



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ – UFPI
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE DA ASSOCIAÇÃO
PLENA EM REDE DAS INSTITUIÇÕES**



**Doutorado em Desenvolvimento
e Meio Ambiente**

**Associação Plena
em Rede**



**PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO: SUBSÍDIOS PARA O
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO
BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, MARANHÃO**

LEONARDO SILVA SOARES

**TERESINA
2016**

LEONARDO SILVA SOARES

**PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO: SUBSÍDIOS PARA O
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO
BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, MARANHÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Associação Plena em Rede de Instituições (UFPI, UFC, UFRN, UFPB, UFPE, UFS, UESC), como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Wilza Gomes Reis Lopes.

Coorientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Leal de Castro.

**TERESINA
2016**

FICHA CATALOGRÁFICA

Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco

Serviço de Processamento Técnico da Universidade Federal do Piauí

S676p

Soares, Leonardo Silva.

Planejamento ambiental integrado: subsídios para o desenvolvimento sustentável das sub-bacias hidrográficas do baixo curso do Rio Itapecuru, Maranhão / Leonardo Silva Soares. – 2016.

204 f.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí, 2016.

“Orientadora: Prof^a. Dr^a. Wilza Gomes Reis Lopes.”

1. Planejamento. 2. Integração Sócio Ambiental. 3. Geomorfologia. 4. Uso da Terra. 5. Qualidade da Água. 6. Planejamento Ambiental. I. Castro, Antônio Carlos Leal de. II. Título.

CDD 574.52

LEONARDO SILVA SOARES

**PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO: SUBSÍDIOS PARA O
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS
DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, MARANHÃO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Associação Plena em Rede de Instituições (UFPI, UFC, UFRN, UFPB, UFPE, UFS, UESC), como requisito para obtenção do título de Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

APROVAÇÃO EM: 12 / 5 / 2016

BANCA EXAMINADORA

Profª. Dra. Wilza Gomes Reis Lopes (Orientadora)
PRODEMA - Universidade Federal do Piauí - UFPI

Prof. Dr. Carlos Frederico Lago Burnett (Examinador externo)
Universidade Estadual do Maranhão - UEMA

Prof. Dr. Edson Vicente da Silva (Examinador externo)
PRODEMA - Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Jorge Eduardo Abreu (Examinador externo)
Universidade Estadual do Piauí - UESPI

Prof. Dr. João Batista Lopes (Examinador interno)
PRODEMA - Universidade Federal do Piauí - UFPI

Teresina
2016

A Deus, por estar do meu lado, me protegendo e realizando bênção na minha vida e da minha família.

Aos meus pais, Afonso Soares e Graça Almeida, e aos meus irmãos Samarone e Polyana, pelo apoio, confiança e inspiração.

A minha esposa, Karina Coqueiro, pelo incentivo, compreensão e amor.

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dr^a. Wilza Gomes Reis Lopes, pela orientação acadêmica, amizade e incentivo, obrigado por tudo.

Ao mestre, professor Antonio Carlos Leal de Castro, pela oportunidade, orientação, confiança, apoio, companhia e amizade, obrigado por tudo.

Ao Prof. Dr. João Batista Lopes, Prof. Dr. Edson da Silva Nascimento, Prof. Dr. Carlos Frederico Lago Burnett, Prof. Dr. Jorge Eduardo Abreu, Profa. Dr^a. Ediléa Dutra Pereira, Prof. Dr. Antonio Cardoso Façanha, Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva, Prof. Dr. George Satander Sá Freire, Prof, Dr^a. Vlândia Maria Cabral Borges, pelas valiosas contribuições a este trabalho por ocasião de suas participações nos seminários de tese, exame de qualificação e defesa da tese.

Aos Professores e colaboradores do Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Rede PRODEMA.

Aos colegas do doutorado, pela partilha de experiências, em especial a Marcos Lira, Rodrigo Sousa, Roselane Moita, Lúcia Gomes e Karla Brito.

Aos grandes e inseparáveis amigos da UFMA: Antonio Carlos, Marcelo Henrique, Gisele Araújo, Victor Lamarão, Paula Verônica, James Werllen, Helen Roberta, Cássia Fernanda e Rayssa Lima, com os quais é gratificante conviver, aprender e compartilhar experiências acadêmicas e de vida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA), pela bolsa de estudo concedida.

À Universidade Federal do Piauí (UFPI), Universidade Federal do Maranhão (UFMA) e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão pelo apoio institucional para realização deste trabalho.

E a todos que, de alguma forma, colaboraram para a realização desta tese.

*“Feliz o homem que acha
sabedoria, e o homem que adquire
o conhecimento”.*
Provérbios 3: 13

RESUMO

O presente trabalho aborda a análise da interação de fatores geoambientais em dez Sub-Bacias Hidrográficas (SBHs) localizadas nos Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita, inseridos no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), Estado do Maranhão. Nesta região, existe a perspectiva da instalação de empreendimentos industriais, os quais, provavelmente irão potencializar a pressão sobre os recursos naturais, com real possibilidade de ocorrerem mudanças significativas nos padrões ambientais, gerando consequências negativas sobre a qualidade de vida das comunidades locais e funcionamento dos ecossistemas naturais. Desta forma, este trabalho objetivou analisar a dinâmica ambiental das SBHs do BCRI, por meio da integração das características geomorfológicas, de uso e cobertura do solo, do potencial erosivo e da qualidade da água, gerando subsídios para fundamentação de propostas que visem a solução dos conflitos socioambientais, além de orientar a utilização racional do espaço e dos recursos naturais no âmbito do planejamento ambiental. Para tanto, foram empregados quatro eixos metodológicos, que permitiram a compreensão da dinâmica geoambiental da área de estudo. O primeiro, caracterizou os componentes morfométricos das SBHs, indicando as principais formas de relevo, padrões de drenagem e áreas de maior susceptibilidade ambiental, que devem ser priorizadas no processo de planejamento ambiental. O segundo componente foi pautado na avaliação da dinâmica do uso e cobertura do solo entre os anos de 2005 e 2015, em que foram discutidas as principais mudanças da paisagem neste horizonte temporal. No terceiro eixo, por meio da Equação Universal de Perda de Solos (EUPS), foi mapeada a evolução dos processos erosivos em função das mudanças da paisagem, entre os anos de 2005 e 2015. No quarto componente, investigou-se a qualidade de água do Rio Itapecuru, a partir de ampla rede de monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da água, em que foi possível indicar o status de qualidade da água e compreender as inter-relações com a dinâmica ambiental das SBHs, no trecho investigado. A partir dos resultados da análise geomorfológica, foi constatado que as SBHs são de pequena dimensão e na rede de drenagem predominam canais intermitentes e de primeira ordem. Observou-se, ainda, que 83,3% da área estudada constitui zona de média e alta susceptibilidade ambiental, as quais devem ser priorizadas para implementação de ações de gerenciamento dos recursos naturais. Quanto ao uso e cobertura do solo, as classes “vegetação alta” e “vegetação média” foram predominantes nos três anos analisados. As principais mudanças foram impulsionadas pela supressão da vegetação, devido à implantação de um grande empreendimento e expansão das áreas ocupadas das cidades de Bacabeira e Rosário. O potencial erosivo indicou que as principais classes da EUPS foram “Muito Baixa” e “Baixa”, com perda de solo inferior a $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por outro lado, em algumas zonas, evidenciou-se a ampliação das áreas susceptíveis à erosão laminar, devido ao aumento das classes “Moderada” e “Moderada a forte” (perdas de até $500 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), impulsionadas pelas alterações nos padrões da paisagem. Com relação à qualidade da água, ocorre ampla variação espaço-temporal entre as variáveis, com alteração significativa no sentido montante/jusante para as variáveis: sólidos suspensos totais, transparência, turbidez e ferro total, sugerindo influência dos processos erosivos nas SBHs. As ocorrências de coliformes termotolerantes e *Escherichia Coli* indicam o lançamento de esgoto sanitário diretamente no rio. As informações obtidas na pesquisa indicam que apesar das pressões existentes na região, o ambiente ainda apresenta extensas áreas com alto potencial para conservação ambiental, sendo possível recuperar aquelas em estado inicial de degradação. O estabelecimento de estratégias vinculadas ao planejamento ambiental deve antecipar a chegada de empreendimentos e considerar a capacidade de suporte dos ecossistemas, compatibilizando sua implantação com a manutenção das características socioambientais inerentes ao BCRI.

Palavras-chave: planejamento, integração socioambiental, geomorfologia, uso da terra, erosão, qualidade da água, tomada de decisão.

