	0,21
Sistema de tratamento adotado: UASB + Lagoas de polimento				
Soluções individuais				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/hab/dia)		
Sem tratamento	-	-		
Fossa séptica	26.895,33	75		
Total	26.895,33	75		

Fonte: Elaborado pelo autor

Quadro 9- Sistema de esgotamento sanitário do município de Monsenhor Tabosa (2013)

Município	MONSENHOR TABOSA			
População urbana atendida (2013)				
9.518				
Esgoto lançado no riacho da Serra				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/s)	Remoção de P (%)	P Total (kg/dia)
Sem tratamento	9.156,32	7,50	-	12,36
Com tratamento-ETE	-	-	-	-
Total	9.156,32	7,50	-	12,36
Sistema de tratamento adotado:				
Soluções individuais				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/hab/dia)		
Sem tratamento	-	-		
Fossa séptica	352,17	75		
Total	352,17	75		

Fonte: Elaborado pelo autor

Quadro 10- Sistema de esgotamento sanitário do município de Madalena (2013)

Município	MADALENA			
População urbana atendida (2013)				
9.373				
Esgoto lançado no rio				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/s)	Remoção de P (%)	P Total (kg/dia)
Sem tratamento	8.135,76	6,6	-	10,98
Com tratamento-ETE	-	-	-	-
Total	8.135,76	6,6	-	10,98
Sistema de tratamento adotado:				
Soluções individuais				
Característica do efluente	População atendida	Q (l/hab/dia)		
Sem tratamento	-	-		
Fossa séptica	1.237,24	75		
Total	1.237,24	75		

Fonte: Elaborado pelo autor

4.4.2.2 Atividades relacionadas à pecuária

Conforme já mencionado no texto, as atividades relacionadas a pecuária foram concentradas nas áreas de pastagens de cada município, representando assim, a carga de nutrientes geradas na zona rural (Tabelas 6, 7, 8 e 9). O número de cabeças de cada rebanho por município foi coletado via IBGE (2013).

Tabela 6- Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Quixeramobim

Rebanho	Nº de cabeças	Produção de dejetos (kg/cabeça/dia)	Produção total de dejetos (kg/dia)	Produção de dejetos/Área de pastagem (kg/ha/dia)
Bovino e equino	84.029	21,16	1.778.053,64	36,07
Suíno	5.548	5,25	29.127	0,59
Ovino e Caprino	53.559	1	53.559	1,09
Galináceos	97.980	0,3	29.394	0,60

Fonte: Elaborada pelo autor

Tabela 7- Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Boa Viagem

Rebanho	Nº de cabeças	Produção de dejetos (kg/cabeça/dia)	Produção total de dejetos (kg/dia)	Produção de dejetos/Área de pastagem (kg/ha/dia)
Bovino e equino	40.509	21,16	857.170,44	17,58
Suíno	16.770	5,25	88.042,5	1,81
Ovino e Caprino	58.924	1	58.924	1,21
Galináceos	142.871	0,3	42.861,3	0,88

Fonte: Elaborada pelo autor

Tabela 8- Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Monsenhor Tabosa

Rebanho	Nº de cabeças	Produção de dejetos (kg/cabeça/dia)	Produção total de dejetos (kg/dia)	Produção de dejetos/Área de pastagem (kg/ha/dia)
Bovino e equino	13.477	21,16	285.173,32	17,50
Suíno	5.160	5,25	27.090	1,66
Ovino e Caprino	14.219	1	14.219	0,87
Galináceos	29.800	0,3	8.940	0,55

Fonte: Elaborada pelo autor

Tabela 9- Carga de dejetos geradas na zona rural do município de Madalena

Rebanho	Nº de cabeças	Produção de dejetos (kg/cabeça/dia)	Produção total de dejetos (kg/dia)	Produção de dejetos/Área de pastagem (kg/ha/dia)
Bovino e equino	16.490	21,16	348.928,4	23,11
Suíno	6.906	5,25	36.256,5	2,40
Ovino e Caprino	18.807	1	18.807	1,25
Galináceos	71.467	0,3	21.440,1	1,42

Fonte: Elaborada pelo autor

4.4.3 Cenário I

Este cenário reproduz a mesma configuração da condição atual da bacia em termos de uso do solo, bem como da carga de nutriente derivada das atividades relacionadas a pecuária, com exceção dos sistemas de esgotamento sanitário dos municípios. Neste cenário, todos os municípios foram contemplados com o conjunto de lagoas anaeróbia + facultativa +

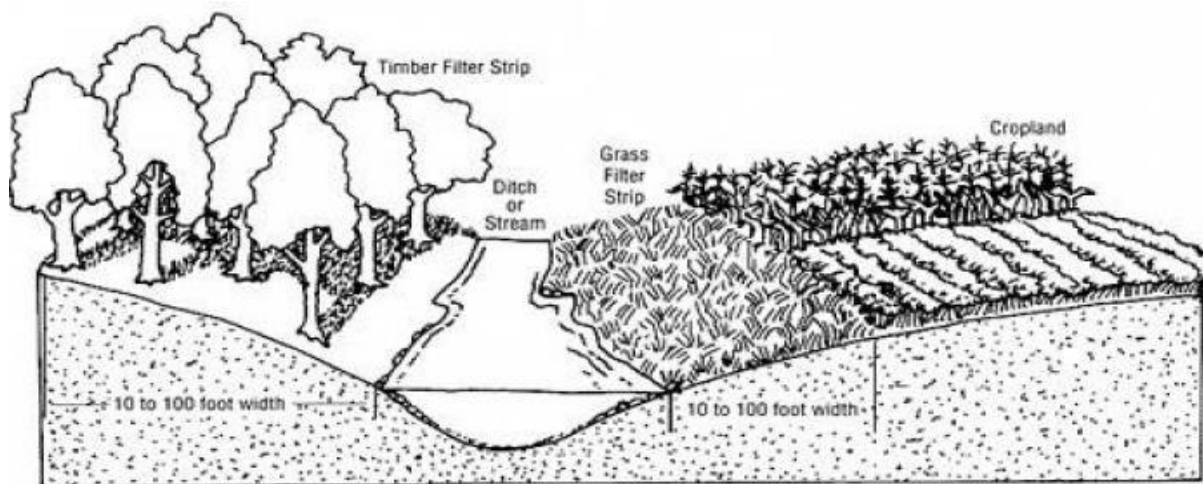
maturação, representando as metas estabelecidas pelo Atlas Esgotos da ANA para o ano de 2035. Como a finalidade da ação citada é a despoluição de bacias hidrográficas, melhorando as condições da qualidade da água, foi adotada a eficiência máxima do sistema de tratamento quanto a remoção do fósforo, ou seja, 60 %, conforme exposto na tabela 1.

4.4.4 Cenário II

No cenário II será simulada a renaturalização da zona ripária, seguindo as recomendações do Código Florestal. O objetivo é representar uma ação direcionada à gestão sustentável dos recursos hídricos com a finalidade de reduzir o aporte de nutrientes que chega ao leito do rio e ao mesmo tempo reestabelecer a estrutura de habitats ribeirinhos. Neste caso o IZRA é classificado como natural.

No SWAT é possível realizar tal representação por meio da função “Filter Strip” (Figura 17), onde o usuário determina a largura das faixas marginais e a fração de escoamento sobre a estrutura (Relação com o CN da cobertura vegetal).

Figura 17-Representação do Filter Strip



Fonte: USDA-NRCS, 2018

A Tabela 10 apresenta as características dos canais principais de cada sub-bacia utilizada na etapa da modelagem hidrológica com as respectivas faixas marginais.

Tabela 10-Limites de APP para cursos d'água (Código Florestal)

Sub-bacia	Comprimento (km)	Largura (m)	Faixas marginais (m)- APP
1	9,27	18,47	50
2	27,38	38,11	50
3	27,43	90,61	100
4	26,9	35,09	50
5	41,51	76,18	100
6	28,55	124	100
7	41,17	206,4	200
8	22,77	101,61	100
9	7,48	13,3	50
10	21,53	66	100
11	21,72	40,1	50
12	38,75	260,18	200
13	2,28	260,83	200

Fonte: Elaborada pelo autor

4.4.5 Cenário III

O cenário III trata-se da fusão dos dois cenários anteriores, ou seja, eficiência de 60% na remoção dos efluentes lançados pelas ETEs dos municípios somados a renaturalização da zona ripária.

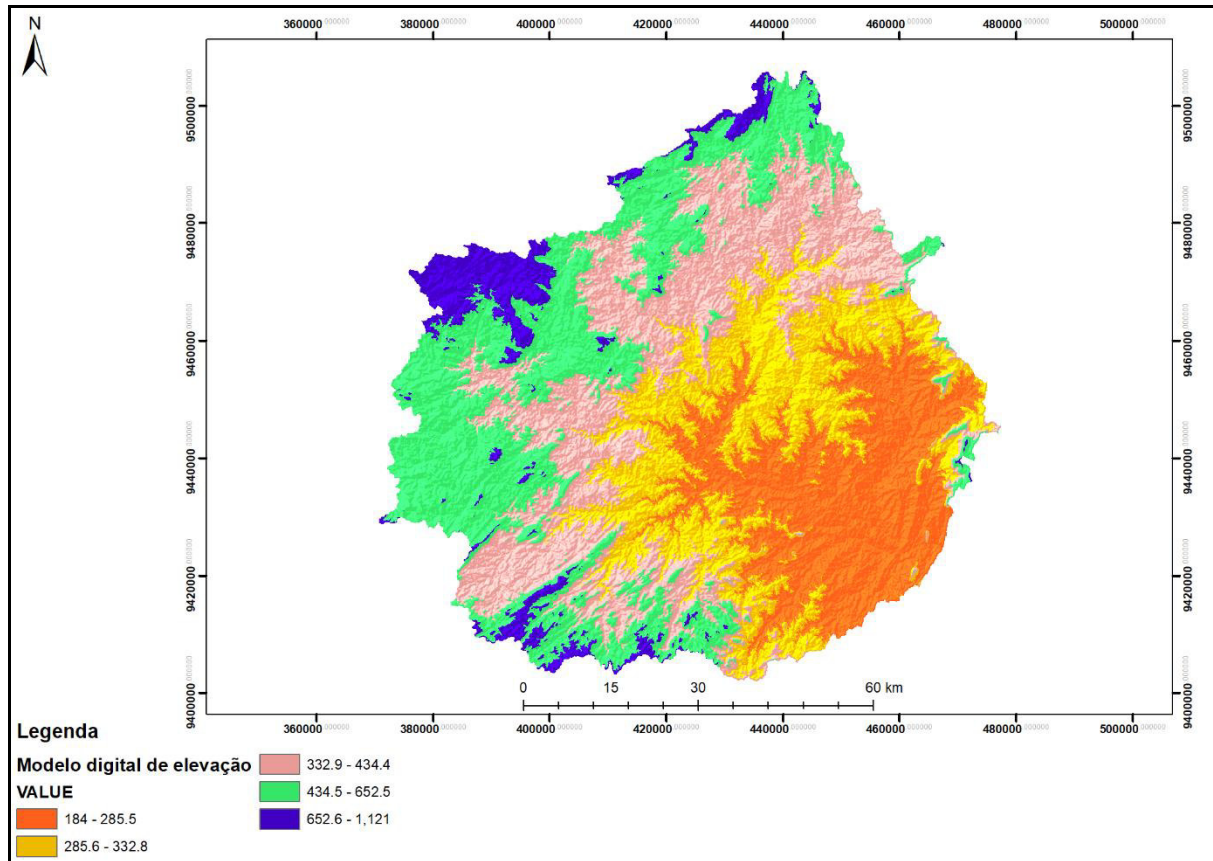
4.5 Modelagem hidrológica e da qualidade da água

A delimitação da bacia hidrográfica, das sub-bacias definidas a partir dos pontos de controle (Q1, Q2 e Q3), a geração de séries de vazões para a condição de referência e antropizada (Cenários I, II e III), bem como a estimativa da carga de nutrientes presentes nos pontos de interesse do rio foram realizadas com auxílio do modelo hidrológico SWAT, do qual foram requeridos os seguintes dados de entrada:

1-Modelo digital de elevação (MDE)- O MDE (Figura 18) foi adquirido por meio do website do Consortium for Spatial Information (CGIAR, Jarvis *et al.* 2008, disponível em: <http://srtm.csi.cgiar.org>), onde são disponibilizados dados numéricos de relevo e topografia

com resolução espacial de 90 metros, obtidas durante a missão da NASA conhecida como SRTM (Shuttle Radar Topography Mission).

Figura 18-Modelo digital de elevação



Fonte: Elaborada pelo autor

2-Uso e ocupação do solo- A caatinga é uma vegetação típica do semiárido brasileiro, portanto, utilizou-se o tipo de vegetação disponível no banco de dados do modelo que mais se aproxima da caatinga em aspectos paisagísticos e morfológicos, que é a do “Range-Brush” (Figura 19), vegetação adotada em diversos trabalhos (Andrade *et al.*, 2017; Araújo Neto, 2017) de modelagem hidrológica com o uso do SWAT nesta região.

Figura 19- Range-Brush



Fonte: Griffith *et al.*, 2004

Figura 20- Caatinga arbustiva aberta



Fonte: Google Earth 2018

3-Tipos de solos- Como observado no item 4.1.2, a bacia é composta por Argissolo Vermelho-Amarelo, Luvisolo Crômico, Planossolo, Vertissolos, Neossolos Litólicos e Chernossolos Argilúvicos. As propriedades físico-químicas de cada solo foram adquiridas com base nas fontes apresentadas no Quadro 11.

Quadro 11- Propriedades físico-químicas do solo

Propriedades físico-químicas do solo	Fonte
Capacidade de armazenamento	FAO <i>et al.</i> ,2008
Areia (%)	FAO <i>et al.</i> ,2008
Silte (%)	FAO <i>et al.</i> ,2008
Argila (%)	FAO <i>et al.</i> ,2008
Carbono Orgânico	FAO <i>et al.</i> ,2008
Densidade de massa úmida	FAO <i>et al.</i> ,2008
Albedo	ORNL DAAC, 2011
Condutividade Hidráulica	Fetter, 1988
Erodibilidade do solo	Williams, 1995
Condutividade elétrica	FAO <i>et al.</i> ,2008

Fonte: Elaborado pelo autor

4-Dados climáticos- Foram adquiridos dados de estações climáticas próximas à bacia (Figura 21) através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), onde são disponibilizadas séries

temporais de temperaturas mínimas e máximas, velocidade do vento, umidade relativa do ar, precipitação e insolação. As estações selecionadas foram as de Crateús (código-82583) e Quixeramobim (código-82586), com séries entre 1981 e 2010.

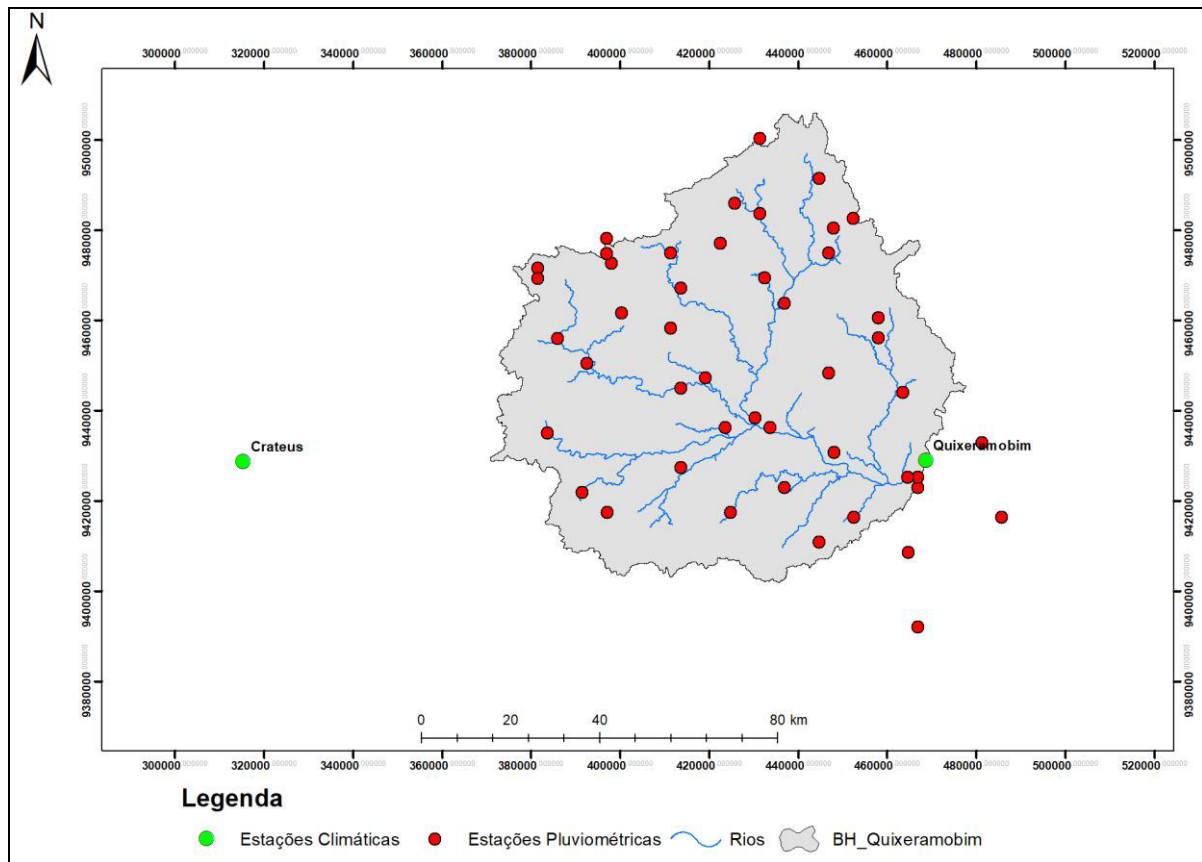
O SWAT é um modelo que trabalha com sub-bacias, portanto, requer estatísticas (Quadro 12) para gerar dados climáticos diários representativos para cada uma delas. Para calcular as estatísticas requeridas, foi usado o WGNmaker 4.1 (Disponível em: <https://swat.tamu.edu/>) pois trata-se de uma macro em Excel, programada para calcular estatísticas de variáveis climáticas necessárias para a criação de arquivos de estações climáticas para o SWAT. Quando não há dados de uma determinada variável climática na área de estudo, o gerador climático do SWAT utiliza esses arquivos para simula-los. Ao final desta etapa, cada sub-bacia assume os valores das estatísticas calculadas da estação climática mais próxima.