ABSTRACT

The present research addresses the interaction of physical and economic factors in ten Sub-Watershed (SWD) located in the municipalities of Rosario, Bacabeira and Santa Rita, located in the Lower Course of River Itapecuru (LCRI), State of Maranhão. In this region, there is a prospect of the installation of industrial enterprises that might likely enhance the pressure on natural resources, with a real possibility of occurrence of significant changes in environmental standards, generating adverse consequences on the local community quality of life and negative impacts on functioning of natural ecosystems. Thus, this study aimed to analyze the environmental dynamics of SWD, through the integration of geomorphological characteristics, use and land cover, the potential erosion and water quality, generating subsidies for reasons of proposals for the solution of environmental conflicts as well as guide the rational use of space and natural resources in the environmental planning. Therefore, we employed four methodological axes that allowed the understanding of the dynamics of geo-environmental study area. The first axis characterizes the morphometric components of SWD, stating the main forms of relief, drainage patterns and areas of greatest environmental susceptibility, which might prioritize the environmental planning process. The second component guided the evaluation of the dynamics of land use and land cover between 2005 and 2015 when we discussed the major landscape changes this period. In the third axis through of Equation Universal Soil Loss (USLE) was mapped the evolution of erosion due to the landscape changes between the years 2005 and 2015. The fourth component, we investigated the water quality of the river Itapecuru from wide network of monitoring of physical, chemical and biological parameters of the water, it was possible to indicate the quality status and understand the interrelationships with the environmental dynamics of SBH, the investigated stretch. The results of geomorphological analysis indicated that SWD are small and drainage network predominate intermittent and first-order channels. There was also that 83.3% of the study area constitutes medium and high environmental susceptibility zones, which must have priority for implementation of management actions of natural resources. Regarding the use and land cover the classes "overgrown" and "average vegetation" were prevalent in the three years of the research. The main changes observed were the removal of vegetation due to implementation of a large development and the expansion of the occupied areas of the cities of Rosario and Bacabeira. The erosive potential indicated that the main classes of USLE were "Very Low" and "Low" with loss of lower soil 10 t ha⁻¹ yr⁻¹. On the other hand, in some areas, it became clear the expansion of areas susceptible to laminar erosion due to higher classes "moderate" and "moderate to strong" (losses of up to 500 t ha⁻¹ yr⁻¹), driven by changes in landscape patterns. In relation to water quality, there is a wide space-time variation between the variables with significant change in direction upstream / downstream to the variables: total suspended solids, transparency, turbidity and total iron, suggesting influence of erosion in the SWD. Occurrences of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* indicate the sanitary sewer launch directly into the river. Information obtained from the survey indicate that despite the pressures existing in the region, the environment still has large areas with high potential for environmental conservation, being possible the recovering those areas in the beginning state of degradation. To conclude, the establishment of strategies linked to environmental planning must anticipate the arrival of developments and consider the ecosystem carrying capacity, aligning its implementation with the maintenance of social and environmental characteristics of the LCRI.

Key words: planning, environmental integration, geomorphology, land use, erosion, water quality, decision-making.

RESUMEN

El presente trabajo versa sobre la interacción de factores físicos y socio económico en diez Subcuencas Hidrográficas (SCHs) ubicadas en los municipios de Rosario, Bacabeira y Santa Rita, que hacen parte del Bajo Curso del Río Itapecuru (BCRI), en la provincia de Maranhão. En esta región, existe la perspectiva de instalación de empresas industriales, las cuales probablemente van a potencializar la presión sobre los recursos naturales, con real posibilidad de que ocurran cambios significativos en los estándares ambientales, generando consecuencias negativas sobre la calidad de vida de las comunidades locales y el funcionamiento de los ecosistemas naturales. De esta manera, este trabajo tuvo el objetivo de analizar la dinámica ambiental de las SCHs, a través de la interacción de las características geomorfológicas, de uso y cobertura de la tierra, del potencial erosivo y de la calidad del agua, generando subsidios para fundamentación de propuestas que buscan a solución de conflictos socio ambientales, además de buscar orientar la utilización racional del espacio y de los recursos naturales en el ámbito de la planificación ambiental. Para ello, se empleó cuatro ejes metodológicos que permitieron la comprensión de la dinámica geo ambiental del área de estudio. El primero, caracterizó los componentes morfométricos de las SCHs, indicando las principales formas del alivio, patrones de drenaje y áreas de mayor susceptibilidad ambiental que deben ser priorizadas en el proceso de planificación ambiental. El segundo componente está pautado en la evaluación de la dinámica del uso y cobertura de la tierra entre los años de 2005 y 2015, donde fueron discutidos los principales cambios de paisaje en este horizonte temporal. En el tercer eje, a través de la Ecuación Universal de Pérdida de solos (EUPS), se mapeó la evolución de los procesos erosivos en función de los cambios de paisaje entre los años de 2005 y 2015. El cuarto componente, investigó la calidad del agua del río Itapecuru, a partir de la amplitud de la red de monitoración de los parámetros físico química y biológica del agua, en que ha sido posible indicar el estatus de calidad y comprender las inter relaciones con la dinámica ambiental de las SCH, en el techo investigado. Los resultados del análisis geomorfológica indicada que las SCHs son de pequeña dimensión y en la red de drenaje predominan canales intermitentes y de primer orden. Se observó, todavía, que 83% del área estudiada se constituye zona de media y alta susceptibilidad ambiental, las cuales deben ser priorizadas para implementación de acciones de gerenciamiento de los recursos naturales. Cuanto al uso de y cobertura de la tierra, las clases “Vegetación alta” y “Vegetación media” fueron predominantes en los tres años analizados. Los principales cambios fueron impuestos por la supresión de la vegetación a causa de la implantación de un gran emprendimiento y expansión de las áreas ocupadas de las ciudades de Bacabeira y Rosario. El potencial erosivo indicó que las principales clases de EUPS han sido “Muy Bajas” y “Bajas”, con pérdida de solo inferior $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Por otro lado, en algunas zonas, se evidenció la ampliación de las áreas susceptibles a la erosión laminar, debido al alza de las clases “Moderada a fuerte” (pérdida de hasta $500 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), impuestas por las alteraciones en los patrones del paisaje. Con relación a la calidad del agua, ocurre amplia variación espacio temporal entre las variables, con alteraciones significativas en el sentido arriba/abajo para las variables: sólidos suspendidos totales, transferencia, turbidez y hierro total, sugiriendo influencia de los procesos erosivos en las SCHs. Las ocurrencias de heces fecales termo tolerantes e indican que se tiran la alcantarilla sanitaria en la cuenca del río. Las informaciones obtenidas en esta investigación indican que a pesar de las presiones existentes en la región, el ambiente todavía presenta extensas áreas con al potencial para preservación ambiental, siendo posible recuperar aquellas en estado inicial de degradación. El establecimiento de estrategias vinculados al planificación ambiental deben anticipar la llegada de emprendimientos y considerar la capacidad de soporte de los ecosistemas, compatibilizando su implantación con la manutención de socio ambientales inherentes al BCRI.

Palabras Clave: Planificación, integración del medio ambiente, geomorfología, utilización del suelo, erosión, calidad del agua, toma de decisiones.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1. Mapa de localização dos Distritos Industriais e das SBHs do BCRI.....	21
Figura 1-2. Atividades de terraplenagem para implementação de empreendimento petroquímico no Município de Bacabeira	22
Figura 2-1. Regiões Hidrográficas do Brasil.....	27
Figura 2-2. Principais padrões de drenagens de bacias hidrográficas	37
Figura 2-3. Sistema de ordenamento de canais de acordo com Strahler (1957). 1 – canais de primeira ordem; 2 – canais de terceira ordem; 3 – canais de terceira ordem; e 4 – canal de quarta ordem.....	37
Figura 3-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão morfológica em alto médio e baixo curso	48
Figura 3-2. Mapa de Hipsometria da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru	49
Figura 3-3. Sistema de Captação de Água Italuís, localizada no Baixo Curso do Rio Itapecuru	50
Figura 3-4. Planície de Inundação do Rio Itapecuru durante o período chuvoso do ano de 2009. (A) corresponde a SBH-2 e (B) corresponde a SBH-10.....	50
Figura 3-5. Mapa de localização das Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru.....	51
Figura 3-6. Situação das SBHs em relação às sedes dos municípios, comunidades e Distrito Industrial do BCRI.....	53
Figura 3-7. Modo de vida das comunidades do BCRI. (A) Casa de taipa na localidade Pode Ser. (B) Área utilizada para agricultura de subsistência	54
Figura 3-8. Utilização de recursos naturais pelas comunidades que vivem nas SBHs do BCRI. (A) Pilão sendo utilizado para descascar arroz; (B) Pesca de tarrafa no rio Itapecuru; (C) Preparação de palha para cobrir casas em comunidades do BCRI.....	54
Figura 4-1. Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru.....	59
Figura 4-2. Rede de drenagem e ordenamentos dos canais fluviais das SBHs do BCRI	64
Figura 4-3. Mapa de declividade das SBHs do BCRI	65
Figura 4-4. Mapa hipsométrico das SBHs do BCRI.....	66
Figura 4-5. Priorização das SBHs do BCRI.....	75
Figura 4-6. Classes de priorização das SBHs do BCRI	76
Figura 5-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em Alto Médio e Baixo curso.....	86
Figura 5-2. Mapa de localização das SBHs do BCRI	87
Figura 5-3. Mapa do uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005.....	91
Figura 5-4. Mapa de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010.....	93