Quadro 12- Estatísticas Calculadas através do WGNmaker 4.1

RAIN_YRS	Números de anos utilizados para calcular a precipitação máxima de 30 minutos
TMPMX	Média das temperaturas máximas do ar para cada mês (°C)
TMPMN	Média das temperaturas mínimas do ar para cada mês (°C)
TMPSTDMX	Desvio padrão das temperaturas máximas do ar para cada mês (°C)
TMPSTDMN	Desvio padrão das temperaturas mínimas do ar para cada mês (°C)
PCPMM	Média da precipitação para cada mês (mm)
PCPSTD	Desvio padrão da precipitação para cada mês (mm/dia)
PCPSKW	Coefficiente de assimetria para a precipitação diária no mês
PR_W(1)	Probabilidade de dia úmido (com chuva) seguido de um dia seco no mês
PR_W(2)	Probabilidade de dia úmido seguido de outro dia úmido no mês
PCPD	Número médio de dias com chuva no mês
RAINHHMX	Precipitação máxima de 30 minutos (mm)
SOLARAV	Radiação solar média diária no mês (MJ/m ² /dia)
DEWPT	Ponto de orvalho médio diário no mês (°C)
WNDVAV	Média diária de velocidade do vento para cada mês (m/s)

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 21-Estações climáticas e pluviométricas

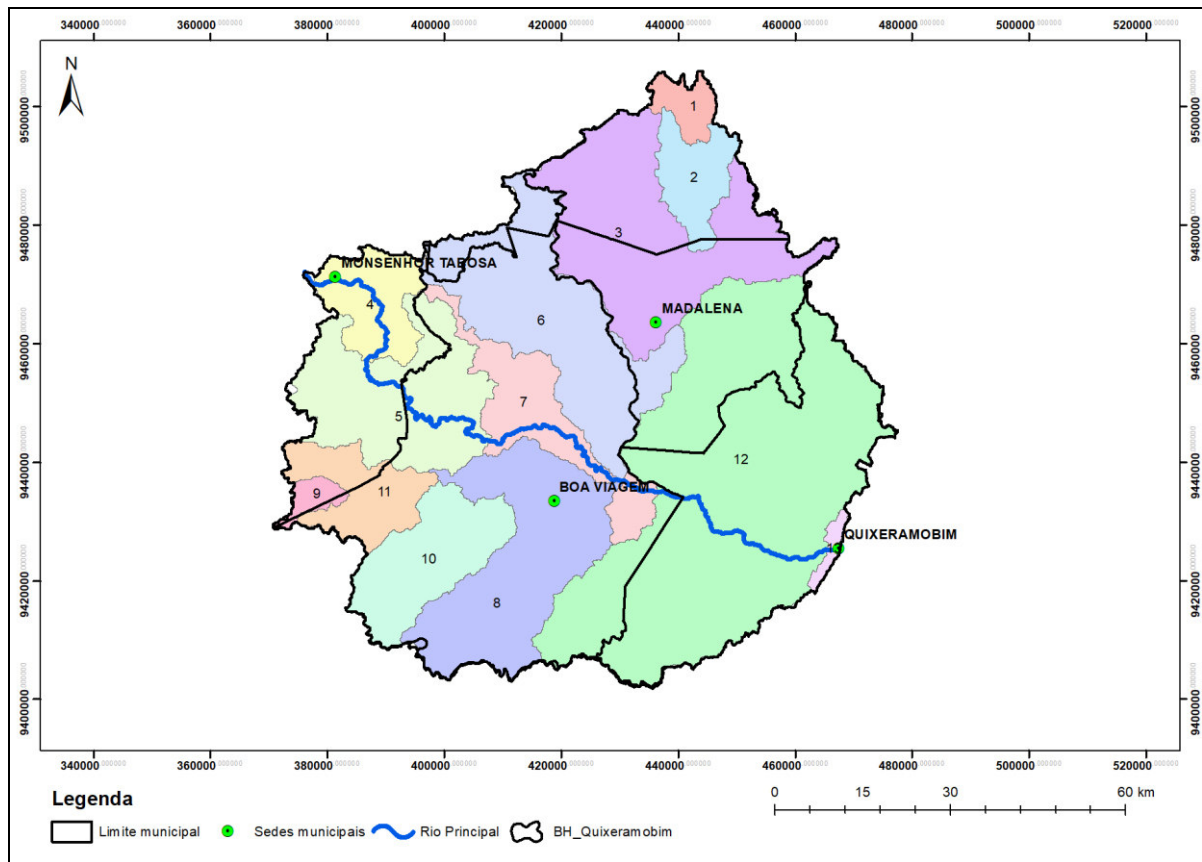


Fonte: Elaborada pelo autor

5- Estações Pluviométricas- Quanto às estações pluviométricas, foram usados 49 pontos de medições (Figura 21) operados pela ANA e pela FUNCEME.

6- Dados de qualidade- Os dados de entrada referentes a qualidade da água seguem as configurações definidas no item 4.4. Conforme visto neste item, cada município possui características próprias quanto a produção de nutrientes na área da bacia, portanto, as sub-bacias inseridas em cada um deles englobam tais características (Figura 22). Por exemplo, as sub-bacias 12 e 13, receberão a mesma carga de nutrientes (Atividades da pecuária) por hectare de pastagem referentes ao município de Quixeramobim, e assim segue o mesmo critério para as demais, ou seja, sub-bacias 4, 5 e 9 (Monsenhor Tabosa); sub-bacias 6, 7, 8, 10 e 11 (Boa Viagem). No caso do município de Madalena, considerou-se as sub-bacias 1,2 e 3, tendo em vista que o município de Itatira não foi inserido na pesquisa por não possuir sede municipal completamente dentro da área da bacia hidrográfica.

Figura 22- Distribuição das cargas de nutrientes por sub-bacias



Fonte: Elaborada pelo autor

Quanto aos dados relativos ao esgotamento sanitário em áreas urbanas, foram inseridos nas sub-bacias que possuem sedes municipais em seus limites, como por exemplo: Quixeramobim (Sub-bacia 13), Boa Viagem (Sub-bacia 8), Monsenhor Tabosa (Sub-bacia 4) e Madalena (Sub-bacia 3).

7- Operação do reservatório de Quixeramobim- Segundo a COGERH (2015), o reservatório de Quixeramobim possui bacia hidráulica com área de 46 km² e capacidade de armazenamento de 7,88 hm³. Para simular a operação deste reservatório, assumiu-se como vazões de saída as vazões da estação fluviométrica de Quixeramobim (Código- 36520000, operada pela ANA), situada a uma distância aproximada de 2,3 km à jusante do reservatório. Assumiu-se também que o enchimento desta estrutura teve início no primeiro ano de simulação hidrológica (1996).

4.5.1 Ajustes dos parâmetros do modelo

Os parâmetros hidrológicos e da qualidade da água foram ajustados seguindo recomendações fornecidas na literatura, bem como adotando valores de parâmetros já calibrados em trabalhos de modelagem hidrológica realizados no semiárido brasileiro.

A Tabela 11 mostra os parâmetros hidrológicos ajustados com base nos valores adotados por Bressiani, *et al.* (2015) em uma aplicação do SWAT na bacia do rio Jaguaribe, Estado do Ceará, bem como ajustes realizados pelo autor desta pesquisa.

Tabela 11- Ajuste dos parâmetros hidrológicos

Parâmetros-SWAT	Descrição	Valores	
		Default	Ajustado
*CN2- Caatinga	Curva Número para a condição II de umidade (Grupo hidrológico tipo D)	80	70
*CN2- Pastagem		84	86
*CN2- Urbano		98	93
ESCO	Fator de compensação de evaporação no solo	0,95	0,6
GWQMIN/mm	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno (mm)	1000	750
GW_REVAP	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea	0,02	0,1
RCHRG_DP	Fração de percolação para aquífero profundo	0,05	0,1
REVAPMN/mm	Profundidade da água no aquífero para que ocorra a reevaporação (mm)	750	500
ALPHA_BF	Constante de recessão do escoamento de base	0,048	0,0552

Fonte: Elaborada pelo autor (*Ajustes feitos pelo autor)

No caso dos parâmetros de qualidade da água, foram ajustadas três variáveis por meio dos trabalhos de Berthyer *et al.* (2018) e Toné (2016), aplicados em bacias hidrográficas do semiárido (Tabela 12). A taxa de sedimentação do P em reservatórios, também denominada de K_s , foi ajustada por Toné e Lima Neto (2014) para uso em reservatórios situados no semiárido brasileiro. A conversão do K_s para o PSETLR (SWAT) pode ser feita através da seguinte relação: $K_s = \text{PSETLR} / \text{Profundidade média do reservatório}$.

Tabela 12- parâmetros ajustados para estimar concentrações de P em rios e reservatórios

Parâmetros-SWAT	Descrição	Valores	
		Default	Ajustado
RS5	Coeficiente de sedimentação do P orgânico (Rios)	0,05	0,1
BC4	Coeficiente de conversão do P orgânico a P inorgânico (Rios)	0,35	0,01
PSETLR	Taxa de sedimentação do P em reservatórios (m/ano)	10	17,20

Fonte: Elaborada pelo autor

4.5.2 Período da simulação

Para realizar a simulação hidrológica foram utilizadas séries de dados de 1993 a 2013, dos quais os três anos iniciais (1993-1995) foram destinados para o “aquecimento” do modelo, ou seja, fase em que o SWAT estima as condições iniciais dos parâmetros para a simulação. Com esta configuração, o modelo gera vazões a partir de 1996, portanto, foram utilizados os anos de 1996 a 2013 para simular os cenários propostos.

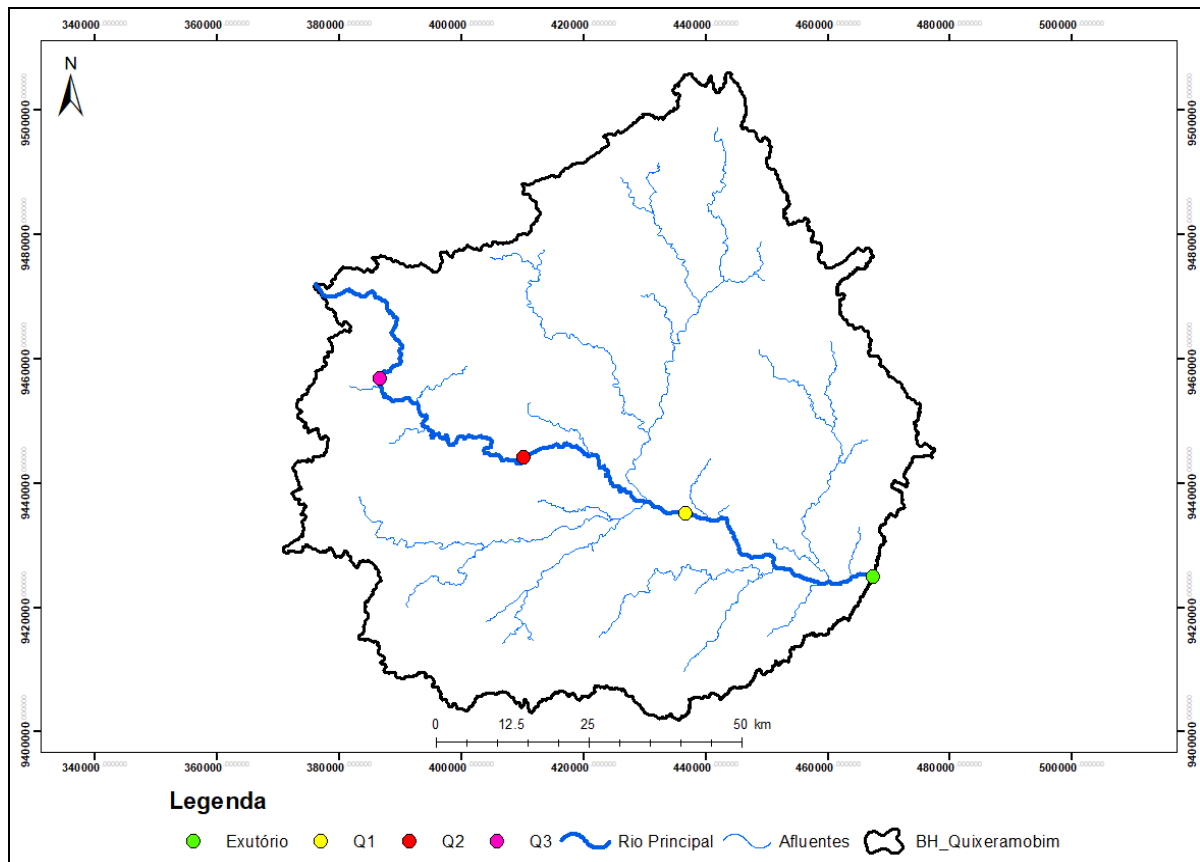
4.6 Resultados e discussão

Os resultados foram apresentados e discutidos a partir dos pontos de monitoramento da bacia, no sentido de montante para jusante. Os cenários I, II e III foram analisados juntamente com o IATEA.

4.6.1 Delimitação da bacia hidrográfica e definição dos pontos de monitoramento

O canal principal do rio Quixeramobim possui aproximadamente 158 km de extensão, medidos de sua nascente até o exutório de referência. Dessa forma, os pontos de controle Q1, Q2 e Q3 foram posicionados as distâncias de 40,25 km, 79,5 km e 118,75 km respectivamente, no sentido exutório-nascente, conforme mostra a Figura 23.

Figura 23- Pontos de monitoramento



Fonte: Elaborada pelo autor

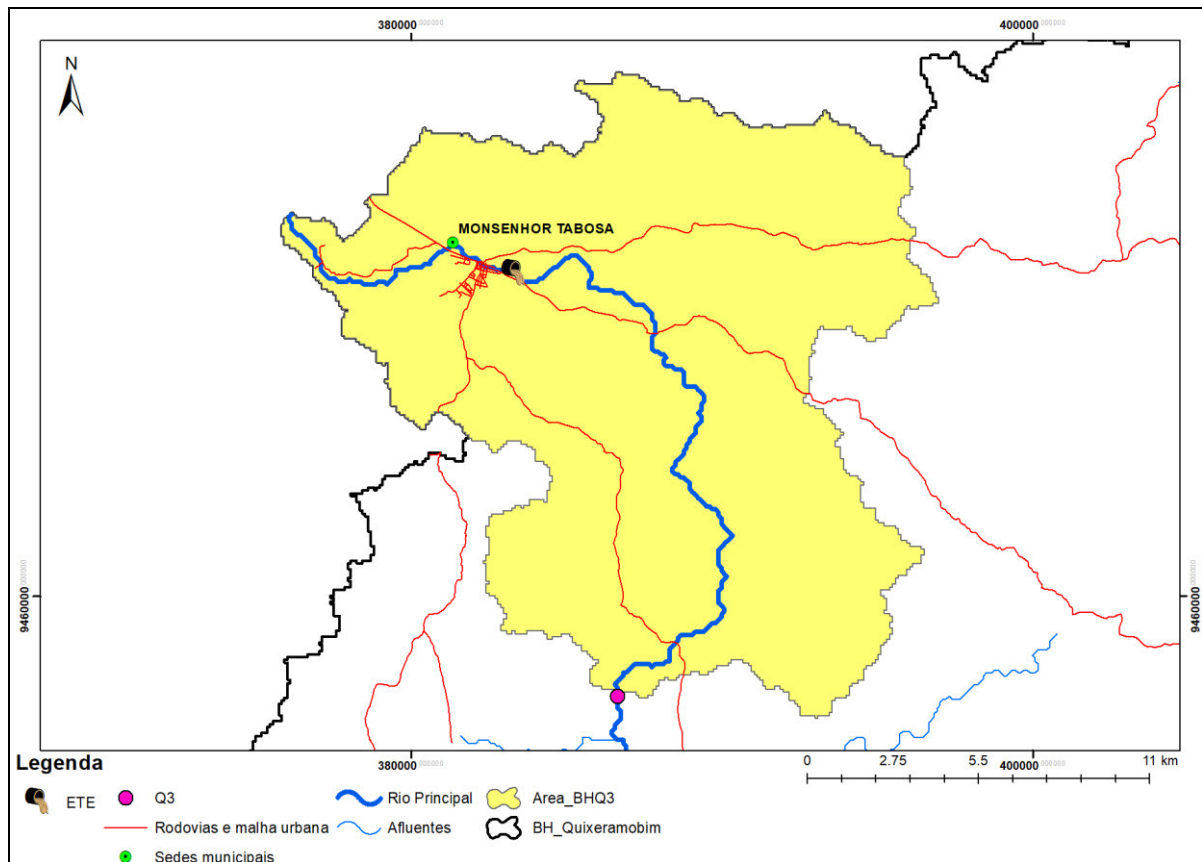
As larguras estimadas da seção transversal do rio no exutório, em Q1, Q2 e Q3 são respectivamente 260,83 m, 206,4 m, 76,18 m e 35,09 m, com média de 140,62 m. Portanto, seguindo as recomendações do Código Florestal, destinou-se um margeamento de 100 m de cada lado do rio e em toda a sua extensão para Área de Preservação Permanente (APP).

4.6.2 Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q3

4.6.2.1 Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q3)

O ponto de controle Q3 constitui uma área de drenagem de 252,48 km² (Figura 24), onde 80,54% de sua área é composta por vegetação nativa, 17,71 % de pastagem e 1,75 % de uso urbano.

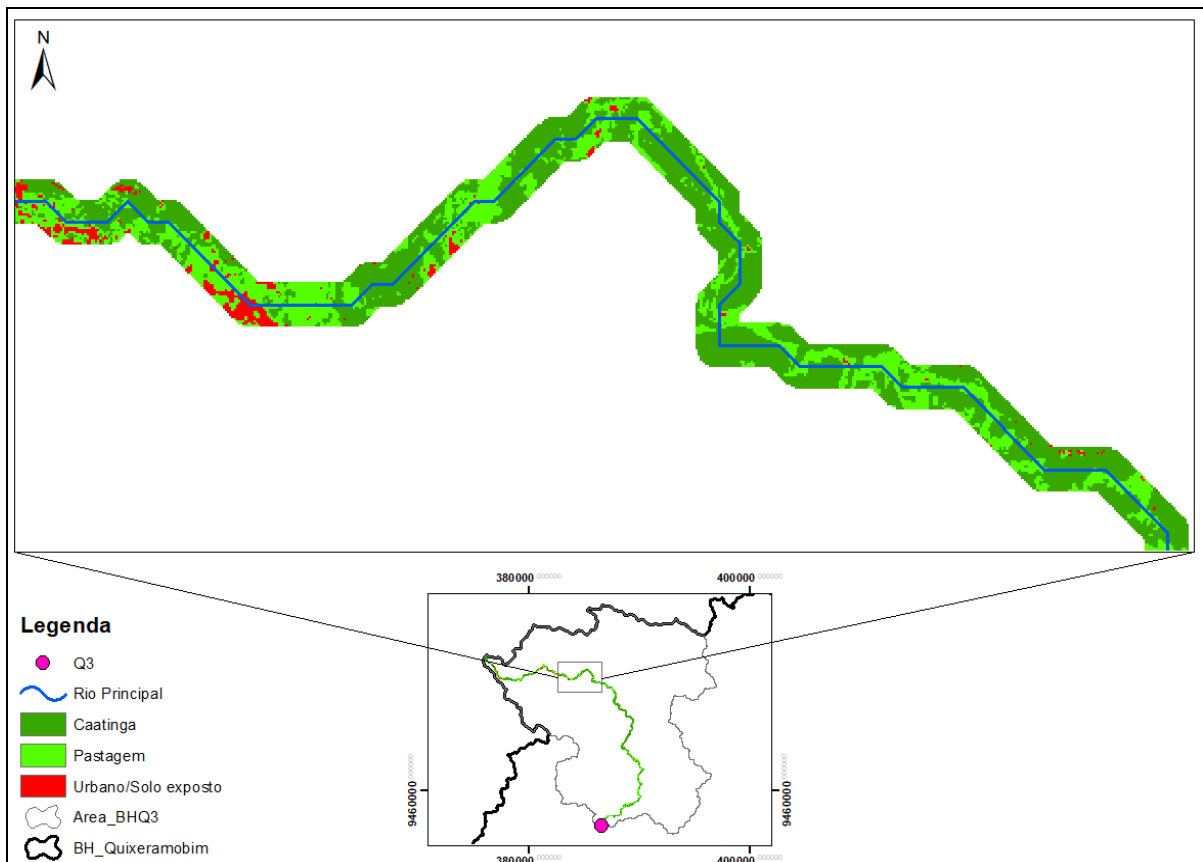
Figura 24- Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q3



Fonte: Elaborada pelo autor

A área destinada para APP é de 6,75 km², porém 37,77 % desta área foi suprimida para dar lugar a pastagem (34,22%) e para o uso urbano (3,55%). Para efeito de ilustração, a Figura 25 apresenta um trecho representativo do rio com os limites da APP e o uso e ocupação do solo que auxiliaram na estimativa do IZRA.