Figura 5-5. Mapa de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015.....	95
Figura 5-6. Comparação do uso e cobertura da terra (UCS) nas SBHs do BCRI entre 2005 e 2015.....	96
Figura 6-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso.....	106
Figura 6-2. Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do baixo curso do Rio Itapecuru.....	107
Figura 6-3. Precipitação média (mm) e erosividade ($\text{mm ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) das SBHs do BCRI (série histórica: 1975-2015).....	111
Figura 6-4. Mapeamento pedológico das SBHs do BCRI.....	113
Figura 6-5. Plano de informação da erodibilidade dos solos ($\text{t ha MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$) para cálculo da EUPS nas SBH do BCRI.....	114
Figura 6-6. Mapa clinográfico das SBH do BCRI.....	116
Figura 6-7. Plano de informação do Fator Topográfico (LS) para cálculo da EUPS nas SBH do BCRI.....	116
Figura 6-8. Mapa de uso e cobertura da terra das SBHs do BCRI nos anos de 2005, 2010 e 2015.....	117
Figura 6-9. Plano de informação do Fator CP para cálculo da EUPS das SBHs do BCRI nos anos de 2005, 2010 e 2015.....	118
Figura 6-10. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005.....	121
Figura 6-11. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010.....	122
Figura 6-12. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015.....	122
Figura 7-1. Localização da bacia hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso.....	135
Figura 7-2. Localização das SBHs e pontos de amostragem do monitoramento da qualidade da água do BCRI.....	136
Figura 7-3. Variação espaço-temporal do fósforo total (mg.L^{-1}) na água no BCRI.....	141
Figura 7-4. Variação espaço-temporal do ferro total e dissolvido (mg.L^{-1}) na água do BCRI.....	142
Figura 7-5. Variação espaço-temporal dos sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) na água do BCRI.....	143
Figura 7-6. Variação espaço-temporal da transparência (cm) da água no BCRI.....	144
Figura 7-7. Variação espaço-temporal da turbidez (UNT) na água do BCRI.....	145
Figura 7-8. Análise de Componente Principal entre as variáveis de qualidade de água e estações de amostragem do BCRI (eixo 1 e 2).....	147

Figura 7-9. Análise de Componente Principal entre as variáveis de qualidade de água e estações de amostragem no BCRI (eixo 1 e 3).....	148
Figura 7-10. Dendrograma para análise da similaridade entre as unidades amostrais em função das variáveis da qualidade da água no BCRI.....	149
Figura 8-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso	159
Figura 8-2. Localização das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru .	160
Figura 8-3. Localização das estações de amostragem no BCRI.....	161
Figura 8-4. Valores médios do Índice de Qualidade de Água entre as estações P1 e P5 localizadas no BCRI	164
Figura 8-5. Índice de Qualidade de Água no período compreendido entre abril de 2012 e janeiro de 2015 no BCRI.....	165
Figura 8-6. Análise de Componente Principal entre as variáveis do IQA e estações de amostragem no BCRI.....	166

LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1. Descrição das bacias hidrográficas inseridas na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Itapecuru.....	47
Tabela 4-1. Classificação hierárquica para priorização de SBH por meio do método WSA.....	62
Tabela 4-2. Características morfométricas das SBHs do BCRI.....	63
Tabela 4-3. Propriedades da rede de drenagem das SBHs do BCRI.....	63
Tabela 4-4. Distribuição das classes de declividade em porcentagem das SBHs do BCRI.....	65
Tabela 4-5. Priorização preliminar das SBHs do BCRI com base nos indicadores morfométricos.....	73
Tabela 4-6. Matriz de correlação da hierarquização das propriedades morfométricas das SBHs do BCRI.....	74
Tabela 4-7. Priorização final das SBHs do BCRI.....	74
Tabela 5-1. Principais aplicações e características das bandas do sensor TM do Landsat - 5.....	89
Tabela 5-2. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005.....	91
Tabela 5-3. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI no ano de 2010.....	92
Tabela 5-4. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015.....	94
Tabela 6-1. Tipologias de solos que ocorrem no BCRI, valores de erodibilidade e fonte dos dados.....	109
Tabela 6-2. Classes de uso e cobertura da terra, valores de CP e fonte dos dados.....	110
Tabela 6-3. Valores médios para LS por classe de declividade.....	110
Tabela 6-4. Classes de perda de solo por erosão laminar.....	111
Tabela 6-5. Distribuição das classe de solos das SBHs do BCRI.....	113
Tabela 6-6. Distribuição das classes de declividade das SBHs do BCRI.....	115
Tabela 6-7. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005.....	118
Tabela 6-8. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010.....	118
Tabela 6-9. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015.....	119
Tabela 6-10. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2005.....	120
Tabela 6-11. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2010.....	120

Tabela 6-12. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2015.	121
Tabela 7-1. Média e desvio padrão das variáveis monitorados no BCRI entre os pontos amostrais.....	139
Tabela 7-2. Média e desvio padrão dos variáveis monitorados no BCRI entre os meses analisados.	140
Tabela 8-1. Descrição das bacias hidrográficas inseridas na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Itapecuru.....	159
Tabela 8-2. Pontuação do Índice de Qualidade de Água no BCRI.....	164
Tabela 8-3. Matriz do Teste de Tukey entre o IQA das cinco estações de amostragem do BCRI.	165
Tabela 8-4. Matriz do Teste de Tukey's para os valores de IQA nos doze meses de amostragem no BCRI.....	166

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A. Média dos totais mensais e anuais de precipitação (mm) entre os anos 1975 a 2014 com seus respectivos valores de erosividade (R) em MJ.mm ha ⁻¹ ano ⁻¹ (Fonte de dados: INMET).....	196
Apêndice B. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água do BCRI no mês de janeiro (2013, 2014 e 2014)	198
Apêndice C. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água do BCRI no mês de abril (2012, 2013 e 2014)	199
Apêndice D. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água no BCRI no mês de julho (2012, 2013 e 2014)	200
Apêndice E. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água no BCRI no mês de outubro (2012, 2013 e 2014).	201
Apêndice F. Informações das revistas científicas, as quais os artigos produzidos serão enviados para publicação.	202

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- A - Perda de solo acumulada por unidade de área
- ABNT NBR – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ACP - Análise de Componente Principal
- ANA – Agência Nacional das Águas
- ANOVA - Análise de Variância
- BCRI - Baixo Curso do Rio Itapecuru
- C - Fator de uso e manejo do solo
- CETESB - Companhia de Saneamento de São Paulo
- Cm - Coeficiente de manutenção
- CMMAD - Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento
- CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos
- COT – Carbono Orgânico Total
- CP - Uso e práticas conservacionistas
- Cr - Comprimento da rede de drenagem
- CT - Coliformes Termotolerantes
- Dd - Densidade de drenagem
- DQO - Demanda Química de Oxigênio
- DS - Desenvolvimento Sustentável
- DSG/SUDENE - Divisão de Serviço Geográfico do Exército Nacional/Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
- EI - Índice de erosividade
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- EUPS - Equação Universal de Perda de Solos
- FSADU – Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão
- Gc - Gradiente de canais
- HD - Índice de rugosidade
- HTP - Hidrocarbonetos totais de petróleo
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- Ic - Índice de circularidade
- ICWE – Conferência Internacional de Água e Meio Ambiente
- IDHM - Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IQA – Índice de Qualidade de Água
Is - Índice de sinuosidade
K - Fator erodibilidade do solo
Kc - Coeficiente de compacidade
Kf - Fator de forma
L – Comprimento do rio principal
LS - Fator comprimento de rampa
LABGEO - Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão
LS - Fator topográfico
MDE - Modelo Digital de Elevação
MMA – Ministério do Meio Ambiente
NSF - *National Sanitation Foundation*
NUGEO – Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão
OD - Oxigênio Dissolvido
P – Perímetro
pH – Potencial de Hidrogênio
PI – Plano de Informação
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
R - Fator de erosividade da chuva
Rb - Relação de bifurcação
Re - Razão de alongamento
Rr - Relação de relevo
Rrl - Relação de relevo relativa
SBH - Sub-Bacia Hidrográfica
SDT - Sólidos Dissolvidos Totais
SEINC - Secretaria de Indústria e Comércio do Estado do Maranhão
SIG – Sistema de Informações Geográficas
SST - Sólidos Suspensos Totais
T - Razão de textura
UCT - Uso e Cobertura da Terra
UNT - Unidades Nefelométricas de Turbidez
WSA - *Weighted Sum Analysis*
WCED - *World Commission on Environment and Development*
ZCIT - Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E PLANEJAMENTO AMBIENTAL DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS	25
2.1	Desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas.....	25
2.2	Bacias hidrográficas e sua importância para o planejamento ambiental	26
2.2.1	Bacia hidrográfica: a evolução do conceito	26
2.2.2	Bacias hidrográficas como unidade de planejamento integrado	29
2.3	Indicadores aplicados ao planejamento integrado das bacias hidrográficas	32
2.3.1	Indicadores Morfométricos	33
2.3.2	Indicadores de uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas.....	41
2.3.3	Indicadores de Qualidade da Água	45
3	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPECURU	47
3.1	Baixo Curso do Rio Itapecuru	49
3.2	Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru.....	51
4	ANÁLISE MORFOMÉTRICA E PRIORIZAÇÃO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU COMO INSTRUMENTO DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO	55
4.1	Introdução.....	57
4.2	Metodologia.....	60
4.3	Resultados e Discussão	62
4.4	Considerações Finais	76
	Referências	77
5	ANÁLISE DAS MUDANÇAS ESPAÇO-TEMPORAIS DO USO E COBERTURA DA TERRA NAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL	82
5.1	Introdução.....	84
5.2	Metodologia.....	88
5.3	Resultados e Discussão	90
5.4	Considerações Finais	98

Referências	99
6 POTENCIAL EROSIVO DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, NORDESTE DO BRASIL.....	102
6.1 Introdução.....	104
6.2 Metodologia.....	108
6.3 Resultados e Discussão	111
6.4 Considerações Finais	125
Referências	126
7 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, NORDESTE DO BRASIL	130
7.1 Introdução.....	132
7.2 Metodologia.....	136
7.3 Resultados e Discussão	138
7.4 Considerações Finais	149
Referências	151
8 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL	155
8.1 Introdução.....	157
8.2 Metodologia.....	161
8.3 Resultados e Discussão	163
8.4 Considerações Finais	169
Referências	170
9 CONCLUSÕES	173
REFERÊNCIAS.....	177

1 INTRODUÇÃO

O planejamento integrado em bacias hidrográficas é uma das principais estratégias de gerenciamento ambiental desta unidade territorial. Para tanto, sua aplicação deve ser pautada na compreensão de um conjunto de indicadores de diferentes áreas temáticas (geomorfologia, uso e cobertura da terra, potencial erosivo e recursos hídricos), possibilitando a avaliação sistêmica da dinâmica dos componentes ambientais de sua área de abrangência. Busca, de maneira conectada e preditiva, reduzir conflitos socioambientais e indicar ações de recuperação, preservação, conservação e manejo dos ecossistemas naturais, com vistas à melhoria da qualidade de vida da sociedade.