Figura 25- Trecho representativo do rio com o respectivo uso e ocupação do solo na APP



Fonte: Elaborada pelo autor

Com base nesses dados, a Tabela 13 apresenta o valor estimado para o IZRA e o grau de impacto atribuído.

Tabela 13- IZRA no ponto Q3

Ponto de controle	IZRA (%)	Descrição do impacto
Q3	37,77	Impacto moderado

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.2.2 Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q3)

A Figura 26 apresenta as concentrações de fósforo total resultantes do efeito conjunto do uso e ocupação do solo no município de Monsenhor Tabosa. Nesta sub-bacia, o esgoto doméstico é lançado no leito do rio sem tratamento prévio, gerando uma carga diária de fósforo total da ordem de 12,36 kg/dia. Conforme descrito na metodologia, tais

concentrações indicam impactos severos em ecossistemas aquáticos, chegando a níveis hipereutróficos.

Figura 26- IATEA estimado para o ponto Q3

Mês	P Total (mg/L)
Jan	1,865
Fev	4,784
Mar	1,224
Abr	0,941
Mai	1,407
Jun	0,817
Jul	1,750
Ago	3,289
Set	-
Out	-
Nov	1,464
Dez	1,821

Classes do IATEA (%)	Frequência	Descrição do impacto
$0 \leq 0,013$	0,00	Natural
$0,013 < PT \leq 0,035$	0,00	Baixo impacto
$0,035 < PT \leq 0,137$	0,00	Impacto moderado
$0,137 < PT \leq 0,296$	0,00	Alto impacto
$> 0,296$	10,00	Impacto severo

Fonte: Elaborada pelo autor

Análise dos Cenários Propostos

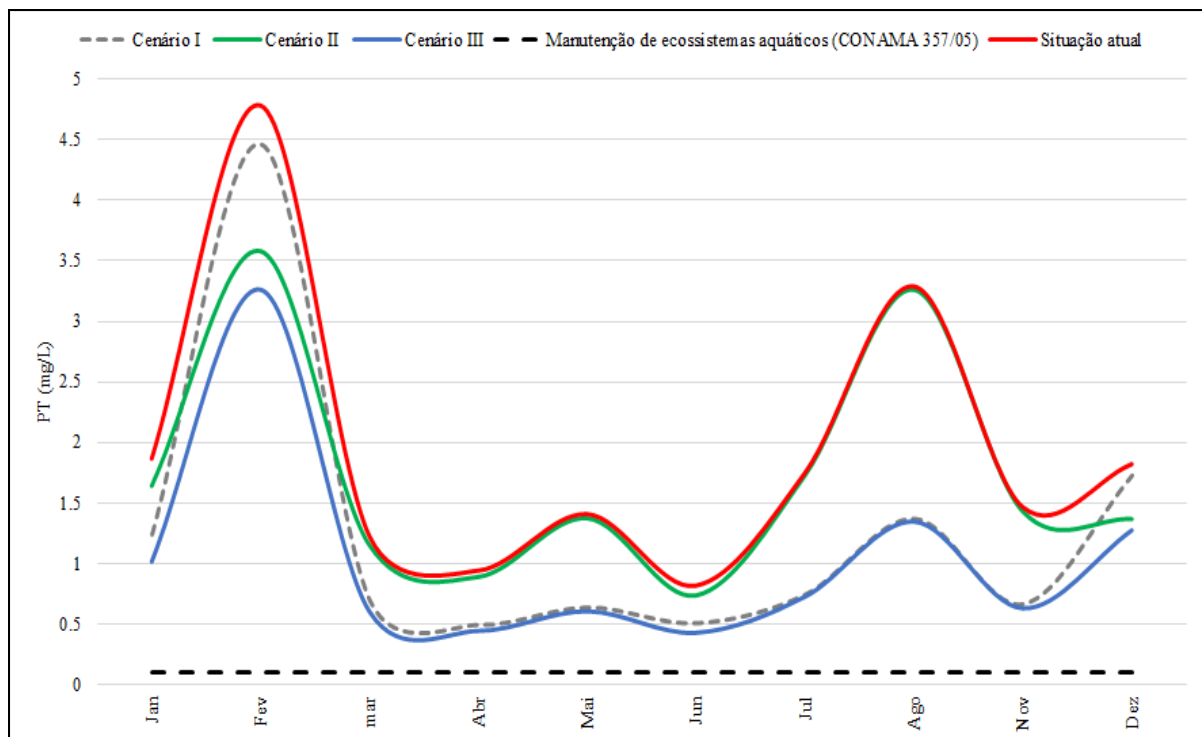
Com a implementação do cenário I, a carga de fósforo lançada ao rio pela ETE passou de 12,36 para 5,9 kg/dia de PT. Com isso, obteve-se remoção média de 35,17% sobre as concentrações de PT medidas no rio. Quanto ao cenário II, houve eficiência de remoção da ordem de 11,39% e a ação conjunta entre os dois primeiros cenários (Cenário III), promoveram uma eficiência de 46,65% na remoção do PT encontrado na seção avaliada. Convém observar que nenhum dos cenários apresentados foram suficientes para melhorar a condição do IATEA, bem como para atender os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 (0,100 mg/L) quanto a manutenção dos ecossistemas aquáticos, permanecendo na classe de impactos severos (Tabela 14 e Figura 27).

Tabela 14- Cenários avaliados no ponto Q3

Mês	Concentrações de PT (mg/L)			
	Atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Jan	1,865	1,239	1,641	1,015
Fev	4,784	4,466	3,581	3,262
Mar	1,224	0,695	1,150	0,602
Abr	0,941	0,494	0,889	0,443
Mai	1,407	0,638	1,373	0,605
Jun	0,817	0,508	0,736	0,427
Jul	1,750	0,746	1,729	0,725
Ago	3,289	1,371	3,261	1,346
Set	-	-	-	-
Out	-	-	-	-
Nov	1,464	0,665	1,428	0,629
Dez	1,821	1,729	1,366	1,275

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 27-Cenários avaliados no ponto Q3 vs CONAMA 357/2005



Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.2.3 Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q3)

As configurações do uso e ocupação do solo não geraram alterações hidrológicas que comprometessem os padrões naturais da bacia. A vazão foi a variável mais afetada com um acréscimo de 45% sobre os totais anuais, porém observa-se que a intermitência do rio foi preservada durante o período de estiagem (julho a dezembro). Houve decréscimo de 13,75 % sobre o volume anual de recarga do aquífero e aumento de 4,81 % sobre a evapotranspiração anual. (Figura 28).

Figura 28- IAH estimado para o ponto Q3

Mês	Vazão (mm)			Recarga do aquífero livre (mm)			Evapotranspiração (mm)		
	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)
Jan	8,97	11,77	31,29	19,37	16,75	-13,53	40,88	41,92	2,54
Fev	2,47	4,68	89,78	18,43	15,03	-18,48	43,39	46,09	6,21
Mar	10,52	14,82	40,88	45,32	37,84	-16,51	64,58	66,43	2,87
Abr	14,88	21,54	44,78	74,07	65,68	-11,33	61,76	63,75	3,22
Mai	6,70	9,93	48,16	36,97	32,75	-11,39	60,64	65,14	7,41
Jun	1,54	2,77	80,47	10,13	8,09	-20,13	45,74	49,64	8,54
Jul	0,00	0,00	0,00	2,36	2,14	-9,31	49,73	50,97	2,49
Ago	0,00	0,00	0,00	1,02	0,84	-17,63	44,85	46,54	3,78
Set	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,87	14,89	7,40
Out	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,24	7,51	20,28
Nov	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,07	6,33	4,33
Dez	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,21	17,65	2,54
Total anual	45,07	65,50	45,35	207,67	179,12	-13,75	454,96	476,85	4,81

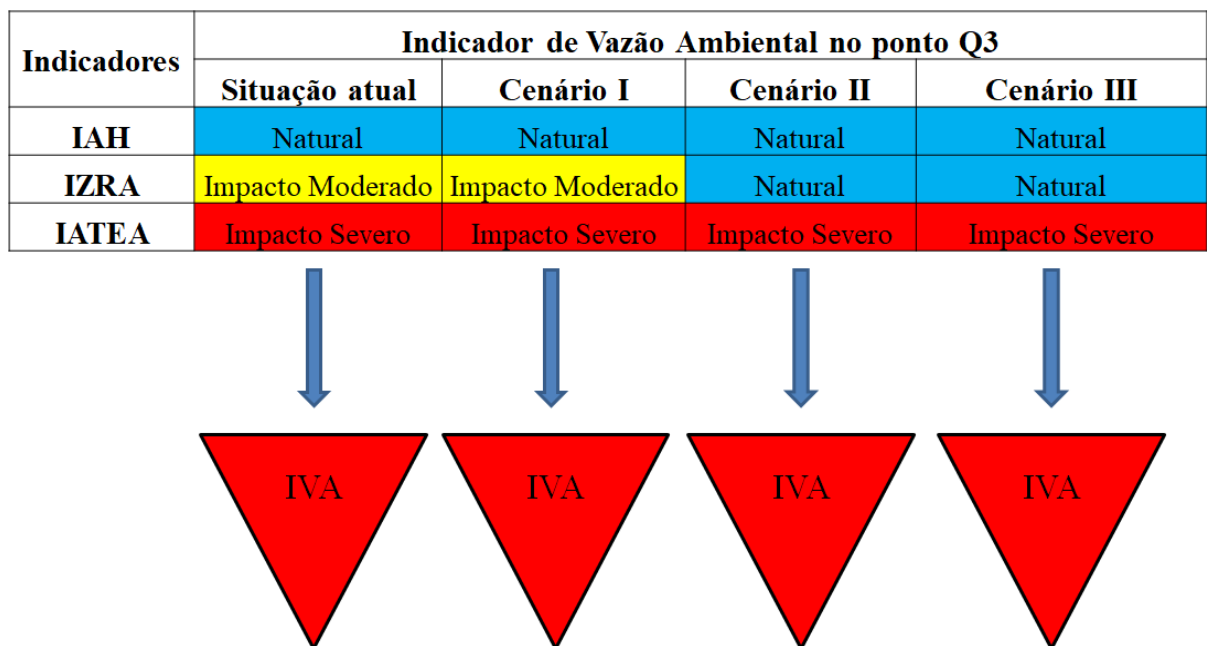
Classes de AH (%)	Frequência			
	Vazão	Recarga	ET	Total
0 - 10	6,00	4,00	11,00	21,00
10 - 25	0,00	8,00	1,00	9,00
25 - 50	4,00	0,00	0,00	4,00
50 - 75	0,00	0,00	0,00	0,00
>75	2,00	0,00	0,00	2,00

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.2.4 Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q3)

Tendo os indicadores IAH, IZRA e IATEA calculados, o IVA assume a situação mais crítica entre os indicadores dependentes, pois o bom estado ecológico depende do alinhamento entre os aspectos quantidade e qualidade. Assim, mesmo o IAH apresentando padrões próximos da condição natural, o IVA acusa o estado de degradação do curso d' água através do IATEA, indicando a necessidade de medidas que vão além das propostas analisadas nos três cenários. Portanto, a sub-bacia delimitada a partir do ponto Q3 apresenta impactos severos (Figura 29) para os três cenários avaliados.

Figura 29- IVA estimado para o ponto Q3



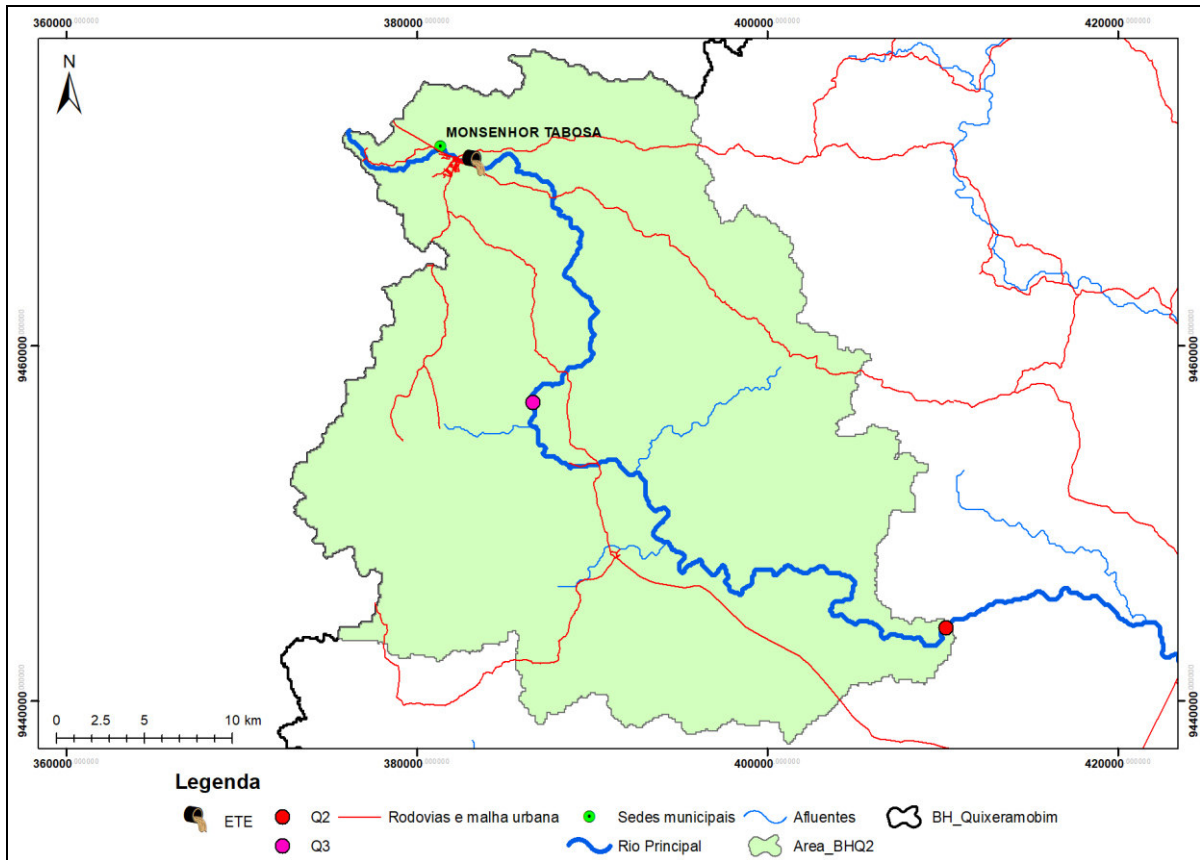
Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.3 Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q2

4.6.3.1 Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q2)

Com área estimada de 918,81 km² (Figura 30), o uso e ocupação do solo no ponto Q2 é distribuído da seguinte forma: 82,68 % de vegetação nativa, 16,28 % para pastagens e 1,03 % para uso urbano.

Figura 30- Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q2



Fonte: Elaborada pelo autor

A APP possui 15,78 km², onde 44,35 % (40,93% com pastagem e 3,42 % de uso urbano) de sua área foi alterada. Com estas características, os impactos são classificados como moderado (Tabela 15).

Tabela 15- IZRA no ponto Q2

Ponto de controle	IZRA (%)	Descrição do impacto
Q2	44,35	Impacto moderado

Fonte: Elaborada pelo autor


4.6.3.2 Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q2)

Apesar de possuir área aproximadamente três vezes maior em relação a sub-bacia do ponto Q3, ambas possuem perfis similares quanto a distribuição do uso e ocupação do solo. Tais características também são refletidas nas concentrações de fósforo total estimadas

para essa seção (Figura 31). Nota-se que houve melhorias dessas concentrações do ponto Q3 para o ponto Q2, porém não foram suficientes para o IATEA sair da classe de impactos severos.

Figura 31- IATEA estimado para o ponto Q2

Mês	P Total (mg/L)
Jan	1,140
Fev	4,400
mar	0,640
Abr	0,610
Mai	0,800
Jun	0,460
Jul	-
Ago	-
Set	-
Out	-
Nov	-
Dez	1,75



Classes do IATEA (%)	Frequência	Descrição do impacto
$0 \leq 0,013$	0,00	Natural
$0,013 < PT \leq 0,035$	0,00	Baixo impacto
$0,035 < PT \leq 0,137$	0,00	Impacto moderado
$0,137 < PT \leq 0,296$	0,00	Alto impacto
$> 0,296$	7,00	Impacto severo

Fonte: Elaborada pelo autor

Análise dos Cenários Propostos

No cenário I, obteve-se remoção média de 11,65% sobre as concentrações de PT medidas no rio. Quanto ao cenário II, houve eficiência de remoção da ordem de 22,35% e a ação conjunta entre os dois primeiros cenários (Cenário III), promoveram uma eficiência de 34,02% na remoção do PT encontrado na seção avaliada. Nota-se que a proporção de remoção do cenário II foi muito maior que a do cenário I e isso se deve a dois fatores: 1- Distância do ponto de lançamento da ETE de Monsenhor Tabosa; 2-A faixa marginal do rio no ponto Q3 possui 50 metros, enquanto que o trecho do ponto Q3 para o ponto Q2 possui 100 metros, conforme recomendações do Código Florestal brasileiro e, portanto, maior capacidade de retenção de nutrientes.

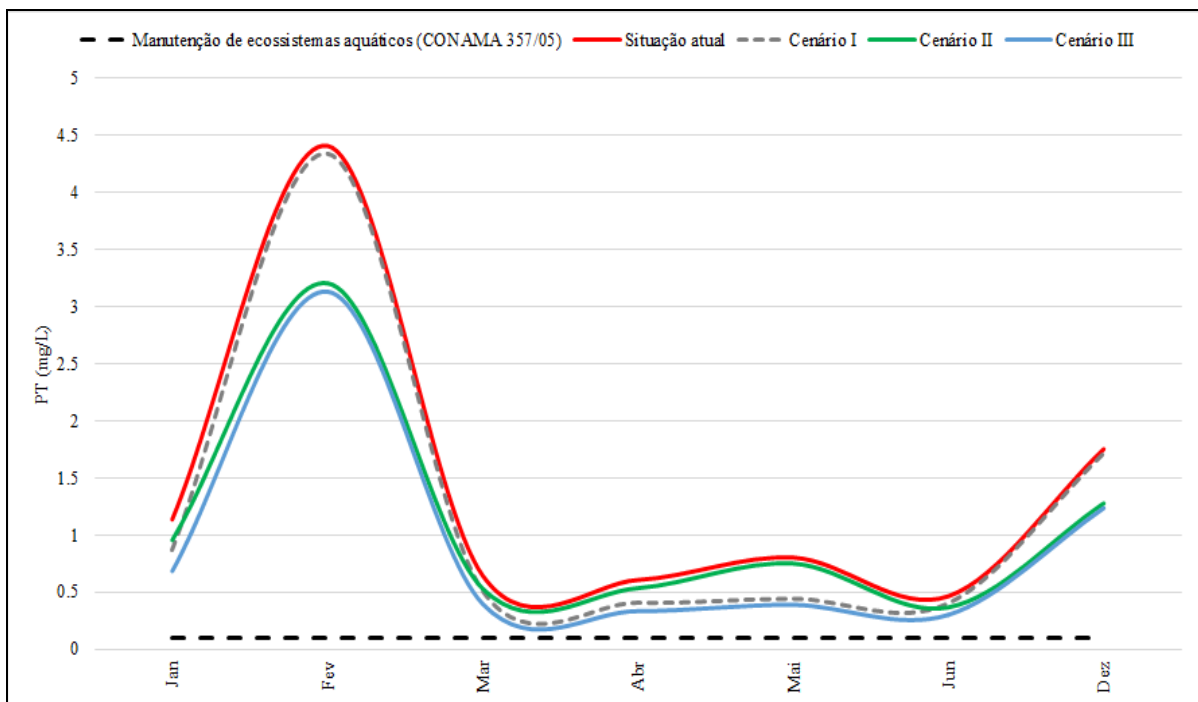
Apesar dos esforços estabelecidos por meio dos cenários, o IATEA continua a indicar impactos severos em ecossistemas aquáticos (Tabela 16 e Figura 32).

Tabela 16- Cenários avaliados no ponto Q2

Mês	Concentrações de PT (mg/L)			
	Atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Jan	1,136	0,866	0,954	0,684
Fev	4,403	4,330	3,202	3,128
Mar	0,643	0,510	0,530	0,397
Abr	0,607	0,406	0,535	0,334
Mai	0,802	0,441	0,750	0,389
Jun	0,465	0,400	0,367	0,302
Jul	-	-	-	-
Ago	-	-	-	-
Set	-	-	-	-
Out	-	-	-	-
Nov	-	-	-	-
Dez	1,751	1,710	1,276	1,235

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 32- Cenários avaliados no ponto Q2 vs CONAMA 357/2005



Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.3.3 Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q2)

Assim como no ponto Q3, o IAH no ponto Q2 mantém características da condição de referência. As mudanças do uso e ocupação do solo nesta sub-bacia provocaram leves mudanças entre as variáveis envolvidas, elevando a evapotranspiração total anual em 3,81 %, os totais anuais do escoamento superficial em 31,86% e por fim, a redução de 15,09% do total anual da percolação da água no solo (Figura 33).

Figura 33- IAH estimado para o ponto Q2

Mês	Vazão (mm)			Recarga do aquífero livre (mm)			Evapotranspiração (mm)		
	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)
Jan	8,72	10,76	23,41	14,71	12,43	-15,53	29,80	30,87	3,58
Fev	3,02	4,56	51,06	11,60	9,39	-19,00	33,70	35,58	5,59
Mar	8,20	10,93	33,33	26,68	21,87	-18,04	62,35	64,10	2,82
Abr	14,34	18,19	26,81	43,56	37,86	-13,09	53,42	55,11	3,17
Mai	4,08	5,84	42,88	19,91	17,54	-11,92	47,77	50,67	6,07
Jun	1,11	1,77	59,74	5,48	4,38	-20,01	32,20	34,23	6,31
Jul	0,00	0,00	0,00	1,18	1,07	-9,31	32,63	32,49	-0,43
Ago	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,34	25,58	0,93
Set	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,15	7,62	6,52
Out	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,15	3,78	19,91
Nov	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50	3,65	4,44
Dez	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,56	10,89	3,10
Total anual	39,47	52,05	31,86	123,12	104,54	-15,09	341,57	354,57	3,81

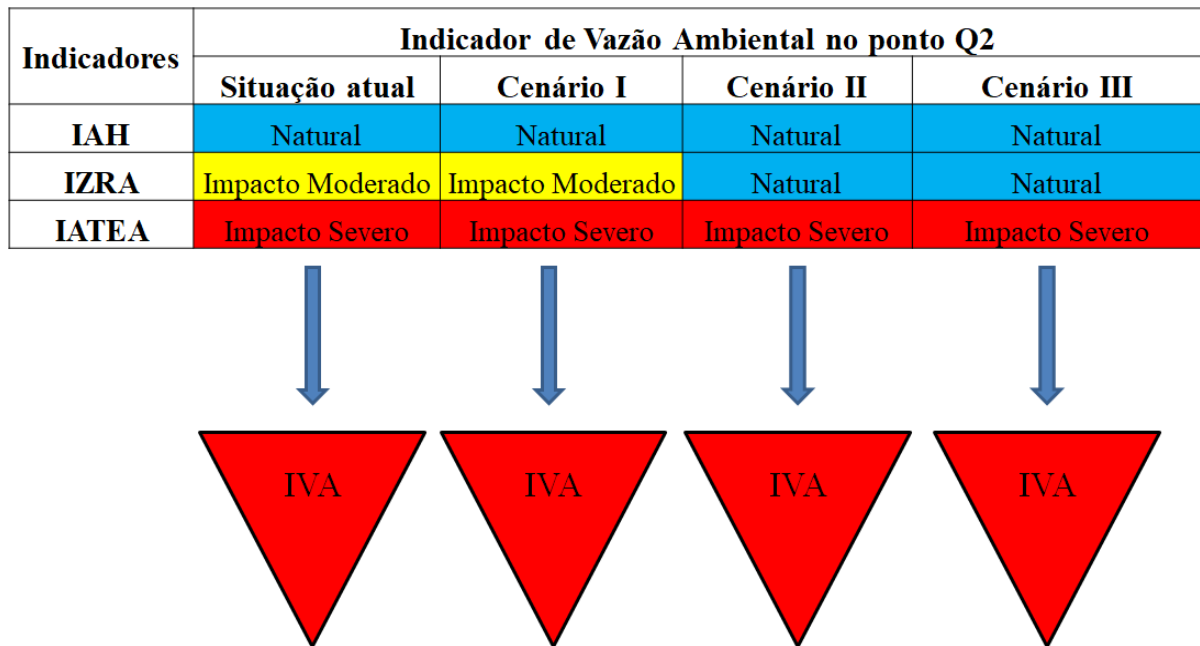
Classes de AH (%)	Frequência			
	Vazão	Recarga	ET	Total
0 - 10	6,00	6,00	11,00	23,00
10 - 25	0,00	6,00	1,00	7,00
25 - 50	4,00	0,00	0,00	4,00
50 - 75	2,00	0,00	0,00	2,00
>75	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.3.4 Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q2)

O IVA no ponto Q2 reproduz as mesmas condições do ponto Q3 em todos os cenários, indicando, portanto, a condição de impacto severo sobre o rio (Figura 34).

Figura 34-IVA estimado para o ponto Q2



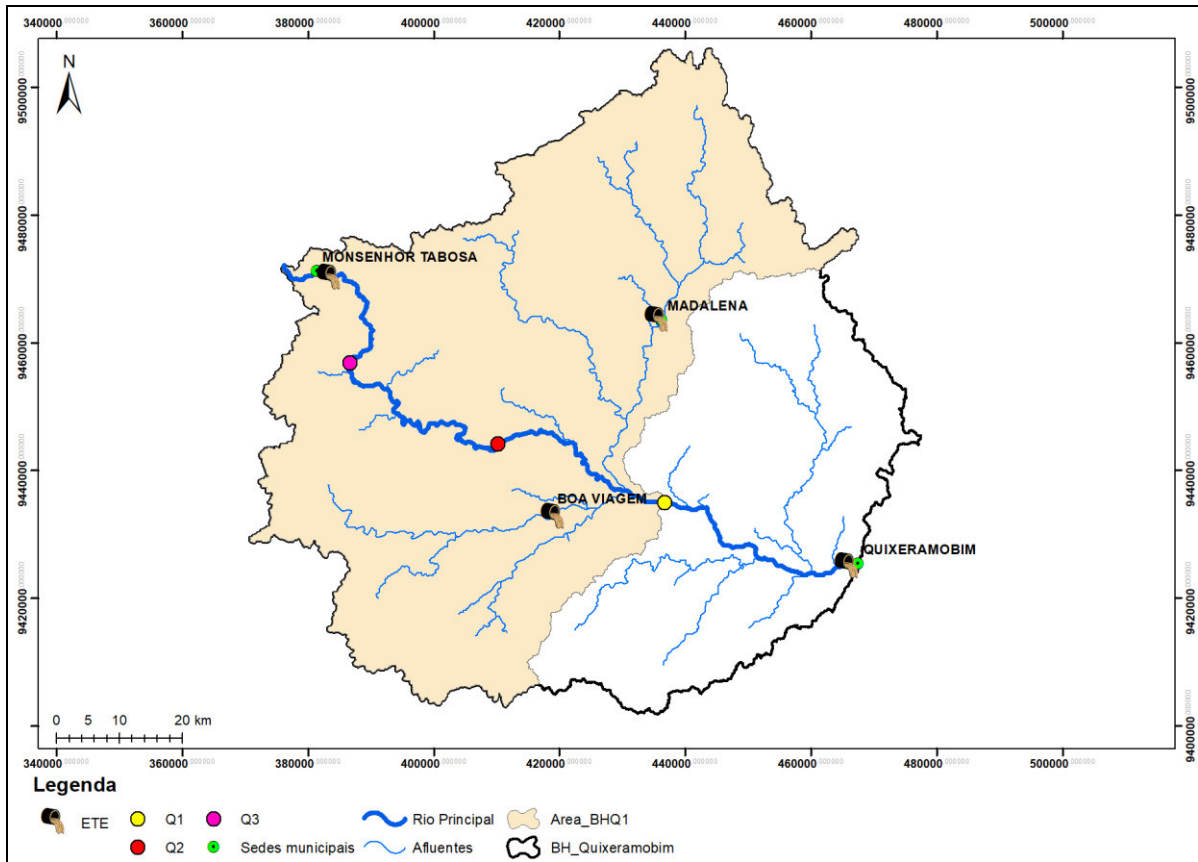
Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.4 Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no ponto Q1

4.6.4.1 Indicador de Zona Ripária Alterada (Ponto de controle Q1)

A área de drenagem da bacia delimitada a partir do ponto Q1 possui 4762,33 km². 82,05 % de sua área é composta por vegetação nativa, 16,77 % por pastagem e 1,16 % por uso urbano (Figura 35).

Figura 35- Sub-bacia delimitada a partir do ponto Q1



Fonte: Elaborada pelo autor

Com 23,12 km² de área, a zona ripária possui 51,08 % (47,40 % de pastagem e 3,67 de uso urbano) de sua área alterada pelo uso e ocupação antrópico. Assim, o IZRA estimado para o ponto Q1 é classificado como de alto impacto (Tabela 17).

Tabela 17-IZRA no ponto Q1

Ponto de controle	IZRA (%)	Descrição do impacto
Q1	51,08	Alto impacto

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.4.2 Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Ponto de controle Q1)

Além das sub-bacias representadas pelo ponto Q2, o ponto de controle Q1 recebe contribuições dos afluentes que banham as sedes municipais de Madalena e Boa Viagem. Com isso, as concentrações de PT foram superiores aos pontos de controle situados à

montante e conseqüentemente o IATEA manteve o grau de impacto severo sobre ecossistemas aquáticos (Figura 36).

Figura 36- IATEA estimado para o ponto Q1

Mês	P Total (mg/L)
Jan	1,407
Fev	19,416
Mar	4,734
Abr	1,477
Mai	1,041
Jun	0,551
Jul	0,668
Ago	-
Set	-
Out	-
Nov	0,611
Dez	5,912

Classes do IATEA (%)	Frequência	Descrição do impacto
$0 \leq 0,013$	0,00	Natural
$0,013 < PT \leq 0,035$	0,00	Baixo impacto
$0,035 < PT \leq 0,137$	0,00	Impacto moderado
$0,137 < PT \leq 0,296$	0,00	Alto impacto
$> 0,296$	9,00	Impacto severo

Fonte: Elaborada pelo autor

Análise dos Cenários Propostos

Devido à distância e o volume de esgotos produzidos pelas ETEs, as ações referentes ao cenário I praticamente não surtiram efeitos sobre o ponto de controle Q1. No caso do cenário II, houve remoção significativa nas concentrações de PT no rio, chegando a 21,09%. Como o cenário III é constituído da junção dos cenários I e II, então não houve alterações relevantes em relação ao segundo (Figura 37 e Tabela 18).

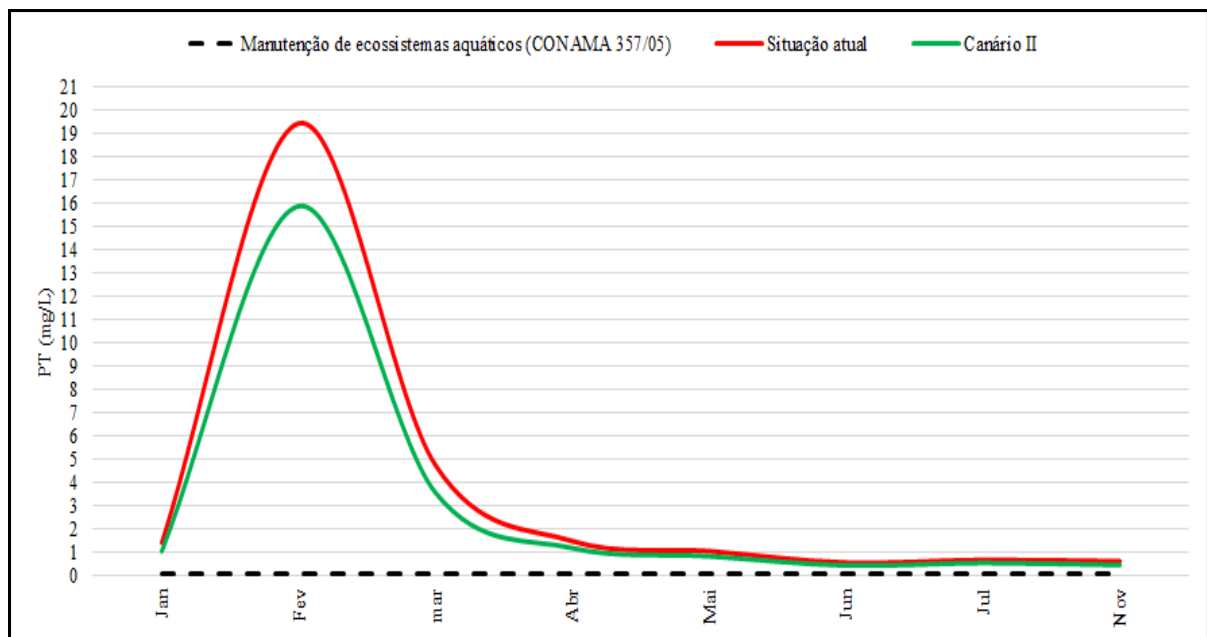
Apesar dos resultados obtidos no cenário II, o estado trófico do rio continua fora dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, mantendo-se na faixa de impacto severo.

Tabela 18- Cenários avaliados no ponto Q1

Mês	Concentrações de PT (mg/L)			
	Atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Jan	1,407	1,381	1,045	1,019
Fev	19,416	19,411	15,860	15,857
Mar	4,734	4,715	3,553	3,533
Abr	1,477	1,467	1,175	1,165
Mai	1,041	1,037	0,824	0,820
Jun	0,551	0,547	0,429	0,426
Jul	0,668	0,665	0,537	0,535
Ago	-	-	-	-
Set	-	-	-	-
Out	-	-	-	-
Nov	0,611	0,606	0,448	0,443
Dez	5,912	5,912	4,390	4,385

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 37- Cenários avaliados no ponto Q1 vs CONAMA 357/2005



Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.4.3 Indicador de Alteração Hidrológica (Ponto de controle Q1)

A área de influência do ponto Q1 é composta por 11 sub-bacias de um total de 13. Assim como no ponto Q2, o regime de vazões manteve padrões muito próximos aos da

condição de referência (Figura 38). A evapotranspiração média anual apresentou incremento de 4,25%. Observa-se também que com a ampliação da supressão da vegetação nativa houve redução na recarga do aquífero livre da ordem de 17,29% e ampliação do escoamento superficial em 28,91%.

Figura 38- IAH estimado para o ponto Q1

Mês	Vazão (mm)			Recarga do aquífero livre (mm)			Evapotranspiração (mm)		
	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)
Jan	8,57	10,74	25,28	17,24	13,72	-20,42	30,12	30,60	1,58
Fev	3,83	5,60	46,16	15,47	12,02	-22,25	36,15	37,70	4,28
Mar	12,18	15,54	27,65	35,71	29,36	-17,77	60,87	63,70	4,65
Abr	14,85	19,45	31,00	53,03	45,58	-14,05	55,43	58,40	5,35
Mai	7,01	8,71	24,27	25,05	21,12	-15,70	50,78	55,84	9,96
Jun	2,30	2,79	21,13	8,48	6,43	-24,17	34,20	36,81	7,65
Jul	0,00	0,00	0,00	1,21	0,94	-22,55	36,76	37,78	2,76
Ago	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,77	28,73	-3,51
Set	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,22	9,79	-4,12
Out	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,04	4,22	4,57
Nov	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,16	4,29	2,96
Dez	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,91	10,99	0,74
Total anual	48,75	62,84	28,91	156,18	129,17	-17,29	363,41	378,85	4,25

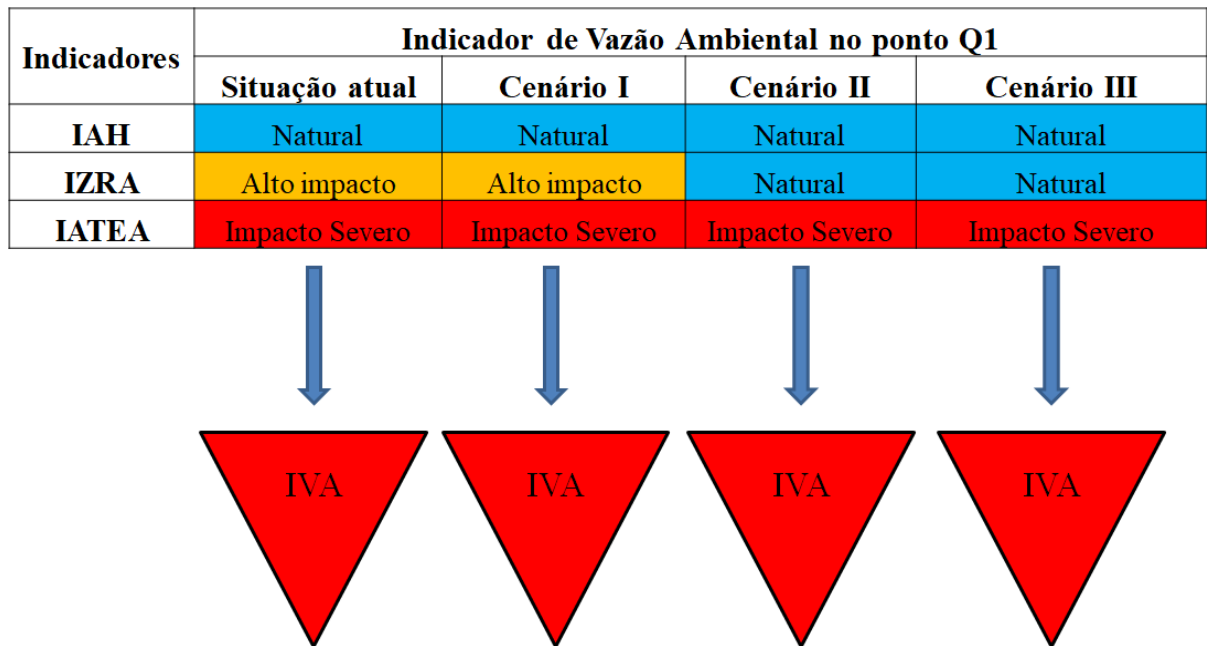
Classes de AH (%)	Frequência			
	Vazão	Recarga	ET	Total
0 - 10	6,00	5,00	12,00	23,00
10 - 25	2,00	7,00	0,00	9,00
25 - 50	4,00	0,00	0,00	4,00
50 - 75	0,00	0,00	0,00	0,00
>75	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.4.4 Indicador de Vazão Ambiental (Ponto de controle Q1)

Com exceção do IZRA, que indica maior pressão antrópica sobre a estrutura de habitats, o IAH e o IATEA mantiveram o mesmo padrão de resultados das seções anteriores nos três cenários analisados, consequentemente o IVA permanece indicando condições severas no curso d'água (Figura 39).