Segundo Santos (2004), o planejamento ambiental pauta-se na integração dos sistemas que compõem o ambiente e busca manter a maior integridade de seus componentes. Por sua vez, a análise integrada e sistêmica objetiva compreender o funcionamento do meio ambiente em seu conjunto de componentes (CARVALHO; KELTING; AGUIAR, 2012). Logo, para o planejamento ambiental, recomenda-se a utilização da análise integrada a partir de uma concepção interdisciplinar, subsidiando os gestores na formulação de políticas e proposição de ações pautadas na compreensão do ambiente como um todo.

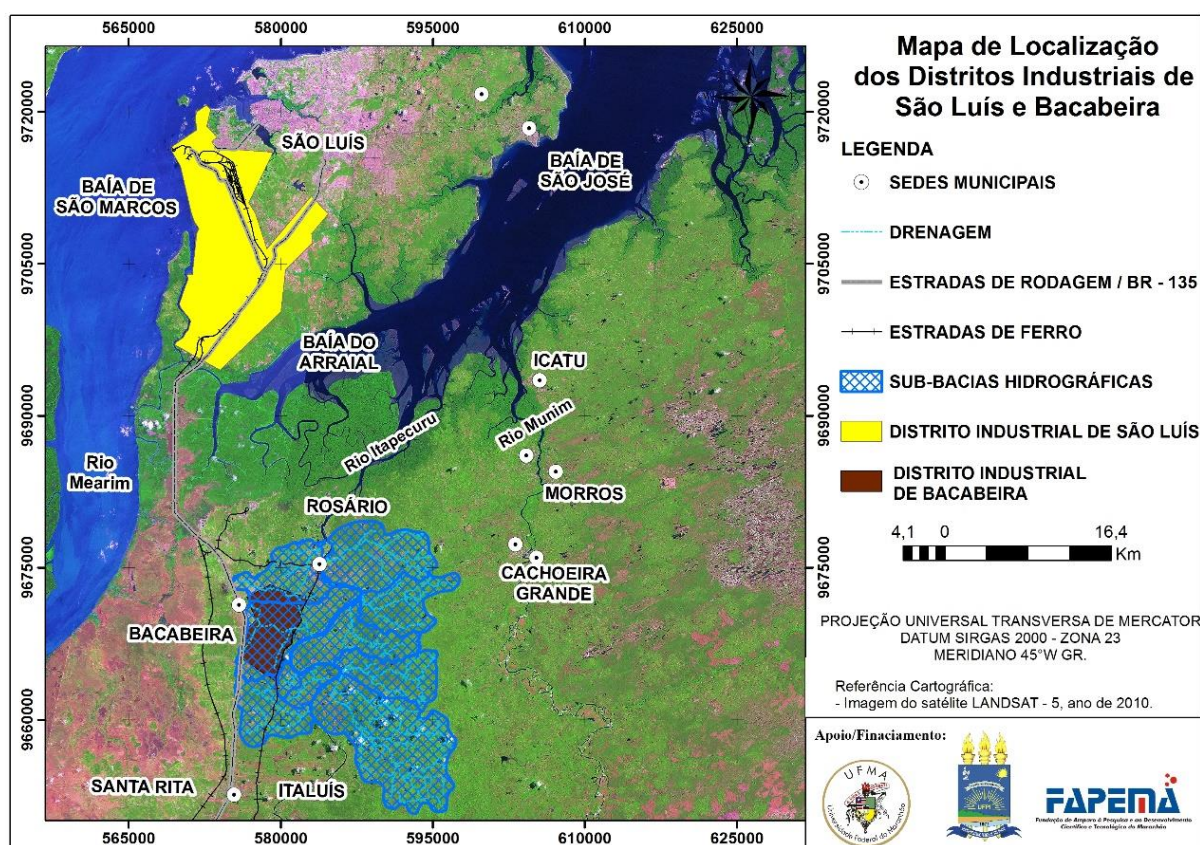
Outra questão fundamental nesta concepção é a definição do limite territorial mais indicado para o planejamento ambiental na perspectiva integrada e interdisciplinar. Vários estudos indicam a utilização da bacia hidrográfica como unidade fundamental de análise, planejamento e gerenciamento ambiental (SANTOS, 2004; TEODORO et al., 2007; PORTO; PORTO, 2008; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014; RATHA; AGRAWAL, 2015).

Entretanto, nas bacias hidrográficas do Estado do Maranhão, as atividades antrópicas são praticadas sem o devido planejamento e os recursos naturais estão sendo explorados e degradados. O crescimento das cidades e das atividades econômicas, quando ocorrem de maneira desordenada, potencializam a supressão das áreas verdes, os processos erosivos, a deterioração da qualidade da água e a ampliação das áreas de risco. Tal cenário, reflete diretamente na qualidade de vida das pessoas, especialmente aquelas de menor poder aquisitivo e que vivem de subsistência dos recursos naturais.

Neste cenário, encontram-se as Sub-Bacias Hidrográficas (SBHs) do Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), especialmente as localizadas nos Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita. Na sua área de abrangência, de acordo com a Secretaria de Indústria e Comércio do

Estado do Maranhão (SEINC, 2015), existe a perspectiva de implantação de dois Distritos Industriais, sendo um localizado em Bacabeira (64,64 hectares) e outro em Rosário (81,50 hectares) (Figura 1-1). Devido a saturação de empreendimentos e limitação de áreas para novos projetos no Distrito Industrial de São Luís, associado a ampliação do modal de transporte rodoviário, ferroviário e portuário que conecta estes distritos, além da disponibilidade de água do rio Itapecuru, provavelmente atrairá a chegada de novos empreendimentos na região do BCRI.

Figura 1-1. Mapa de localização dos Distritos Industriais e das SBHs do BCRI



Fonte: o autor

A ausência de ações socioambientais pautadas no planejamento ambiental integrado nestas SBHs, associado ao crescimento demográfico e a ampliação das atividades econômicas, geram riscos aos recursos naturais e podem degradar os ecossistemas associados, ampliando a possibilidade de surgimento de áreas de vulnerabilidade e de conflitos socioambientais.

Esta situação foi desencadeada entre os anos de 2009 e 2012, com o início das atividades de implantação de um grande empreendimento do setor petroquímico no Município de Bacabeira. Neste período, ocorreu a terraplanagem de uma área com 25 km² na sua poligonal (Figura 1-2), ocasionando perdas significativas da vegetação original, além de alterações nas

formas de uso e cobertura da terra, nos padrões de drenagem e da qualidade da água dos corpos hídricos da sua área de influência.

Figura 1-2. Atividades de terraplanagem para implementação de empreendimento petroquímico no Município de Bacabeira



Fonte: o autor (2010)

Ressalta-se que o processo de implantação do empreendimento, após o término das atividades de terraplanagem, foi cancelado pelo empreendedor. Porém, seus impactos socioambientais foram gerados e não se restringiram ao município de Bacabeira, e sim, ao longo do BCRI. Apesar da desistência do projeto petroquímico, a sua área de implantação integra o Distrito Industrial do Município de Bacabeira e, devido ao processo de terraplanagem e respectiva atribuição do ônus socioambiental ao primeiro empreendimento, a área tornou-se um atrativo de médio e longo prazo para o estabelecimento de outros investimentos industriais.

Este cenário pode causar alterações em todas as sub-bacias hidrográficas situadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru, com o advento de possíveis modificações nas dinâmicas sociais, econômicas e ambientais. Neste trecho do Rio Itapecuru, ocorre o processo de captação de água que supre aproximadamente 60% do abastecimento da cidade de São Luís (IMIRANTE, 2015). As áreas costeiras associadas ao ambiente são ocupadas por diversas espécies endêmicas e em risco de extinção, além de apresentarem um mosaico de ecossistemas de extrema relevância ambiental, como: manguezais, estuários, várzeas de maré, matas ciliares, dentre outros. Associado a esta riqueza de recursos naturais, convivem comunidades tradicionais (quilombolas, ribeirinhas e litorâneas), que utilizam os recursos do Rio Itapecuru como subsistência.

Desta forma, a ausência ou ineficiência do planejamento ambiental para implantação de ações de conservação das SBHs do BCRI, pode acarretar a potencialização dos impactos relacionados à implantação e operação dos empreendimentos do Polo Industrial, ocasionando a depreciação das características sociais, edáficas, hídricas e biológicas remanescentes.

Assim, nesta tese o objetivo geral foi analisar a dinâmica ambiental das SBHs do BCRI, por meio da integração das características geomorfológicas, de uso e cobertura do solo, do potencial erosivo e da qualidade da água, gerando subsídios para fundamentação de propostas que visam a solução dos conflitos socioambientais, além de orientar a utilização racional do espaço e dos recursos naturais no âmbito do planejamento ambiental.