Figura 39- IVA estimado para o ponto Q1

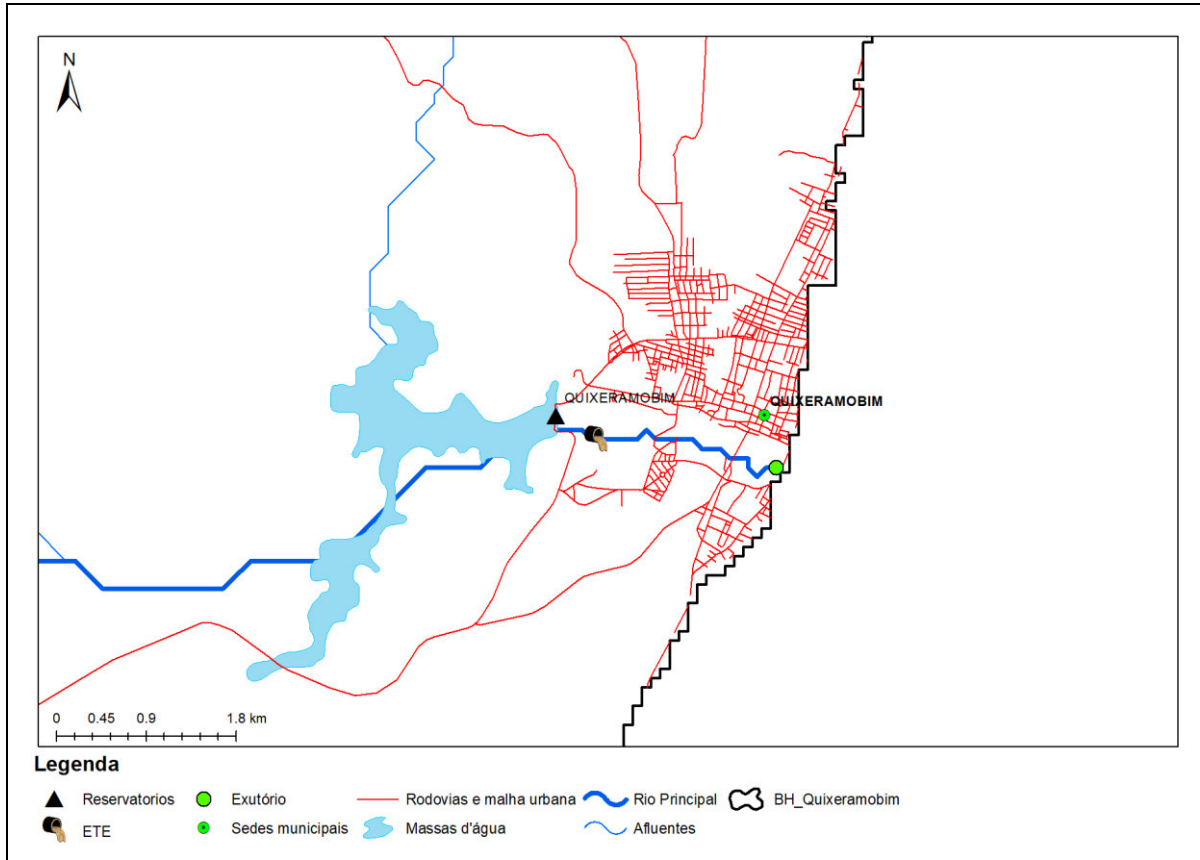


Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.5 Indicador de Alteração Trófica no reservatório de Quixeramobim

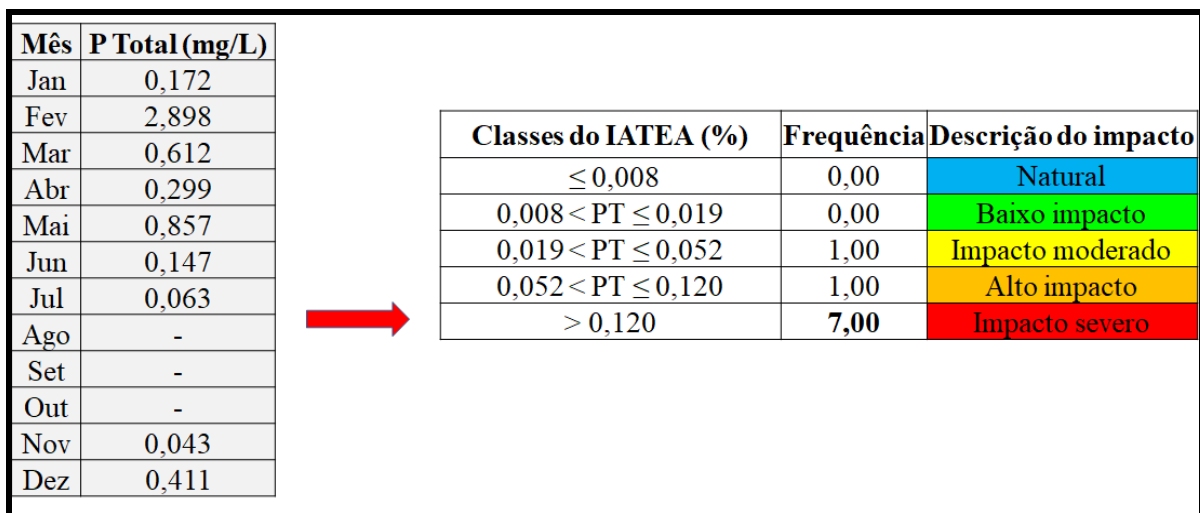
Apesar de localizar-se à montante da sede municipal de Quixeramobim (Figura 40) e distante dos pontos de lançamento de efluentes dos demais municípios, as concentrações de PT estimadas no lago do reservatório de Quixeramobim revelam a alta carga de nutrientes produzidas na bacia devido ao uso e ocupação do solo. Tais concentrações indicam impactos severos em ecossistemas aquáticos, chegando a níveis hipereutróficos (Figura 41).

Figura 40- Mapa de localização do reservatório Quixeramobim



Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 41- IATEA estimado para o reservatório de Quixeramobim



Fonte: Elaborada pelo autor

Análise dos Cenários Propostos

Assim como no ponto Q1, as ações referentes aos cenários I e III não surtiram efeitos na área do reservatório e por este motivo não foram analisados. Quanto ao cenário II, vale destacar que o código florestal brasileiro recomenda que em reservatórios artificiais situados em áreas rurais, as faixas marginais devem possuir entre 30 e 100 metros, porém, como o reservatório está alocado em uma sub-bacia (Nº 12) em que o curso principal do rio possui 260,18 metros de largura, o SWAT criou um “buffer” (APP) de 200 metros no entorno do reservatório, seguindo as configurações estabelecidas na Tabela 10. Assim, com o dobro do que é recomendado pelo referido código, houve remoção de PT da ordem de 21,04% (Figura 42 e Tabela 19), refletindo melhorias na qualidade da água para os meses de julho e novembro, onde o IATEA saiu da classe de alto impacto para impacto moderado (Estado mesotrófico).

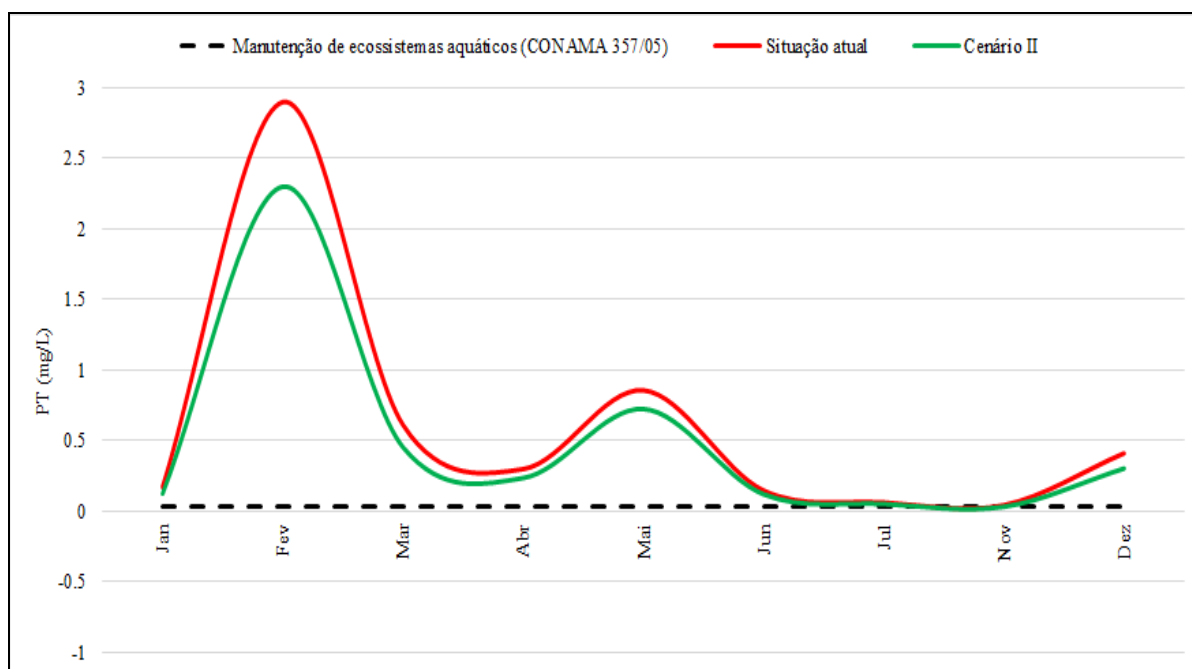
Apesar dos resultados obtidos no cenário II, o estado trófico do reservatório também continua fora dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 na maior parte do tempo, mantendo-se na faixa de impacto severo.

Tabela 19- Cenários avaliados no reservatório de Quixeramobim

Mês	Concentrações de PT (mg/L)			
	Atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Jan	0,172	0,171	0,124	0,123
Fev	2,898	2,897	2,299	2,299
Mar	0,612	0,610	0,453	0,452
Abr	0,299	0,298	0,235	0,234
Mai	0,857	0,856	0,724	0,724
Jun	0,147	0,146	0,120	0,120
Jul	0,063	0,062	0,051	0,051
Ago	-	-	-	-
Set	-	-	-	-
Out	-	-	-	-
Nov	0,043	0,042	0,031	0,031
Dez	0,411	0,411	0,303	0,303

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 42- Cenários avaliados no reservatório de Quixeramobim vs CONAMA 357/05



Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.6 Estimativa do Indicador de Vazão Ambiental no exutório da bacia do rio Quixeramobim

Após as estimativas dos IVAs parciais nos pontos Q1, Q2 e Q3, foi possível estimar o IVA da bacia com uma análise mais robusta dos processos ambientais que ocorrem no sentido de montante para jusante.

4.6.6.1 Indicador de Zona Ripária Alterada (Exutório)

Conforme descrito anteriormente, a área total da bacia hidrográfica do rio Quixeramobim é de 7039 km². A cobertura natural do solo ainda é predominante sobre a bacia, onde 80 % da área é ocupada pela caatinga arbustiva aberta, 18,6 % por pastagem e 1,4 % por uso urbano ou solo exposto. A APP destinada a proteção da zona ripária é de 31,30 km², das quais 52,64 % foram desmatadas para dar lugar a pastagem e ao uso urbano (Tabela 20). Dessa forma, o IZRA estimado para a bacia é altamente impactante.

Tabela 20-IZRA em diferentes pontos da bacia

Ponto de controle	IZRA	Descrição do impacto
Q3	37,77	Impacto moderado
Q2	44,35	Impacto moderado
Q1	51,08	Alto impacto
Exutório	52,64	Alto impacto

Fonte: Elaborada pelo autor

O IZRA variou de 37,77 a 52,64 % do ponto Q3 ao exutório, e por meio deste indicador foi possível observar que as áreas destinadas a proteção da zona ripária foram os principais alvos de desmatamentos na bacia, deixando o curso d'água vulnerável a recepção de altas cargas de nutrientes, descaracterizando habitats da fauna que dependem exclusivamente desse ambiente e reduzindo a disponibilidade de alimentos oriunda da flora nativa.

4.6.6.2 Indicador de Alteração Trófica em Ecossistemas Aquáticos (Exutório)

Apesar do exutório estar a 2,3 km a jusante do reservatório, que funciona como um filtro artificial, retendo sedimentos e nutrientes, as concentrações de PT continuam em níveis de impactos severos sobre o corpo hídrico. Tais níveis são justificados pelo lançamento de efluentes da ETE, da presença de fossas sépticas e de outros produtos do uso urbano na sede municipal de Quixeramobim (Figura 43).

Figura 43- IATEA estimado no exutório do rio Quixeramobim

Mês	P Total (mg/L)
Jan	6,09
Fev	6,10
Mar	1,66
Abr	2,61
Mai	1,91
Jun	0,58
Jul	0,47
Ago	0,84
Set	0,57
Out	0,60
Nov	0,79
Dez	0,92

Classes do IATEA (%)	Frequência	Descrição do impacto
$0 \leq 0,013$	0,00	Natural
$0,013 < PT \leq 0,035$	0,00	Baixo impacto
$0,035 < PT \leq 0,137$	0,00	Impacto moderado
$0,137 < PT \leq 0,296$	0,00	Alto impacto
$> 0,296$	12,00	Impacto severo

Fonte: Elaborada pelo autor

Análise dos Cenários Propostos

O cenário I promoveu remoção de PT da ordem de 20,29%. Observa-se também que houve melhorias nos status do IATEA referente aos meses de setembro e outubro, passando de impacto severo para alto impacto. No cenário II, a remoção de PT foi de 14,65%, porém não houve alteração no status do IATEA.

Ainda sobre o cenário II, foi possível constatar nos pontos Q3, Q2 e exutório, que no período de estiagem, uma parcela considerável da carga de nutrientes não chega ao canal do rio, ou seja, as altas concentrações de PT são predominantemente oriundas do esgotamento sanitário, somando mais pontos para o cenário I no quesito eficiência de remoção de PT. Já no período chuvoso, toda a carga de nutrientes e detritos acumuladas durante o período de estiagem são lixiviadas no sentido das margens para o leito do rio, invertendo a situação entre os cenários, ou seja, as configurações do cenário I não evitam a entrada de tal aporte de nutrientes, apresentando menor eficiência em relação ao cenário II. Portanto, o cenário III oferta a melhor opção, onde a remoção de PT alcança 34,94% e é funcional tanto no período de estiagem quanto no período úmido (Tabela 21 e Figura 44).

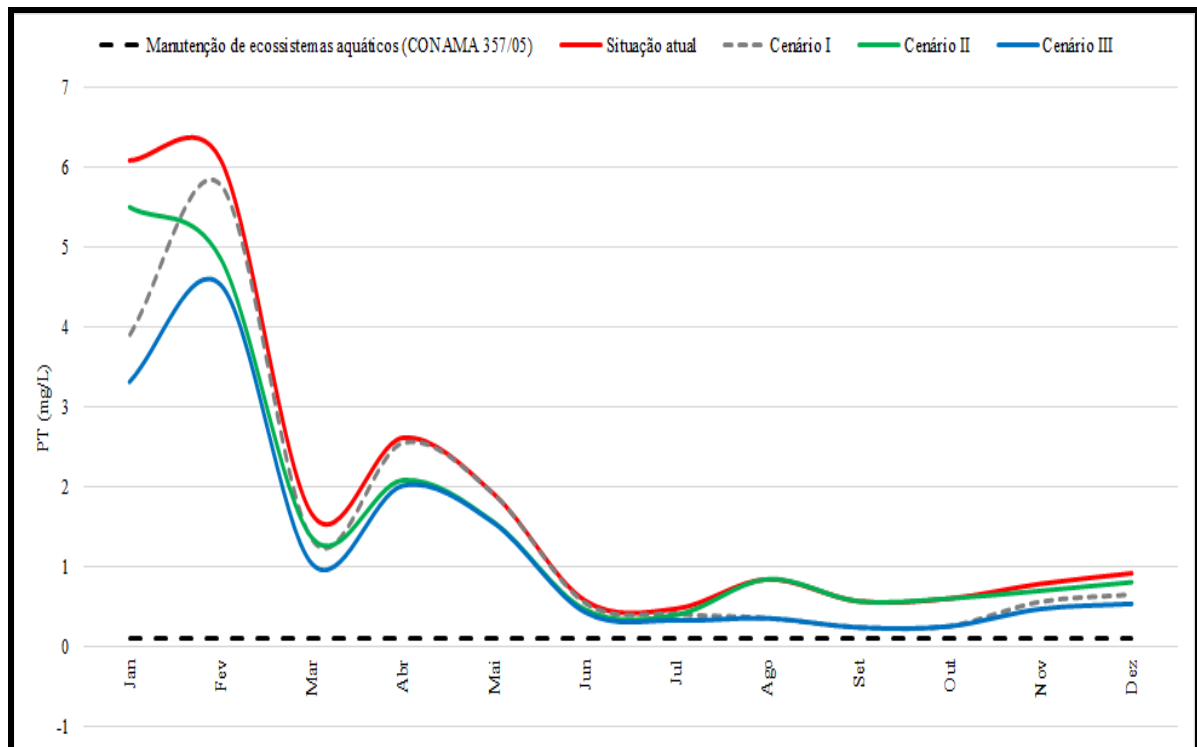
Assim como nos demais pontos de controle analisados (Q1, Q2 e Q3), as ações dos cenários propostos não foram suficientes para atender a manutenção dos ecossistemas aquáticos.