Como objetivos específicos tem-se:

- Apresentar a importância, as principais ferramentas e suas aplicações no processo de planejamento ambiental integrado no âmbito de bacias hidrográficas;
- Indicar, por meio das características morfométricas, as áreas que devem ser priorizadas para implementação de ações de conservação e manejo do solo e dos recursos hídricos nas sub-bacias hidrográficas do Rio Itapecuru;
- Compreender a dinâmica do uso e cobertura do solo no período delimitado entre os anos de 2005 e 2015, de modo a detectar mudanças nos padrões da paisagem;
- Estimar a perda de solo por erosão laminar com base em diferentes cenários de uso e cobertura da terra nos anos de 2005, 2010 e 2015;
- Compreender a dinâmica espaço-temporal da qualidade da água do Rio Itapecuru, associando possíveis alterações com as atividades desenvolvidas nas sub-bacias hidrográficas situadas no seu Baixo Curso.

Para atingir aos objetivos, este trabalho está composto, além da **Introdução**, por mais dez seções, sendo que cinco delas referem-se aos resultados, apresentados em forma de artigos, que serão submetidos a periódicos, com extrato igual ou superior a B2 do Qualis Capes, na área de Ciências Ambientais.

A segunda seção, intitulada **Bacias hidrográficas e sua importância para o planejamento ambiental**, constitui texto produzido baseado em revisão de literatura, e propõe discutir as principais interconexões referentes ao planejamento integrado das bacias hidrográficas, a partir dos aspectos conceituais e metodológicos relativos ao gerenciamento desta unidade de gestão territorial e dos recursos hídricos.

Na terceira seção, intitulada **Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru**, é apresentada caracterização geral do BCRI, incluindo os Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita e as SBHs englobadas neste estudo.

A quarta seção, intitulada **“Análise morfométrica e priorização das bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru como instrumento de planejamento ambiental integrado”**, trata-se de artigo em que se busca caracterizar a morfometria das SBHs

em estudo, e, por meio das informações obtidas, indicar as áreas prioritárias para implementação das ações de conservação e preservação do solo e dos recursos hídricos.

A quinta seção refere-se ao artigo intitulado “**Análise das mudanças espaço-temporal do uso e cobertura da terra nas Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru, Estado do Maranhão, Brasil**”, em que se analisa a dinâmica espaço-temporal dos padrões do uso e cobertura da terra (UCT), buscando gerar subsídios para o estabelecimento de estratégias de planejamento ambiental na região.

Na sexta seção, apresenta-se o artigo intitulado “**Potencial erosivo das Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru, Estado do Maranhão, Nordeste do Brasil**” que, por meio da aplicação da Equação Universal de Perda de Solos – EUPS foram estimadas as áreas com maior vulnerabilidade a processos erosivos, desencadeadas pelas alterações nos padrões da paisagem, nos anos de 2005, 2010 e 2015.

Na sétima seção, intitulada “**Dinâmica espaço-temporal da qualidade da água no Baixo Curso do Rio Itapecuru**”, buscou-se identificar e explicar, por meio de ampla rede de monitoramento, qual o status de qualidade da água no BCRI e qual a sua inter-relação com a dinâmica de uso e ocupação do solo das SBHs da sua área de influência.

Na oitava seção, apresenta-se o artigo intitulado “**Índice de qualidade de água do Baixo Curso do Rio Itapecuru, Estado do Maranhão, Brasil**”, em que estão discutidas a importância dos índices de qualidade de água para o monitoramento contínuo dos recursos hídricos.

Na nona seção, são apresentadas as principais **Conclusões** da tese. Na décima seção, são apresentadas todas as **Referências** citadas na pesquisa. Por fim, são apresentados os **Apêndices**, onde estão disponibilizadas as tabelas detalhadas dos conjuntos de dados obtidos, assim como, as principais informações referentes às revistas as quais os artigos científicos serão submetidos.

As informações geradas com a pesquisa poderão subsidiar o estabelecimento de medidas de preservação, conservação e recuperação ambiental das sub-bacias hidrográficas do baixo curso do Rio Itapecuru. A utilização da abordagem integrada como uma ferramenta de gestão almeja sustentar o processo de tomada de decisão, por meio da avaliação da informação, convertendo-a numa série de medidas úteis e significativas, auxiliando a análise de tendências de agravamento de conflitos e reduzindo as probabilidades de se adotar decisões equivocadas, principalmente na formulação de políticas públicas ambientais.

2 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E PLANEJAMENTO AMBIENTAL DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

2.1 Desenvolvimento sustentável em bacias hidrográficas

O termo Desenvolvimento Sustentável (DS) surgiu a partir dos trabalhos da Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – CMMAD, que posteriormente, foi conceituado no relatório da *World Commission on Environment and Development* (WCED, 1987, p. 8) como “aquele que atende às necessidades presentes sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades”. Para Hanai (2012), este conceito advém das reflexões acadêmicas, ideológicas e tecnológicas sobre o processo atual de desenvolvimento social e econômico e, desde sua proposição, vem sendo amplamente utilizado e disseminado no debate acadêmico e intelectual.

Para Lélé (1991), o DS busca responder a cinco amplas exigências: integração da conservação e do desenvolvimento; satisfação das necessidades básicas humanas; alcance da equidade e social justiça; provisão da autonomia social e da diversidade cultural; e manutenção da integridade ecológica. Segundo Fuseini e Kemp (2015) para alcançar o DS, é necessário realização de planejamento criterioso que integre aspectos relacionados ao desenvolvimento econômico, equidade social e conservação ambiental. Logo, para sua busca no âmbito do planejamento ambiental de bacias hidrográficas é necessário, em primeiro plano, o conhecimento dos diversos componentes geoambientais e socioeconômicos que integram as bacias hidrográficas.

Lanna e Cánepa (1994) indicam que a bacia hidrográfica é a unidade ideal de planejamento estratégico e intervenção em busca do desenvolvimento sustentável. Para Tan et al. (2016), a busca pelo DS nesta unidade geográfica é uma tarefa árdua, devido os diversos conflitos entre objetivos econômicos e socioambientais. Para estes autores, quando as bacias estão em áreas impostas a um rápido processo de crescimento econômico, os tomadores de decisão sofrem dupla pressão, uma relacionada a necessidade de proteger o ambiente e outra a estimular as economias.

Nesta ótica, encontram-se as SBHs do BCRI, pois estão localizadas numa região de extrema complexidade ambiental e que vem sofrendo crescente pressão de atividades econômicas. O primeiro passo para busca pelo DS, perpassa pela necessidade da realização de diagnóstico da dinâmica ambiental das SBHs, em que, pautados no planejamento ambiental

integrado, os tomadores de decisão devem estabelecer e implementar estratégias voltadas para a organização do espaço e utilização racional dos recursos naturais.

2.2 Bacias hidrográficas e sua importância para o planejamento ambiental

Neste item são abordados aspectos relacionados às principais interconexões referentes ao planejamento integrado em bacias hidrográficas. Para tanto, foram levantados os aspectos conceituais e metodológicos relativos ao gerenciamento desta unidade de gestão territorial e dos recursos hídricos. Foram discutidas as principais possibilidades de aplicação das abordagens integradas por meio da análise das características morfométricas, da dinâmica de uso e cobertura do solo, do potencial erosivo e da qualidade da água.

2.2.1 Bacia hidrográfica: a evolução do conceito

Os efeitos do crescimento das cidades, geralmente, estão associados ao uso e ocupação desordenada do solo, refletindo negativamente sobre a qualidade do ambiente. Este cenário indica a necessidade do estabelecimento de planos, programas e políticas que almejem a adoção de estratégias, visando a gestão e organização territorial e ambiental de determinada unidade geográfica.

O estudo de bacias hidrográficas é ideal para gerar subsídios ao planejamento territorial e/ou ambiental, uma vez que as bacias hidrográficas possuem todos os elementos para realização de uma avaliação integrada, por meio da associação de processos biogeofísicos, econômicos e sociais (TUNDISI, 2008).

Partindo do pressuposto que diferentes abordagens metodológicas possibilitam a avaliação do status de conservação de uma bacia hidrográfica ou permitem a indicação de estratégias de planejamento e gerenciamento territorial e ambiental adequados, os enfoques integradores de diferentes componentes, como os aspectos geomorfológicos, de paisagem, de uso e ocupação do solo, qualidade da água e socioeconômicos são mais indicados, pois proporcionam o entendimento do ambiente a ser planejado de forma interdisciplinar. Existe a necessidade da aplicação de uma abordagem sistêmica, integrada e preditiva na gestão do território com a descentralização para a bacia hidrográfica. Para Botelho e Silva (2010, p. 153), “a bacia hidrográfica é a célula básica de análise ambiental, onde é possível conhecer e avaliar seus diversos componentes e seus processos e interações”.

No Brasil, desde a promulgação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), o modelo institucional para a gestão dos recursos hídricos avançou e as bacias

hidrográficas passaram a ser a unidade territorial indicada para gestão da água. Em 2003, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por meio da Resolução N°. 32, de 15 de outubro de 2003, instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional em Regiões Hidrográficas (Figura 2-1), “com a finalidade de orientar, fundamentar e implementar o Plano Nacional de Recursos Hídricos” (BRASIL, 2014, p. 190).

Figura 2-1. Regiões Hidrográficas do Brasil



Fonte: Brasil (2014, p. 191)

Discutir as possibilidades, os desafios e as implicações do planejamento integrado das bacias hidrográficas representa um avanço substancial, pois segundo Veiga e Magrini (2013), uma das maiores dificuldades brasileiras e internacionais para implementação das políticas de recursos hídricos é a garantia de abordagens integradas nos seus modelos de gestão e planejamento.