Tabela 21- Cenários avaliados no exutório do rio Quixeramobim

Mês	Concentrações de PT (mg/L)			
	Atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
Jan	6,091	3,899	5,505	3,315
Fev	6,102	5,772	4,864	4,535
Mar	1,663	1,335	1,368	1,040
Abr	2,614	2,546	2,084	2,016
Mai	1,911	1,901	1,558	1,548
Jun	0,576	0,541	0,463	0,429
Jul	0,473	0,404	0,395	0,325
Ago	0,843	0,354	0,843	0,354
Set	0,567	0,238	0,567	0,238
Out	0,601	0,253	0,601	0,253
Nov	0,786	0,558	0,699	0,471
Dez	0,918	0,646	0,806	0,535

Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 44- Cenários avaliados no exutório do rio Quixeramobim vs CONAMA 357/05



Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.6.3 Indicador de Alteração Hidrológica (Exutório)

Convém notar que mesmo com a influência do reservatório de Quixeramobim, os padrões de vazões ainda são próximos dos valores de referência, mantendo o período de vazões nulas entre o mês de julho e dezembro. A recarga dos aquíferos da bacia tiveram redução média de 20,94% da recarga total anual e a evapotranspiração total anual na bacia aumentou 6,64% (Figura 45).

Figura 45- IAH estimado para o exutório do rio Quixeramobim

Mês	Vazão (mm)			Recarga do aquífero livre (mm)			Evapotranspiração (mm)		
	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)	Pré	Pós	AH (%)
Jan	8,52	10,95	28,47	16,99	13,40	-21,14	29,30	29,86	1,93
Fev	3,76	5,50	46,37	14,71	11,35	-22,84	35,39	37,11	4,85
Mar	11,88	14,54	22,41	34,30	26,38	-23,09	60,94	64,34	5,58
Abr	14,65	18,92	29,10	49,81	40,75	-18,19	55,13	59,04	7,09
Mai	7,16	8,55	19,49	24,16	19,43	-19,57	50,50	57,15	13,17
Jun	2,40	2,86	19,26	8,46	5,98	-29,26	33,59	37,18	10,68
Jul	0,00	0,00	0,00	1,19	0,99	-17,00	36,34	38,67	6,41
Ago	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,60	28,57	-0,09
Set	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,44	9,68	2,46
Out	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,85	4,48	16,30
Nov	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,88	4,32	11,17
Dez	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,52	10,85	3,10
Total anual	48,37	61,33	26,78	149,62	118,28	-20,94	357,49	381,24	6,64

Classes de AH (%)	Frequência			
	Vazão	Recarga	ET	Total
0 - 10	6,00	5,00	8,00	19,00
10 - 25	3,00	6,00	4,00	13,00
25 - 50	3,00	1,00	0,00	4,00
50 - 75	0,00	0,00	0,00	0,00
>75	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.6.4 Indicador de Vazão Ambiental (Exutório)

Diante das pressões antrópicas observadas ao longo da bacia sobre aspectos hidrológicos, estrutura de habitats e qualidade da água, o IVA estimado para a bacia do rio

Quixeramobim é de impacto severo em todos os cenários avaliados (Figura 46).

Figura 46- IVA estimado para a bacia hidrográfica do rio Quixeramobim

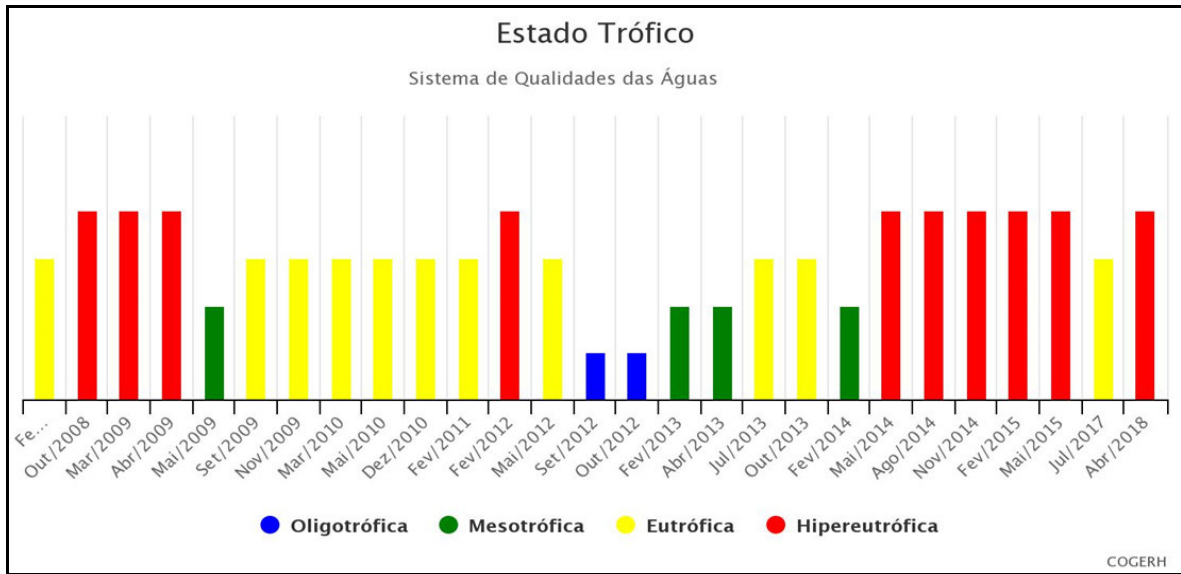
Indicadores	Indicador de Vazão Ambiental no exutório			
	Situação atual	Cenário I	Cenário II	Cenário III
IAH	Natural	Natural	Natural	Natural
IZRA	Alto impacto	Alto impacto	Natural	Natural
IATEA	Impacto Severo	Impacto Severo	Impacto Severo	Impacto Severo

Fonte: Elaborada pelo autor

4.6.7 Considerações sobre os cenários propostos

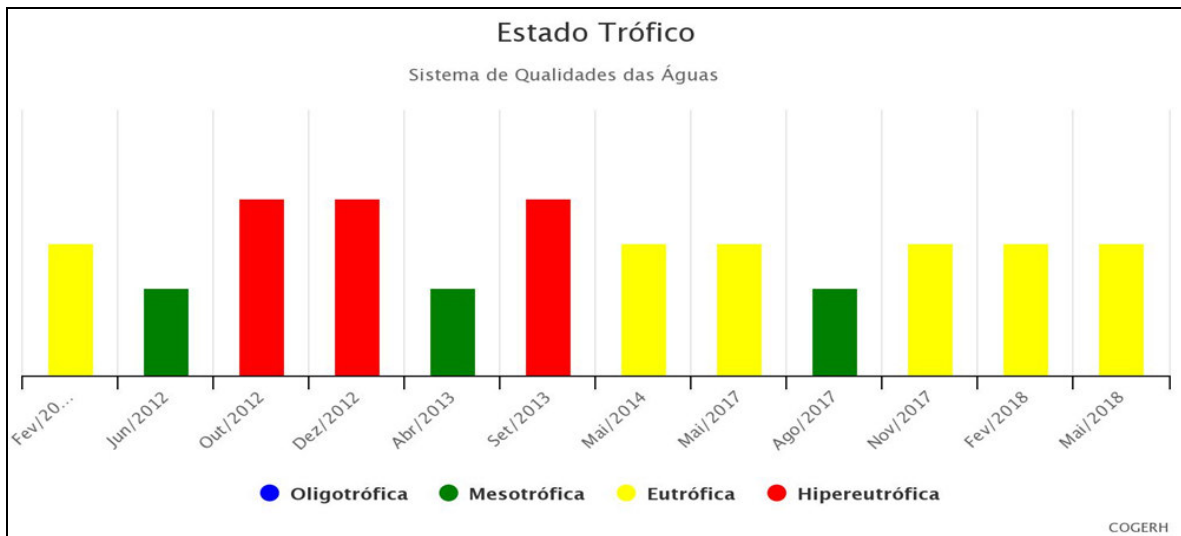
Conforme descrito anteriormente, o estudo realizado representa condições fictícias para a bacia hidrográfica do rio Quixeramobim, utilizando o uso e ocupação do solo e outras atividades antrópicas referentes ao ano de 2013. Apesar de realizar simulações fictícias, a condição trófica do curso d'água possui certa coerência com os dados reais, pois os reservatórios presentes em diferentes pontos da bacia refletem o alto grau de degradação ambiental da mesma (Figuras 47 a 53).

Figura 47- Estado trófico do reservatório Quixeramobim



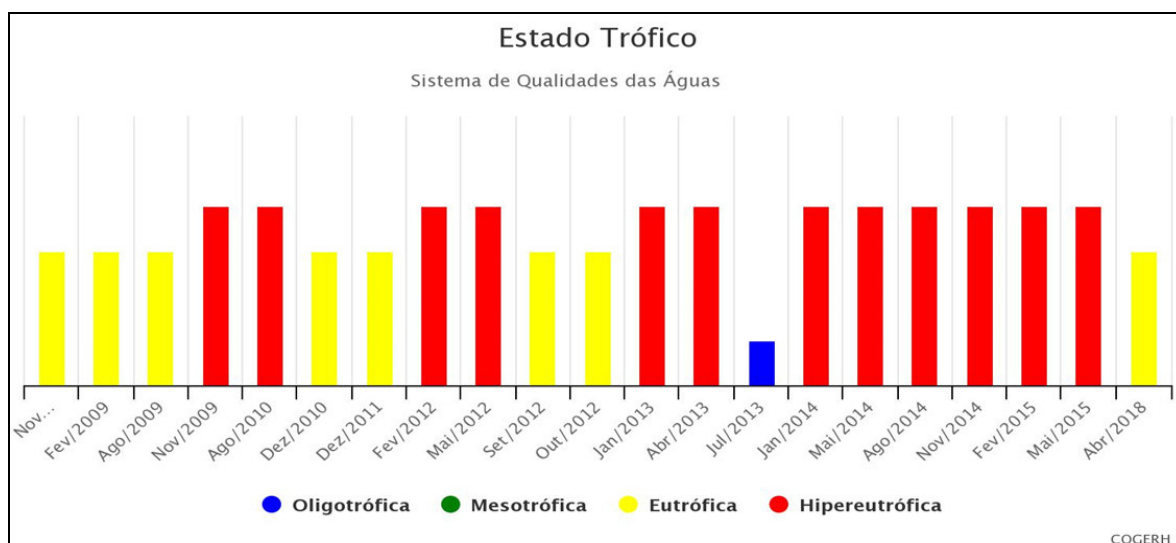
Fonte: COGERH, 2018

Figura 48- Estado trófico do reservatório Umari



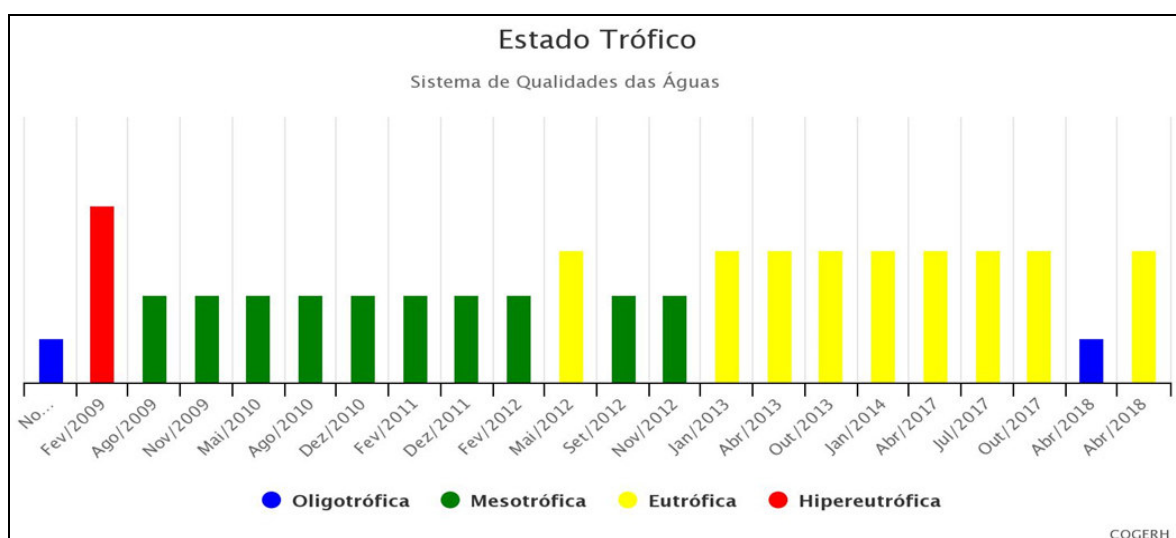
Fonte: COGERH, 2018

Figura 49- Estado trófico do reservatório Vieirão



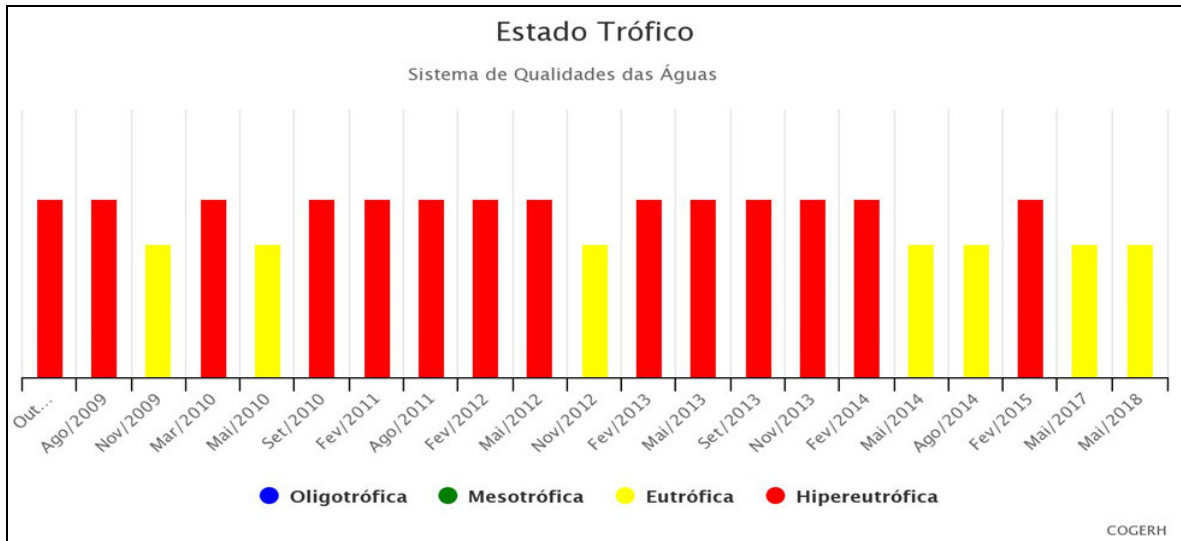
Fonte: COGERH, 2018

Figura 50- Estado trófico do reservatório São José I



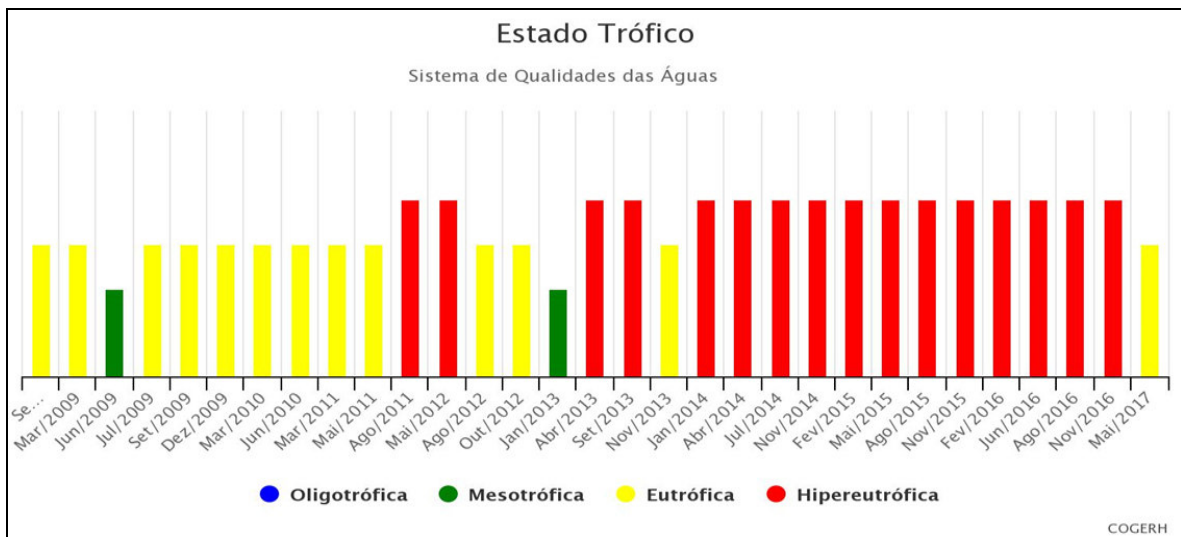
Fonte: COGERH, 2018

Figura 51- Estado trófico do reservatório Pirabibu



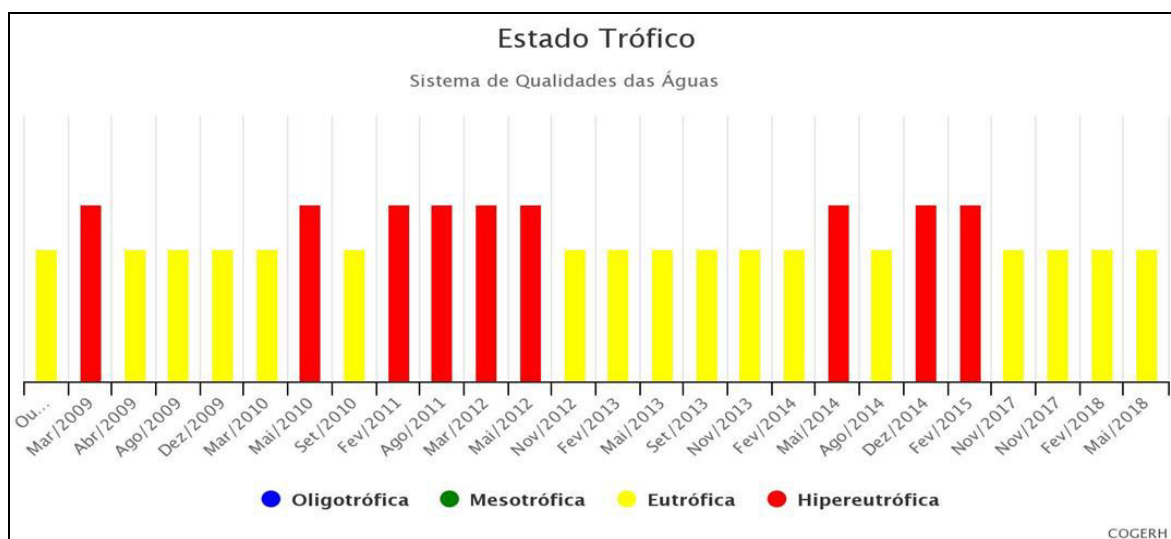
Fonte: COGERH, 2018

Figura 52- Estado trófico do reservatório Monsenhor Tabosa



Fonte: COGERH, 2018

Figura 53-Estado trófico do reservatório Fogareiro



Fonte: COGERH, 2018

Os cenários avaliados mostram que a remoção de 60% do PT nas ETEs e a recuperação das áreas de APP ou a ação conjunta dessas alternativas, não foram suficientes para atender as demandas dos ecossistemas aquáticos, bem como dos usos da água mais exigentes devido as altas cargas de nutrientes geradas na bacia, indicando a necessidade de se pensar em tecnologias com maior eficiência na remoção do PT e em uma nova abordagem de manejo para as atividades relacionadas a pecuária, principalmente no que se refere ao gerenciamento dos dejetos produzidos, já que tais atividades predominam em áreas de APP.