Na literatura, existem diferentes interpretações conceituais definindo bacia hidrográfica. A abordagem geomorfológica, predominante nas primeiras concepções, descreve, principalmente, a integração do território com suas características físicas e os sistemas hídricos associados. O conceito postulado por Christofolletti (1980) denomina bacia hidrográfica como uma área drenada por determinado rio ou por um sistema fluvial, sendo delimitada pelo divisor

de água, que é representado pelos pontos mais elevados do relevo que separam as bacias adjacentes.

Na década de 1990, houve uma mudança de concepção, que foi fortalecida com a publicação dos Princípios de Dublin (PORTO; PORTO, 2008). Este acordo foi assinado em janeiro de 1992, durante a Conferência Internacional de Água e Meio Ambiente (ICWE), em Dublin na Irlanda. A declaração ganhou relevância devido sua elaboração contar com ampla participação de lideranças mundiais, sendo posteriormente recomendada durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em julho de 1992.

De acordo com o relatório elaborado na ICWE, o Princípio 1, indica que:

Princípio 1. A água é um recurso finito e vulnerável, essencial para a manutenção da vida, do desenvolvimento e do meio ambiente; partindo-se do princípio que a água sustenta a vida, a **gestão dos recursos hídricos** requer uma **abordagem holística**, integrando o desenvolvimento econômico e social com a proteção dos ecossistemas naturais. A sua **gestão efetiva** integra o uso do solo com os usos da água no âmbito da **bacia de drenagem** e do aquífero subterrâneo (WMO, 1992, p. 4, **grifo nosso**).

Com o reconhecimento das bacias hidrográficas como áreas propícias para o desenvolvimento de estratégias de planejamento e gestão, os conceitos de cunho geomorfológico/fisiográficos começaram a convergir em uma perspectiva que relaciona as interações de suas características físicas com os demais componentes de uma bacia hidrográfica (biológicos, ecossistêmicos, socioeconômicos, culturais etc.), sendo estas interações reconhecidas como essenciais para o planejamento destas unidades funcionais.

A partir da Conferência do Rio em 1992, ampliam-se as perspectivas que indicam que o conceito de bacia hidrográfica deve integrar com os demais componentes ecossistêmicos de sua área de abrangência. No campo do planejamento, as abordagens transcendem de um contexto meramente físico e passam a integrar elementos sociais, econômicos, políticos, culturais e biológicos.

Por exemplo, cita-se o conceito de Yassuda (1993, p. 8), que define bacia hidrográfica como uma área, em que “ocorre interação das águas com o meio físico, o meio biótico e o meio social, econômico e cultural”. Beekman (1999), a define como unidade territorial de planejamento, onde devem ser considerados os componentes do meio físico (geomorfologia, relevo, fisiografia, aquíferos e solos) com o meio biológico (biota e bioma); a ocupação e o uso antrópico do solo; a respectiva definição de critérios para o zoneamento; o disciplinamento da ocupação dos espaços geográficos; e a exploração racional e sustentável dos recursos naturais.

Para Wang et al. (2006), fatores econômicos, demográficos e políticos são essenciais no entendimento destas unidades de planejamento territorial.

Segundo Botelho e Silva (2010, p. 155), “é consenso entre os pesquisadores que a bacia hidrográfica é o espaço de planejamento e gestão das águas, onde procura compatibilizar as diversidades demográficas, sociais, culturais e econômicas”. Constitui, portanto, uma área ideal para o planejamento integrado do manejo dos recursos naturais no meio ambiente por ela delimitado.

Nesta linha conceitual, Ratha e Agrawal (2015) consideram a bacia hidrográfica como uma área topograficamente delineada e drenada por um sistema de massas de água que se torna necessário analisar para o desenvolvimento sustentável das pessoas que vivem nessa área.

A concepção avançou, no sentido de conceber as bacias hidrográficas, como algo além da sua relevância como unidade geográfica para fins de desenvolvimento e gestão de recursos hídricos. Esta nova abordagem é discutida por Molle (2009), que apresenta a evolução do conceito de bacia hidrográfica e como este tem sido associado a várias vertentes de pensamento, configurando-se para um modelo de governança que busque a integração da sociedade com a natureza.

Assumindo as atuais perspectivas conceituais sobre as bacias hidrográficas, reconhece-se a necessidade de adoção de estratégias de planejamento destas unidades territoriais pautadas na integração dos diversos componentes de sua área de abrangência. O planejamento das bacias hidrográficas deve ser fundamentado, considerando uma abordagem interdisciplinar e sistêmica, abordando metodologias que considerem as características, físicas, bioecológicas, socioambientais, culturais e políticas que integram o recorte territorial selecionado.

2.2.2 Bacias hidrográficas como unidade de planejamento integrado

A utilização das bacias hidrográficas como unidade de planejamento justifica-se devido à possibilidade de diagnóstico das alterações na sua área de abrangência e de indicação de estratégias adequadas de gerenciamento por meio da aplicação de diferentes abordagens metodológicas, tais como a utilização de indicadores morfométricos (TEODORO et al., 2007; JAVED, KHANDAY; AHMED, 2009; SILVA et al., 2012; ARAÚJO JR, 2013; AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014), de qualidade de água (PESCE; WUNDERLIN, 2000; HARRIS; HEATHWAITE, 2005; HEATHWAITE, 2010; PINHEIRO et al., 2013), das mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo (MENDOZA et al. 2011; SANTOS; HERNANDEZ, 2013; PINHEIRO et al., 2014), de erosão da sua bacia de drenagem (SHI, et

al., 2012; BEZERRA; SILVA, 2014), da fragilidade ambiental (ROSS, 1994; DONHA; SOUZA; SUGAMOSTO, 2006; SOARES; SOUZA; JERSZURKI, 2011; VALLE JÚNIOR et al., 2014), de conflitos socioeconômicos (GOSAIN; RAO, 2004; BADAR; ROMSHOO; KHAN, 2013), da participação social (ROGERS; LLAMAS; MARTÍNEZ-CORTINA, 2006; LEACH, 2006; BOSCH et al., 2012; BAGDI; KUROTHE, 2014) e abordagens político-institucionais (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; SCHMIDT; MORRISON, 2012).

Modelos de planejamento de bacias hidrográficas que adotam a integração de indicadores de diferentes abordagens metodológicas são difundidos por todo o mundo (EC, 2000; LEACH; PELKEY; SABATIER, 2002; TEZER et al., 2012; RATHA; AGRAWAL, 2015). O gerenciamento de uma bacia hidrográfica não deve ser restrito aos aspectos relacionados aos corpos hídricos superficiais, deve incluir todos os componentes físicos, bióticos e socioeconômicos que a compõem e que estão em intensa interação em seus limites territoriais.

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é aceita por estudiosos em diversas partes do mundo (SANTOS, 2004; BEHERA; PANDA, 2006; TEODORO et al., 2007; BARBOSA; LORANDI, 2012; ARAÚJO et al., 2015). Na abordagem integrada, recomenda-se o levantamento e análise dos diferentes componentes de uma bacia hidrográfica numa perspectiva interdisciplinar e sistêmica.

Segundo Ab'Saber e Muller-Plantenberg (2006), o planejamento integrado em nível de bacias hidrográficas possibilita uma visão sistêmica, devido à interdependência de processos climatológicos, hidrológicos, geológicos e ecológicos. Sobre estes sistemas atuam as forças antropogênicas, em que atividades e sistemas econômicos, sociais e biogeofísicos integram.

Tundisi (2008) destaca que o gerenciamento integrado, preditivo e com alternativas e otimização de usos múltiplos deve ser implantado no nível de bacias hidrográficas, com a finalidade de descentralizar o gerenciamento e dar oportunidades de participação de usuários, setor público e privado.

O nível de informação gerado para tomada de decisão no âmbito da definição das estratégias de planejamento será mais qualificado, gerando informações que possibilitem a compreensão das inter-relações existentes em sua área de abrangência, assim como a identificação de suas relações de causa e efeito relacionadas às suas dinâmicas. O planejamento das bacias hidrográficas poderá auxiliar no equacionamento de conflitos socioambientais e no manejo e conservação dos recursos naturais.

Neste sentido, Franco et al. (2011, p.72) destacam que:

As bacias hidrográficas fazem parte de um complexo sistema ambiental, sendo necessário um planejamento criterioso para equacionar as relações de causa-efeito geradas pelo seu uso, já que é dentro de sua área que se manifestam os conflitos decorrentes das interações dos aspectos naturais e humanos.

Corroborando com esta ideia, Barbosa e Lorandi (2012, p. 104) afirmam que “o planejamento em nível de bacia hidrográfica fornece diretrizes gerais para compatibilizar o desenvolvimento das atividades econômicas com as necessidades de proteção, recuperação e conservação dos recursos hídricos e outros recursos naturais da bacia”.

Do ponto de vista governamental, Veiga e Magrini (2013) relatam que no cenário internacional, além dos Estados-Membros da União Européia, países como os Estados Unidos, Austrália, México e China estabeleceram, em suas políticas de gerenciamento dos recursos hídricos, a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, que deve ser conduzida de forma participativa e integrada.

Para os países membros da União Européia, com a assinatura da Diretiva Quadro da Água (EC, 2000), no ano de 2000, a bacia hidrográfica passou a ser oficialmente a unidade de planejamento hidrológico e territorial para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos de seus Estados Membros.

No Brasil, com a promulgação da Política Nacional de Recursos Hídricos e criação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, por meio da Lei Federal 9.433 no ano de 1997 (BRASIL, 1997), houve, do ponto de vista institucional, a necessidade de implementação de um sistema organizado de gestão dos recursos hídricos, utilizando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento.