4.6.8 Interações entre os índices que compõem o Indicador de Vazão Ambiental

Em uma breve análise, foi possível constatar que o reestabelecimento das APPs seguindo as recomendações do código florestal brasileiro, mostrou eficiência média de 18,10% na remoção do PT na bacia.

Apesar de possuir o menor percentual de área na bacia, o uso urbano, além de gerar maior escoamento superficial em relação aos demais usos, também transporta maior carga de PT para o rio junto com os sedimentos (Tabela 22).

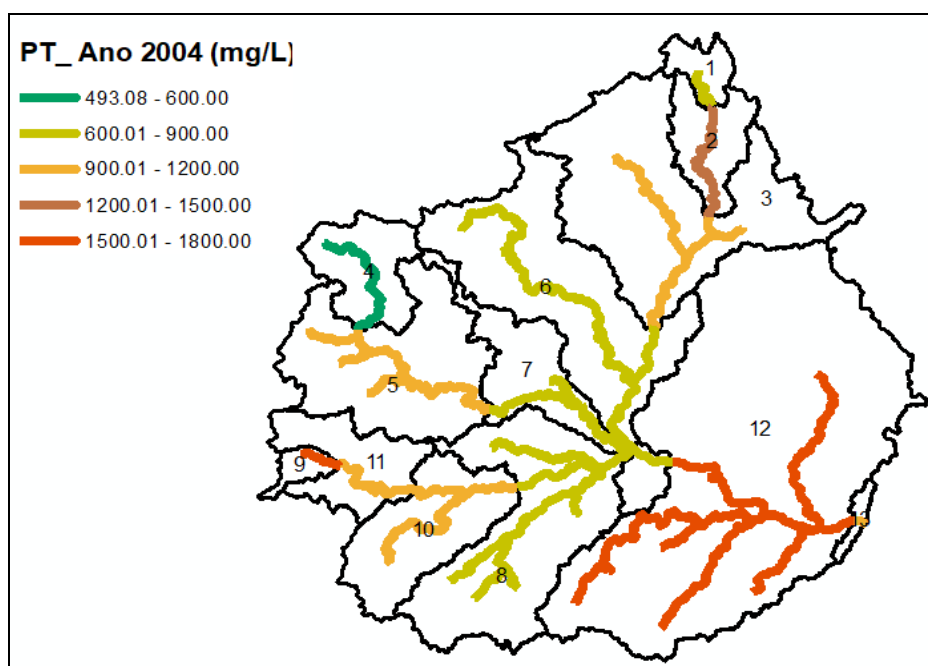
Tabela 22- Carga de PT transportado para o rio junto com o sedimento (Ano 2013)

Uso do solo	Área (km ²)	CN	Precipitação (mm/ano)	Vazão (mm/ano)	PT transportado para o rio junto com o sedimento (kg/ha/ano)
Pasto	1309,25	86	380,8	29,21	1,66
Urbano	98,54	93	375	152,95	2,65
Caatinga	5631,2	70	380,8	9,98	0,13

Fonte: Elaborada pelo autor

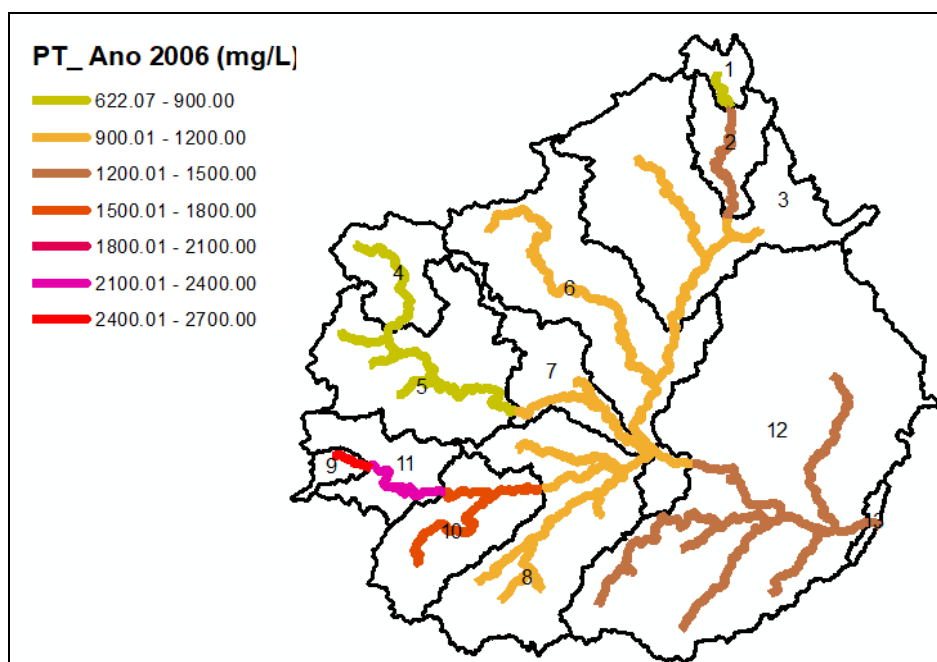
Vale destacar que o IATEA é o indicador qualitativo mais sensível do IVA, pois varia no tempo e no espaço de acordo com o comportamento hidrológico da bacia ano a ano (Figuras 54 a 58 e ANEXO A), com o tipo de cobertura vegetal ou com qualquer tipo de interferência antrópica.

Figura 54- Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2004)



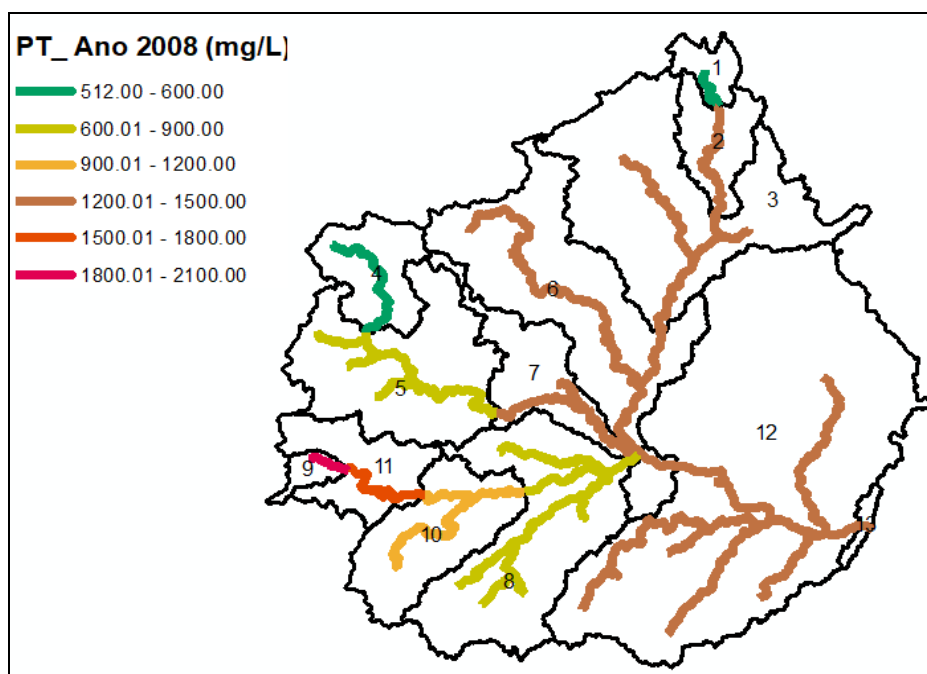
Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 55- Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2006)



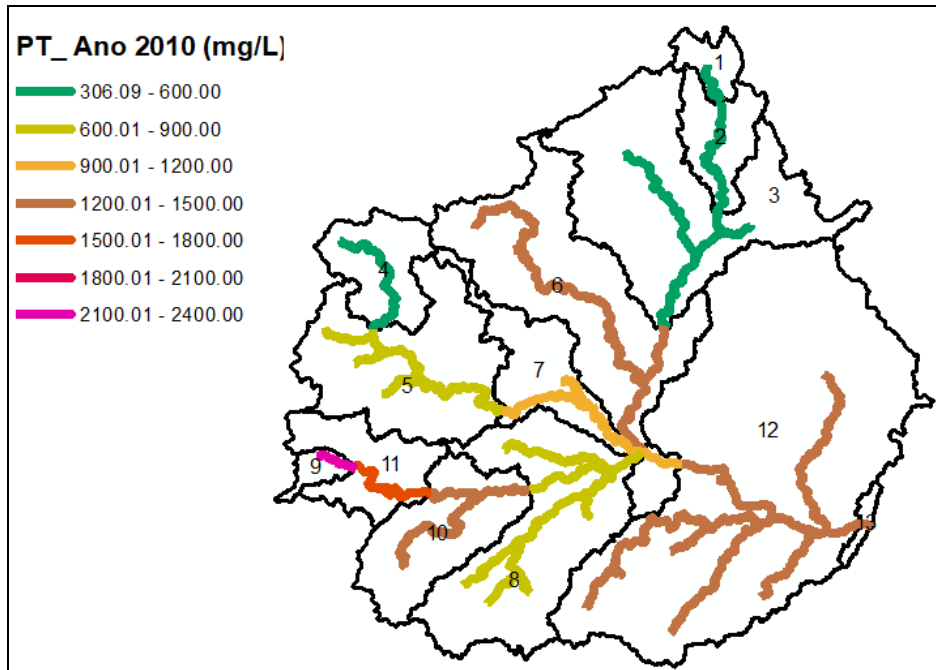
Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 56-Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2008)



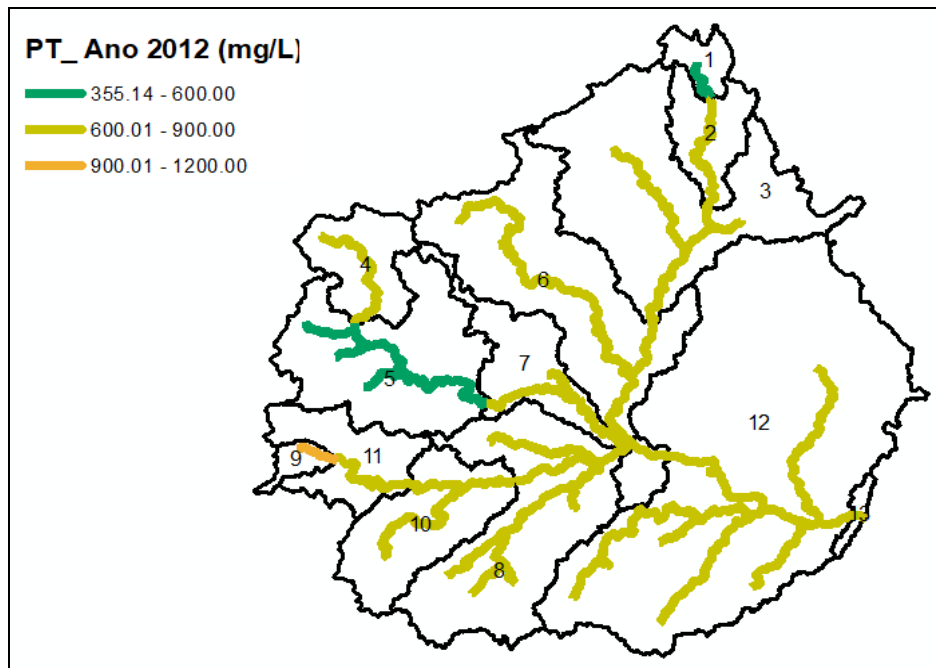
Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 57- Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2010)



Fonte: Elaborada pelo autor

Figura 58- Totais anuais de PT (mg/L) por sub-bacia (Ano 2012)



Fonte: Elaborada pelo autor

5 CONCLUSÕES

Após analisar os resultados, esta pesquisa conclui que:

I- A combinação de diferentes conjuntos de dados como o uso e ocupação do solo, regime hidrológico e da qualidade da água proporcionam robustez ao Indicador de Vazão Ambiental para avaliar impactos ecohidrológicos em ambientes fluviais;

II- O IVA mostrou ser uma ferramenta promissora para avaliar o progresso de políticas ou programas direcionados a gestão sustentável dos recursos hídricos, podendo auxiliar nos procedimentos de enquadramento dos corpos hídricos, principalmente nas etapas de diagnóstico e prognóstico, tendo em vista que os órgãos gestores utilizam a modelagem matemática para avaliar a condição futura dos corpos d'água;

III- A análise conjunta das variáveis do IAH vai além de uma simples indicação de alteração hidrológica, pois permite colher a assinatura do efeito pressão-resposta hidrológica para cada uso do solo existente na bacia por meio do acoplamento do IVA ao modelo SWAT;

IV- O IATEA é o indicador mais sensível do IVA, pois sua condição varia no tempo e no espaço. Estas variações são movidas por perturbações hidrológicas e pelo uso e ocupação do solo atual. Portanto, cada ano deve ser analisado separadamente, tendo em vista que as atividades antrópicas são dinâmicas, principalmente aquelas relacionadas a agricultura e a pecuária;

V- A manutenção da caatinga arbustiva aberta nativa em APPs de rios característicos do semiárido brasileiro, seguindo as recomendações do Código Florestal, removem em média 18,20% da carga de fósforo total direcionada aos rios, sendo mais efetivas no período chuvoso;

VI- O uso de quartis estimados a partir do comprimento do rio principal como pontos de controle é fundamental não só para identificar o quarto de rio que necessita de maior atenção por parte dos gestores, mas também para monitorar de forma mais efetiva os resultados de práticas conservacionistas que visem a recuperação do bom estado ecológico do rio;

VII- SWAT mostrou ser uma ferramenta poderosa para reconstituir regimes de vazões naturais em rios intermitentes, simular o transporte de poluentes ao longo do rio, bem como impactos do uso e ocupação do solo sobre os processos hidrológicos. O Acoplamento do IVA ao modelo hidrológico produz resultados satisfatórios quanto a qualificação do estado ecológico de corpos hídricos em região semiárida, bem como pode ser utilizado como ferramenta para o planejamento estratégico dos recursos hídricos, principalmente no dimensionamento da rede de monitoramento quali-quantitativa em locais com escassez de dados;

VIII- O uso conjunto de dados fornecidos pela ANA, IBGE e pelo satélite Sentinel 2 dão viabilidade e longevidade ao Indicador de Vazão Ambiental como ferramenta de gestão, permitindo não só a qualificação dos corpos hídricos brasileiros, mas o monitoramento das ações antrópicas ano a ano.

Recomendações para pesquisas futuras

I- Análise do IVA para anos de contrastes climáticos secos, normais e chuvosos;

II- Caracterização de impactos ecohidrológicos do uso e ocupação do solo por unidades de resposta hidrológica;

III- Realização de estudos mais robustos sobre os efeitos das ações antrópicas em ecossistemas aquáticos, de forma a permitir o ajuste dos limites e dos graus de impactos estabelecidos pelo método IVA, levando em consideração as características locais.

REFERÊNCIAS

- ACREMAN, M. C.; FERGUSON, A. J. D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**. v. 55, p. 32-48, 2009.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**. v. 35, p. 257-284, 2004.
- ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; MAGALHÃES, A. G.; LIMA, J. R. S. Modelagem hidrológica sob escassez de dados na Bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 2, n. 3, p. 227-238, 2017. <http://dx.doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1443.227-238>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas**, 2001. Disponível em: < <http://www.ana.gov.br/prodes/> >. Acesso em: 20 dezembro 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Programa Produtor de Água**, 2012. Disponível em: < <http://produtordeagua.ana.gov.br/Principal.aspx> >. Acesso em: 20 dezembro 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental**. -- Brasília: ANA, 2017.
- ARAÚJO, G. M. **Análise e Modelagem Integrada da Qualidade da Água em um Sistema Urbano Canal - Reservatório Eutrofizado, Localizado em Fortaleza/CE**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2016.
- ARAÚJO NETO, J. R. **Impacto de Alterações Físico-Climáticas sobre a resposta hidrossedimentológica de uma Bacia Semiárida: Uso do Modelo Swat - Soil and Water Assesment Tool**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; PINHEIROS, E. A. R. Otimização do número de curva (cn-scs) para diferentes manejos na região semiárida, Ceará, Brasil. **Irriga, Botucatu**, Edição Especial. v. 1, n. 01, p. 264 - 279, 2012.
- ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. **Soil and Water Assessment Tool: Input/Output Documentation Version 2012**. Texas Water Resources Research Institute, TR439, 2012.
- ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; POFF, N. L.; Naiman, R. J. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications**. v. 16, p. 1311-1318, 2006.
- ARTHINGTON, A. H.; KING, J. M.; O'KEEFFE, J.; BUNN, S. E.; DAY, J. A.; PUSEY, B. J.; BLUHDORN, D. R.; THARME, R. **Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems**. Water allocation for the

environment, Armidale, Australia, Centre for Water Policy Research, University of New England, 1992.

AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS (ASAE). **Manure production and characteristics**, p. 646-648. In ASAE Standards 1998, 45th edition, Section D384.1. ASAE, St. Joseph, 1998.

ASHOURI, M.; PIRY, Z.; HOSEIN, M.; MOGHADDAM, R. A comparison of the influence of the Sattarkhan reservoir dam on the upstream and downstream of the Ahar Chai River, NW Iran, **Environ Earth Sci.** v. 73, p. 4099-4108, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3695-6>

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; VENIZIANI, J.; TOLEDO, J. C.; LIMA, W. P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia.** v. 71, p. 493-501, 2012. <https://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052013005000001>

BATCHELOR, C.; REDDY, V. R.; LINSTED, C.; DHAR, M.; ROY, S.; MAY, R. Do water-saving technologies improve environmental flows?. **Journal of Hydrology.** v. 518, p. 140-149, 2014.

BLACK, A. R.; ROWAN, J. S.; DUCK, R. W.; BRAGG, O. M.; CLELLAND, B. E. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.** v. 15, p. 427-446, 2005.

BOAVIDA, I.; SANTOS, J. M.; CORTES, R.; FERREIRA, M. T.; PINHEIRO, A. N. Setting environmental flows in a Mediterranean river using 2D habitat modeling. **American Journal of Hydropower, Water and Environmental Systems.** v. 1, p. 6-11, 2014.

BORMANN, H.; BREUER, L.; GRAFF, T.; HUISMAN, J. A. "Analysing the effects of soil properties changes associated with land use changes on the simulated water balance: A comparison of three hydrological catchment models for scenario analysis." **Ecological Modelling.** v. 209, p. 29-40, 2007.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências, Brasília, DF, 1981.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, Brasília, DF, 2000.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000.** Define os critérios de balneabilidade em

águas brasileiras, Publicada no DOU nº18, de 25 de janeiro de 2001, Seção 1, páginas 70-71, 2001.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, páginas. 58-63, 2005.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008.** Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA no 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 68-69, 2008a.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008.** Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências, Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68, 2008b.