Destaca-se que Veiga e Magrini (2013) relatam que uma das maiores dificuldades das políticas relacionadas aos recursos hídricos no cenário internacional é a garantia da implementação de ações coordenadas e eficientes numa perspectiva integrada. No Brasil, é inquestionável o progresso na gestão dos recursos hídricos, após a promulgação da PNRH. No entanto, os autores relatam que quase 15 anos após a promulgação da lei, muitos instrumentos ainda estão em processo de implementação, inclusive o planejamento integrado em nível de bacia hidrográfica.

Diante do exposto, verifica-se que, tanto o referencial teórico sobre o planejamento das bacias hidrográficas, como as ações governamentais para implementação das políticas de recursos hídricos em diversos países, convergem para um direcionamento que indica a necessidade da análise integrada dos diferentes componentes desta unidade territorial no seu

processo de planejamento. Tal consideração evidencia a importância do entendimento de quais são os principais indicadores que devem ser avaliados e quais ferramentas permitem a obtenção de informações de qualidade, quando se pretende realizar um processo de planejamento integrado em nível de bacia hidrográfica.

Sequencialmente, apresenta-se os principais conjuntos de indicadores que possibilitam a formulação de subsídios para desenvolvimento do planejamento integrado em nível de bacias hidrográficas. Para tanto, serão discutidos os principais elementos conceituais referentes aos índices morfométricos, dinâmica de uso e ocupação do solo, potencial erosivo e qualidade de água.

2.3 Indicadores aplicados ao planejamento integrado das bacias hidrográficas

O termo indicador é originário do latim “*indicare*” que significa revelar ou apontar para anunciar ou tornar-se de conhecimento público, ou para estimar ou colocar valor (HAMMOND et al., 1995). Para Bossel (1999), os indicadores são necessários para informar o estado de um sistema e também para intervir e corrigir o seu direcionamento a determinados objetivos, identificando o sucesso de dada intervenção.

A utilização de indicadores para o planejamento e monitoramento ambiental tem sido empregados há algum tempo, sua aplicação pode desencadear uma série de funções na formulação de políticas aplicadas ao meio ambiente. Auxiliam os tomadores de decisão a compreender padrões e propor soluções dentro das unidades em análise (SHERBININ et al., 2013).

Os indicadores podem ser utilizados como ferramentas que auxiliam compreender a complexidade e os movimentos de transformação em bacias hidrográficas, permitindo tornar a informação acessível à sociedade, prevendo os rumos do crescimento e norteando ações empreendedoras de planejamento, conservação e preservação ambiental, com vista a melhoria da qualidade de vida da sociedade.

Nesta pesquisa, foram discutidos quatro grupos de indicadores que subsidiam a compreensão do funcionamento da dinâmica ambiental das bacias hidrográficas, estes são relacionados com os aspectos morfométricos, de uso e cobertura do solo, potencial erosivo e qualidade da água desta unidade de planejamento ambiental.

2.3.1 Indicadores Morfométricos

Estudos que buscam caracterizar indicadores morfométricos de bacias hidrográficas são amplamente utilizados em abordagens geomorfológicas. Porém, há uma tendência da utilização das informações geradas no processo de planejamento integrado. As características geomorfológicas podem indicar áreas de maior susceptibilidade ambiental, que, quando avaliadas conjuntamente com os cenários de uso e cobertura do solo, qualidade de água, potencial erosivo, exploração de recursos ambientais e dinâmica socioeconômica de uma determinada área, subsidiam a compreensão sistêmica e integrada do ambiente em análise como um todo, gerando bases para o planejamento integrado.

De acordo com Teodoro et al. (2007, p. 137)

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional.

Os primeiros trabalhos de morfometria das bacias hidrográficas as publicações de Zernitz (1932) e Horton (1932; 1945), em que estes autores desenvolveram relações entre as redes de drenagem e suas áreas de abrangência, ou seja, suas bacias hidrográficas. Trabalhos publicados por Strahler (1952; 1956), Schumm (1956), Chorley (1962), Lubowe (1964), Tricart (1965), Derruau (1966), Chistofolletti (1970) e Chorley e Kennedy (1971) também foram importantes marcos para a ampliação de pesquisas de caracterização morfométrica de bacias hidrográficas.

Segundo Christofolletti (1980), os parâmetros morfométricos para a análise de bacias hidrográficas são divididos em três classes: sendo: linear, zonal e hipsométrica. Os lineares estão associados à rede de drenagem e ao arranjo espacial dentro da bacia. Os zonais indicam as relações entre a rede de drenagem e seu arranjo espacial na bacia e são, na maioria das vezes, representados em relação à área da bacia. E por último, os hipsométricos demonstram a tridimensionalidade da bacia, ao incluir a variação altimétrica.

Os principais indicadores morfométricos descritos na literatura estão apresentados a seguir:

a) *Características dimensionais*

- Área (A)

Compreende a superfície total da bacia, medida em km² (HORTON, 1945).

- *Perímetro (P)*

Corresponde a medida do comprimento da linha do divisor de águas da bacia, que delimita a área da mesma, medido em km (SMITH, 1950).

- *Comprimento do rio principal (L)*

Distância que se estende ao longo do curso de água desde a desembocadura até determinada nascente do canal de ordem mais elevada, sendo medido em km (CHRISTOFOLETTI, 1980).

- *Comprimento da rede de drenagem (Cr)*

Corresponde ao comprimento total do segmento de rio que forma a rede de drenagem da bacia hidrográfica, sendo medido em km (HORTON, 1945).

- *Comprimento do eixo da bacia*

Representa a linha reta que une a foz até o ponto extremo sobre a linha do divisor de águas, seguindo a direção aproximada do vale principal, sendo medido em km (SCHUMM, 1956).

- *Número de cursos d'água*

Quantidade de canais fluviais existentes na área de drenagem da bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1980).

b) Características de relevo

- *Amplitude altimétrica (ΔA)*

Proposto por Strahler (1952), expressa a diferença de altitudes entre o ponto mais baixo da bacia (foz) e o ponto de maior altitude.

- *Declividade média*

A declividade é obtida em função da variação de altitude entre dois pontos do terreno e a distância horizontal que os separa.

- *Relação de relevo (Rr)*

O parâmetro estabelece a relação entre a diferença entre a altitude máxima e a mínima na bacia com o comprimento total do canal principal Schumm (1956).

$$Rr = \frac{\Delta a}{L}$$

Em que: Rr a Relação de relevo (adimensional), Δa - amplitude altimétrica (km) e L o comprimento do canal principal (km).

- *Razão de relevo relativo (Rrl)*

Relação entre a amplitude altimétrica e o perímetro da bacia. Segundo Strahler (1952) pode ser mensurada pela equação descrita abaixo:

$$Rrl = \frac{\Delta a}{P}$$

Em que: Rrl a razão de relevo relativo (adimensional), Δa a amplitude altimétrica (km) e P o perímetro da bacia (km).

- *Índice de rugosidade (HD)*

Segundo Strahler (1957), trata-se do produto entre a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem da bacia hidrográfica. É calculado por meio da seguinte expressão:

$$HD = \Delta a \times Dd$$

Em que: HD o índice de rugosidade (adimensional), Δa a amplitude altimétrica (km) e Dd a densidade de drenagem (km/km²).

c) Forma da bacia

- *Coefficiente de Compacidade (Kc)*

Relaciona a forma da bacia com a de um círculo, constituindo a relação entre o perímetro da bacia e o perímetro de um círculo de área igual à da bacia (CARDOSO et al., 2006). Quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderá a uma bacia circular e, para uma bacia alongada, seu valor é significativamente superior a 1. Uma bacia será mais suscetível a enchentes mais acentuadas quando seu Kc for mais próximo da unidade.

$$Kc = 0,2821 \times \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Em que: Kc o coeficiente de compacidade (adimensional); P o perímetro da bacia (km); A é a área de drenagem (km²).

- *Fator de forma (Kf)*

Relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz ao ponto mais longínquo do espigão). O Kf constitui um índice que indica maior ou menor tendência para ocorrência de enchentes. Uma bacia com fator de forma baixo é menos sujeita as enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma (HORTON, 1945). O Kf é obtido pela aplicação da equação apresentada abaixo:

$$K_f = \frac{A}{L^2}$$

Em que: K_f o fator de forma da bacia (adimensional); A a área da bacia (km^2); e L o comprimento do canal principal (km);

- *Índice de circularidade (I_c)*

O índice de circularidade (I_c) tende para a unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular e diminui à medida que a forma torna alongada. Müller (1953) menciona que o índice de circularidade representa a relação existente entre o perímetro da bacia e a área que possui. Alves e Castro (2003) relatam que quando o resultado do índice é abaixo de 0,51 a bacia apresenta características mais alongadas, favorecendo o escoamento. Valores maiores que 0,51 representam bacias circulares com escoamento reduzido e alta probabilidade de cheias. Para determinação do I_c utilizou-se a seguinte equação que foi descrita por Christofolletti (1980):

$$I_c = \frac{12,57xA}{P^2}$$

Em que: I_c o índice de circularidade (adimensional); A é a área de drenagem (km^2); e P o perímetro (km).