BRASIL. Ministério de Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, páginas. 89, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências, Brasília, DF, 2012.

BRESSIANI, D. A.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A.; MEDIONDO, E. M. Effects of different spatial and temporal weather data resolutions on the streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. *Int J Agric & Biol Eng.* v. 8, n. 3, p. 125, 2015.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **“The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Computer Program Documentation and User Manual.”** Athens: United States Environmental Protection Agency, 1987, p. 189, 1987.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications.* v. 8, p. 559-568, 1998. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2

COGERH. **Outorgas Concedidas e Vigentes.** 2015. Disponível em: <http://outorgasvigentes.cogerh.com.br/paginaSemValidacao/outorgaVigente/outorgas_fh.xhtml?jsessionid=7F9A22DF3EC23706327832BD29062C13.worker1>. Acesso em: 10 de março de 2018.

- COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; FERNANDES, V. H.; CAPEL, F. M.; Araujo, F. G. Application of the physical habitat simulation for fish species to assess environmental flows in an Atlantic Forest Stream in South-eastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. Maringá, v. 13, n. 4, p. 685-698, 2015.
- DUNBAR, M. J; ALFREDSEN, K.; HARBY, A. Hydraulic-habitat modelling for setting environmental flow needs for salmonids. **Fish Management and Ecology**. v. 19, p. 500-17, 2012.
- EC-EUROPEAN COMMISSION. **Directive 2000D 60D EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy**. Ofúcial Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels. 2000.
- EC-EUROPEAN COMMISSION. **Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive**. Guidance Document n° 31, Technical Report - 2015 - 086. 2015.
- ELHATIP, H.; ALI HINIS, M. Statistical approaches for estimating the environmental flows in a river basin: case study from the Euphrates River catchment, Eastern Anatolian part of Turkey. **Environmental Earth Sciences**. v. 73, p. 4633, 2015.
<https://doi.org/10.1007/s12665-014-3748-x>
- EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil**. 2011. Disponível em: < http://mapoteca.cnps.embrapa.br/geoacervo/det_mapa.aspx>. Acesso em 8 de maio de 2017.
- FAO/IIASA/ISRIC/ISS-CAS/JRC. **Harmonized World Soil Database (version 1.0)**. FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria, 2008.
- FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. 2. ed. New York: Macmillan Publishing, 1988.
- FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Índice de Aridez para o Ceará**. 2014. Disponível em: < <http://www.funceme.br/index.php/areas/17-mapas-tem%C3%A1ticos/542-%C3%ADndice-de-aridez-para-o-cear%C3%A1#site> >. Acesso em: 8 de março de 2018.
- GASSMAN, P. W.; REYES, M. R.; GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**. v. 50, p. 1211-1250, 2007. doi: 10.13031/2013.23637
- GERGEL, S.; TURNER, M.; Miller, J. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquat. Sci**. v. 64, p. 118-128, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00027-002-8060-2>
- GERTH, W.; LI, J.; GIANNICO, G. Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 236, p. 154, 2017.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; DERGAM, J. A.; ELESBON, A. A. Estabelecimento do Regime de Vazões Ecológicas no Rio Formoso/MG com base em Espécies Neotropicais. RBRH: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19, n. 4, p. 72-82, 2014.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **J. Hydrologic Eng.** v. 4, p. 135-143, 1999.

GRIFFITH, G. E.; BRYCE, S. A.; OMERNIK, J. M.; COMSTOCK, J. A.; RODGERS, A. C.; HARRISON, B.; HATCH, S. L.; BEZANSON, D. **Ecoregions of Texas (color poster with map, descriptive text, and photographs)**. Reston, Virginia, U.S. Geological Survey, United States Department of Interior, Washington, D.C. 2004.

HALWATURA, D.; NAJIM, M. M. M. Environmental Flow Assessment - An Analysis. **Journal of Environmental Professionals Sri Lanka**. v. 3, n. 2, 2014.

HARDIE, S.; BOBBI, C. Compounding Effects of Agricultural Land Use and Water Use in Free-Flowing Rivers: Confounding Issues for Environmental Flows. **Environmental Management**. v. 61, p. 421-431, 2018.

HARPER, D.; ZALESWSKI, M.; PACINI, N. **Ecohydrology: processes, models and case studies: an approach to the sustainable management of water resources**. CAB International. London, 2008.

HENRIKSEN, J. A.; HEASLEY, J.; KENNEN, J. G.; NIESWAND, S. **Users' Manual for the Hydroecological Integrity Assessment Process Software** (including the New Jersey Assessment Tools). USGS, 2006.

HIRJI, R.; DAVES, R. **Environmental Flows in Water Resources Policies, Plans, and Projects: Findings and Recommendations**. World Bank, Creative Commons Attribution CC BY 3.0 IGO, 2009a

HYER, T. J. Considering Ecuador's New Water Law Through the Lens of Indigenous Rights Under International Law. **Willamette Environmental Law Journal**. v. 63, p. 34, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manuais Técnicos em Geociências: **Manual técnico de pedologia**. 2º edição. Rio de Janeiro, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa da Pecuária Municipal**. Diretoria de Pesquisas - DPE - Coordenação de Agropecuária, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativas de População**. Diretoria de Pesquisas - DPE - Coordenação de População e Indicadores Sociais – COPIS, 2017.

IPECE. **Ceará em Mapas. 2007**. Disponível em: <http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/lista/index.htm>. Acesso em: 22 de março de 2018.

IREFC, **The Brisbane Declaration on Environmental Flows** in: 10th International Riversymposium & Environmental Flows Conference. 2007. Disponível em:

<<http://riversymposium.com/about/brisbane-declaration-2007/>>. Acesso em: 5 setembro 2017.

IUCN VIETNAM. **Environmental Flows: Rapid Environmental Flow Assessment for the Huong River Basin, Central Vietnam**. IUCN Vietnam, Hanoi, Vietnam. xx + p. 82, 2005.

JARVIS, A.; REUTER, H. I.; NELSON, A.; GUEVARA, E. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4, available from the CGIAR-CSI SRTM 90m**. 2008.

KEDZIORA, A.; RYSZKOWSKI, L. Does Plant Cover Structure in Rural Areas Modify Climate Change Effects?. **Geographia Polonica**. v. 72, n. 2, p. 65-88, 1999.

KENDY, E.; APSE, C.; BLANN, K. **A practical guide to environmental flows for policy and planning, with nine case studies from the United States**. The Nature Conservancy, 2012.

KENNARD, M. J.; MACKAY, S. J.; PUSEY, B. J.; OLDEN, J. D.; MARSH, N. Quantifying Uncertainty in Estimation of Hydrologic Metrics for Ecohydrological Studies. **River Research and Applications**. v. 26, p. 137-156, 2010.

KING, J. M.; THARME, R. E. **Assessment of the Instream Flow Incremental Methodology and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa**. Water Research Commission Report n°. 295/1/94. Water Research Commission, Pretoria. p. 590, 1994.

KING, J. M.; THARME, R. E.; Villiers, M. S. **Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for the Building Block Methodology**. Water Research Commission, WRC Report n° TT 354/08, 2008.

KLEYNHANS, C. J.; LOUW, M. D. **Module A: EcoClassification and EcoStatus determination in River EcoClassification: Manual for EcoStatus Determination (version 2)**. Joint Water Research Commission and Department of Water Affairs and Forestry report. WRC Report, 2007.

LAIZÉ, C. L. R.; ACREMAN, M. C.; DUNBAR, M.; HOUGHTON-CARR, H.; FLÖRKE, M.; SCHNEIDER, C. **Monthly hydrological indicators to assess impact of change on river ecosystems at the pan-European scale: preliminary results**. In: British Hydrological Society Third International Symposium Role of Hydrology in Managing Consequences of a Changing Global Environment, Newcastle upon Tyne, United Kingdom, 2010.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Eng Sanit Ambient**. v. 23, n. 1, 2018.

LINNANSAARI, T.; MONK, W. A.; BAIRD, D. J.; CURRY, R. A. **Review of approaches and methods to assess Environmental Flows across Canada and internationally**. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/039. v. 2, p. 75, 2013.

LIU, S.; CROSSMAN, N. D.; NOLAN, M.; GHIRMAY, H. Bringing ecosystem services into integrated water resources management. **Journal of Environmental Management**. v. 129, p. 92-102, 2013.

LUNG, W. S. **Water Quality Modeling: Applications to Estuaries, Volume 3**. CRC Press, Boca Raton, Fla, 1993.

MANNING, M. J.; Sullivan, R. H.; Kipp, T. M. **Nationwide evaluation of combined sewer overflows and urban stormwater discharges- v. III: Characterization of discharges**. EPA-600/2-77-064c (NTIS PB-272107) U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1977.

MEYER, W. B, TURNER, B. L. **Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective**. New York: Cambridge Univ. Press. p. 537, 1994.

MILHOUS, R. T.; WADDLE, T. J. **Physical Habitat Simulation (PHABSIM) Software for Windows (v.1.5.1)**. Fort Collins, CO: USGS Fort Collins Science Center, 2012.

MOIR, K.; THIEME, M.; OPPERMAN, J. **Securing A Future that Flows: Case Studies of Protection Mechanisms for Rivers**. World Wildlife Fund and The Nature Conservancy. Washington, DC, 2016.

MONTUELLE, B.; DORIGO, U.; BÉRARD, A.; VOLAT, B.; BOUCHEZ, A.; TLILI, A.; GOUY, V.; PESCE, S. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières-Morville experimental watershed (France). **Hydrobiologia**. v. 657, p. 123-141, 2010.

MOYLE, P. B.; WILLIAMS, J. G.; KIERNAN, J. D. **Improving environmental flow methods used in California**. Federal Energy Regulatory Commission Relicensing. California Energy Commission, PIER. CEC-500-2011-037, 2011.

MOSCRIP, A. L.; MONTGOMERY, D. R. Urbanization, flood frequency, and salmon abundance in Puget Sound lowland streams. **Journal of American Water Resources Association**. v. 33, p. 1289-1297, 1997.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. **J. Hydrology**. v. 10, p. 282-290, 1970.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation Version 2009**. Agricultural Research Service. Texas, 2011.

NOGUEIRA, S. F. **Balço de nutrientes e avaliaço de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. 2003. Dissertação (mestrado) Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba, p. 137. 2003.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**. v. 19, p. 101-121, 2003.

ORNL DAAC (Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center). **MODIS subsetting land products**, Collection 5. 2011. Disponível em: <<http://daac.ornl.gov/MODIS/modis.html>>. Acesso em: 12 maio 2017.

OVERTON, I. C.; SMITH, D. M.; DALTON, J.; BARCHIESI, S.; ACREMAN, M. C.; STROMBERG, J. C.; KIRBY, J. M. Implementing environmental flows in integrated water resources management and the ecosystem approach. **Hydrological Sciences Journal**. v. 59, p. 860-877, 2014. doi:10.1080/02626667.2014.897408

PAHL-WOSTL, C.; ARTHINGTON, A.; BOGARDI, J.; BUNN, S. E.; HOFF, H.; LEBEL, L.; NIKITINA, E.; PALMER, M.; POFF, L. N.; RICHARDS, K.; SCHLÜTER, M.; SCHULZE, R.; ST-HILAIRE, A.; THARME, R.; TOCKNER, K.; TSEGAI, D. Environmental flows and water governance: Managing sustainable water uses, Current Opinion in **Environmental Sustainability**. v. 5, p. 341–351, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.009>

POFF, N. L.; HART, D. D. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. **Bioscience**. v. 52, p. 659-668, 2002.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, E. J. C. The Natural Flow Regime. **Bioscience**. v. 47, p. 769-784, 1997.

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ACREMAN, M.; APSE, C.; BLEDSOE, B. P.; FREEMAN, M. C.; HENRIKSEN, J.; JACOBSON, R. B.; KENNEN, J. G.; MERRITT, D. M.; O'KEEFFE, J. H.; OLDEN, J. D.; ROGERS, K.; THARME, R. E.; WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new frame-work for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**. v. 55, p. 147-170, 2010.

POFF, N. L.; MATTHEWS, J. H. Environmental flows in the Anthropocene: Learning from the past to project the future? **Current Opinion in Environmental Sustainability**. v. 5, p. 667-675, 2013.

QUINN, J. M. **Effects of Pastoral Development. In New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management**, ed. KJ Collier, MJ Winterbourn, p. 208–29. Christchurch, NZ: Caxton, 2000.

RESH, V. H.; BROWN, A. V.; COVICH, A. P.; GURTZ, M. E.; LI, H. W.; MINSHALL, G. W.; REICE, S. R.; SHELDON, A. L.; WALLACE, J. B.; WISS-MAR, R. C. "The Role of Disturbance in Stream Ecology." **Journal of the North American Benthological Society**. v. 7, p. 433-55, 1988.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J.; POWELL, V. J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**. v. 10, p. 1163-1174, 1996.

- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. **Regulated Rivers-Research & Management**. v. 14, p. 329-340, 1998.
- RICHTER, B. D. Short Communication a Presumptive Standard for Environmental Flow Protection. **River Research and Applications**. v. 28, p. 1312-1321, 2011.
- ROBERT, J.; ROLLS, J. H.; DARREN, S.; RYDER, B. C.; CHESSMAN, I. O. Grown, Ross M. Thompson, Keith B. Gido. Scaling biodiversity responses to hydrological regimes. **Biological Reviews**. v. 93, p. 971-995, 2018.
- RO, REGISTRO OFICIAL n° 305. **Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento del Agua**. República del Ecuador, 2014.
- SANTOS, C. P. "**Impactos Eco-Hidrológicos do Uso e Ocupação do Solo em Região Semiárida: O caso da bacia do rio Acaraú, CE**". 2013. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, 2013.
- SANTOS, C. P.; SOUZA, C. F. Efeitos da cascata de reservatórios sobre a variabilidade natural de vazões: o caso do rio Paraná em Porto Primavera. RBRH: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 698-707, 2015.
- SARTORI, A.; NETO, F. L.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.
- SAVARY, S.; ROUSSEAU, A. N.; QUILBE, R. "Assessing the Effects of Historical Land Cover Changes on Runoff and Low Flows Using Remote Sensing and Hydrological Modeling." **Journal of Hydrologic Engineering**. v. 14, p. 575-587, 2009.
- SHANG, S. A multiple criteria decision-making approach to estimate minimum environmental flows based on wetted perimeter. **River Research and Applications**. v. 24, p. 54-67, 2007.
- SINGH, K. M.; SINGH, R. K. P.; MEENA, M. S.; KUMAR, A. **Indian National Water Policy: A Review**, 2014.
- SINGH, P. K.; SAXENA, S. Towards developing a river health index. **Ecological Indicators**. v. 85, p. 999-1011, 2018.
- SOUZA, C. F. **Vazões Ambientais em Hidrelétricas: Belo Monte e Manso**. 2009. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- SUTHERLAND, A. B; MEYER, J. L.; GARDINER, E. P. Effects of Land Cover on Sediment Regime and Fish Assemblage Structure in four Southern Appalachian Streams. **Freshw. Biol.** v. 47, p. 1791-805, 2000.

SPEED, R.; GIPPEL, C.; BOND, N.; BUNN, S.; QU, X.; ZHANG, Y.; LIU, W.; JIANG, X. **Assessing river health and environmental flow requirements in Chinese rivers**. International Water Centre, Brisbane, Australia, 2012.

SPEED, R.; LI, Y.; TICKNER, D.; HUANG, H.; NAIMAN, R.; CAO, J.; LEI, G.; YU, L.; SAYERS, P.; ZHAO, Z.; YU, W. **River Restoration: A Strategic Approach to Planning and Management**. Paris, UNESCO, 2016.

TENNANT, D. L. **Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation, and related environmental resources** *in*: J.F. Orsborn, C.H. Allman (eds) Proceedings of symposium and speciality conference on instream flow needs II American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 359-373, 1976.

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.

THARME, R.; KENDY, E. **Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA): integrating environmental flows into regional water resources planning and management**. International Conference on Implementing Environmental Water Allocations. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission, 2009.

TNC, The Nature Conservancy. **Environmental Flows: Water for People - Water for Nature**. 2006.

TNC, The Nature Conservancy. Indicators of Hydrologic Alteration: **Version 7 User's Manual**. 2007.

TONÉ, A. J. Z. " **Análise e modelagem de fósforo em reservatórios localizados em regiões semiáridas**". 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, 2016.

TONÉ, A. J. A.; LIMA NETO, I. E. **Modelagem de fósforo em açudes no semiárido cearense**. Artigo científico. 2014.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas** – Ministério das Cidades – Global Water Partnership - World Bank – Unesco, 2005.

UNESCO. **Ecohydrology: An Interdisciplinary Approach for the Sustainable Management of water Resource**, 2007.

UNEP. **Sustainable Development Goals**. Disponível em: <<https://www.unenvironment.org/annualreport/2015/en/index.html>>. Acesso em: 20 junho 2017.

USDA-NRCS. National Resources Conservation Services New Jersey, United States. **Vegetative Filter Strip**. Department of Agriculture. Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/nj/technical/?cid=nrcs141p2_018851>, 2018. Acesso em 10 de junho de 2018.

USGS. **Summary of Monitoring and Assessments Related to Environmental Flows in USGS Water Science Centers across the U.S.** 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** 3a ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 1, p. 452, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2ª ed. Vol. 3 – Lagoas de estabilização.** UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 196, 2002.

VOROSMARTY, C. J.; SAHAGIAN, D. Anthropogenic Disturbance of the Terrestrial Water Cycle. **Bioscience.** v. 50, p. 753-765, 2000.

WILLIAMS, J. R. **The EPIC Model.** Chapter 25 p. 909-1000. *In:* Computer Model of Watershed of Hydrology. Water Resource publication. Highlands Ranch, CO, 1995.

WORAKIJTHAMRONG, S.; CLUCKIE, I. Groundwater-river interaction and management in the context of inter-basin transfers. **Environ Earth Sci.** v. 70, p. 2039-2045, 2013.

ZALEWSKI, M.; Ecohydrology for compensation of Global Change. **Braz. J. Biol.,** São Carlos, v. 70, n. 3, p. 689-695, 2010.

ZALEWSKI, M.; McClain, M. Ecohydrology: **A List of Scientific Activities of IHP-V Projects 2.3-2.4.** IHP-V Technical Documents in Hydrology n° 21 UNESCO, Paris. 1998.

ZALEWSKI, M.; NAIMAN, R. J. **The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors.** In ALABASTER, JS. (Ed.). Habitat Modifications and Freshwater Fisheries. Butterworths, London: FAO UN, p. 3-9, 1985.

ANEXO A – INDICADOR DE VAZÃO AMBIENTAL ANUAL PARA O CENÁRIO III

Ano	Ponto de controle Q3				Ponto de controle Q2				Ponto de controle Q1				Exutório			
1996	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
1997	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
1998	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
1999	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2000	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2001	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2002	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2003	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2004	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2005	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2006	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2007	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2008	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2009	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2010	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2011	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
2012	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA	IAH	IZRA	IATEA	IVA
Condição																
	Natural															
	Baixo impacto															
	Alto impacto															
	Impacto severo															

Fonte: Elaborado pelo autor.