- *Razão de alongamento (Re)*

Corresponde a razão do diâmetro de um círculo que representa a mesma área da bacia e o comprimento do seu eixo. O Re pode indicar se as bacias são circulares (0,9 – 1,0), ovais (0,8 – 0,9), tendência alongada (0,7-0,8), alongada (0,5-0,7) e extremamente alongada (inferior a 0,5). O cálculo do Re é obtido conforme expressão proposta por Schumm (1956).

$$Re = \sqrt{\left(\frac{4xA}{\pi}\right)/Lb}$$

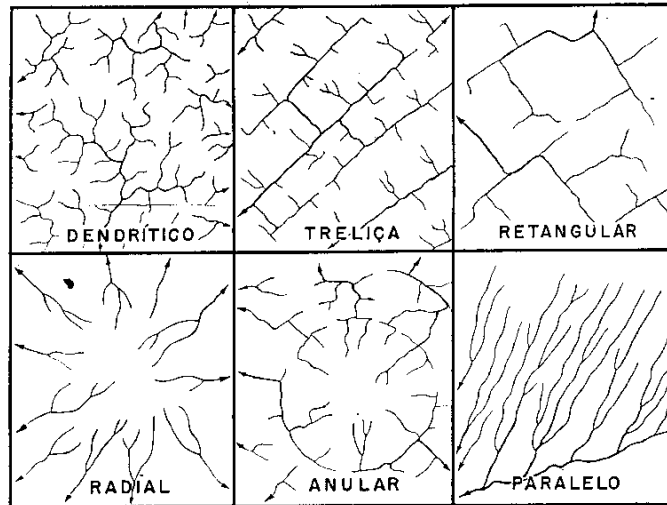
Em que: Re a razão de alongamento (adimensional); A a área da bacia em km^2 ; π (pi); e Lb o comprimento do eixo da bacia em (km).

d) Padrão de drenagem

- *Tipo de drenagem*

O padrão de drenagem de uma bacia hidrográfica corresponde à disposição dos cursos d'água. Segundo Christofolletti (1980), as principais tipologias são dendrítico, treliça, regular, paralelo, radial e anular (Figura 2-2).

Figura 2-2. Principais padrões de drenagens de bacias hidrográficas

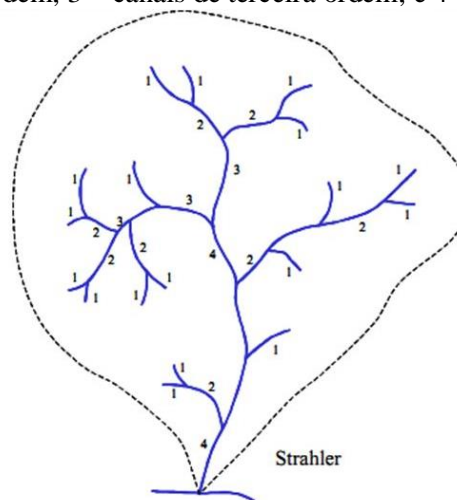


Fonte: Christofolletti (1980).

- Ordenamento dos canais

De acordo com os critérios descritos por Strahler (1957), os canais sem tributários são designados de primeira ordem. Os canais de segunda ordem são os que se originam da confluência de dois canais de primeira ordem, podendo ter afluentes também de primeira ordem. Os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens, e assim sucessivamente (Figura 2-3).

Figura 2-3. Sistema de ordenamento de canais de acordo com Strahler (1957). 1 – canais de primeira ordem; 2 – canais de terceira ordem; 3 – canais de terceira ordem; e 4 – canal de quarta ordem



Fonte: Strahler (1957).

- *Relação de bifurcação (Rb)*

Corresponde a razão entre o número total de canais de certa ordem, e o número total de canais de ordem imediatamente superior, cujos valores, dentro de uma mesma bacia, devem ser constantes e inferiores a 2 (HORTON, 1945). Sua mensuração é obtida pela seguinte equação:

$$Rb = \frac{N_w}{N_{w+1}}$$

Em que: Rb a relação de bifurcação (adimensional); N_w é o número de canais de determinada ordem (adimensional) e N_{w+1} é o número total de canais da ordem imediatamente superior (adimensional).

- *Densidade de drenagem (Dd)*

Relação entre o comprimento da rede de drenagem e a área da bacia (HORTON, 1945). A densidade de drenagem (D_d) indica o nível de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia hidrográfica, fornecendo indicação da sua eficiência (OLIVEIRA et al., 2010). De acordo com classificação proposta por Villela e Mattos (1975), a D_d tende a variar entre 0,5 a 3,5 km/km², sendo que, quanto menor for o valor, mais pobre é a drenagem da bacia, e quanto maior, mais drenadas ela será.

A densidade de drenagem é calculada de acordo com a seguinte equação:

$$Dd = \frac{L_t}{A^{0,5}}$$

Em que: D_d a densidade de drenagem (km/km²), L_t o comprimento total dos canais (km) e A é a área total da bacia (km²).

- *Densidade hidrográfica (Dh)*

Expressa o número de canais existentes em cada quilômetro quadrado da bacia hidrográfica, indicando o potencial hídrico da região (HORTON, 1945). Calculado pela seguinte equação:

$$Dh = \frac{n}{A}$$

Em que: D_h (canais/km²) corresponde a densidade hidrográfica; n o número de canais; e A a área total da bacia (km²).

- *Razão de textura (T)*

Relação entre o número de segmentos de rios e o perímetro da bacia. Permite classificar as bacias como grosseira ($T < 2,5$); média (T entre 2,5 a 6,2); e fina ($T > 6,2$) (SMITH, 1950; FRANÇA, 1968).

$$T = \frac{Nt}{P}$$

Em que: T corresponde a razão de textura (Nt/km); Nt o número de segmentos de rios; e P o perímetro da bacia (km).

- *Índice de sinuosidade (Is)*

O índice de sinuosidade é a razão encontrada do comprimento real do canal principal da bacia, calculado por uma medida longitudinal com a medida em linha reta da distância da nascente à foz (SANTOS; MORAIS, 2012). De acordo com Lanna (2001), canais retilíneos apresentam valores na ordem de 1 e valores maiores que 2 sugerem canais tortuosos. Sua mensuração é obtida pela expressão abaixo:

$$Is = \frac{L}{dv}$$

Em que: Is o índice de sinuosidade (adimensional), L o comprimento do canal principal (km) e dv a distância vetorial entre os pontos extremos do canal principal (km).

- *Coefficiente de manutenção (Cm)*

Fornece a área mínima necessária para a manutenção de 1 metro de canal de escoamento (SCHUMM, 1956). Calculado pela equação descrita abaixo:

$$Cm = \frac{1}{Dd} \times 1000$$

Em que: Cm o coeficiente de manutenção (km^2); e Dd a densidade de drenagem (km/km^2).

- *Gradiente de canais (Gc)*

É a relação entre a cota máxima e o comprimento do canal principal expresso em porcentagem. A sua finalidade é indicar a declividade dos cursos d'água (HORTON, 1945).

$$Gc = \frac{a_{max}}{L}$$

Em que: Gc é o gradiente de canais (%), a_{max} a altitude máxima (km) e L o comprimento do canal principal (km).

As publicações pioneiras, que utilizam os índices morfométricos apresentados acima como componentes de suas abordagens metodológicas, objetivaram descrever as características geomorfológicas e/ou hidrológica de uma determinada bacia hidrográfica. Segundo Rodrigues, Pissarra e Campos (2008), esses estudos pretendiam demonstrar padrões de drenagens, do relevo, aspectos de infiltração e deflúvio das águas, correlação com a litologia, estrutura geológica a formação superficial dos elementos, que compõem a superfície terrestre.

Com o reconhecimento das bacias hidrográficas como unidades de planejamento ambiental, os indicadores morfométricos passaram a ser compreendidos numa perspectiva de planejamento ambiental. De acordo com Alves e Castro (2003), a combinação dos diversos dados obtidos por meio da caracterização dos índices morfométricos possibilita uma avaliação quantitativa e permite a diferenciação de áreas homogêneas. Estes parâmetros podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais.

Segundo Bezerra e Silva (2014), os dados gerados a partir desta abordagem são informações de base para o planejamento ambiental de bacias hidrográficas e auxiliam na comparação de diferentes áreas e na tomada de decisão. Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014) relatam que o planejamento em nível de bacias hidrográficas, utilizando informações morfométricas na escala micro, são essenciais para solucionar questões-chave da unidade territorial em análise. Assim, por meio da utilização dos dados gerados é possível priorizar as áreas de intervenção e indicar as medidas de conservação do solo e dos recursos hídricos.

Na abordagem proposta por Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), foram utilizadas informações morfométricas dos componentes linear, areal e de relevo, para um conjunto de bacias hidrográficas, localizadas em Pimpalgaon na Índia, objetivando estabelecer priorização na implementação das estratégias de planejamento e gestão ambiental da área em análise. Após a caracterização morfométrica das bacias hidrográficas, os dados gerados foram modelados estatisticamente por meio de análises de correlação, as quais subsidiaram a formulação de um modelo matemático que expressa as áreas prioritárias para o estabelecimento de estratégias de planejamento e gestão ambiental, buscando conservar os recursos naturais, desenvolver medidas de controle e promover o desenvolvimento sustentável.

No Brasil, Soares e Souza (2012) realizaram estudo sobre a caracterização da bacia do Rio Pequeno, São José dos Pinhais no Paraná, utilizando um conjunto de índices morfométricos com a finalidade de gerar subsídios às diretrizes básicas de ação ambiental sustentável. Os resultados possibilitaram melhor compreensão da vulnerabilidade natural à erosão, cujas

informações são consideradas importantes na definição do zoneamento e ordenamento territorial da bacia hidrográfica.

Outra publicação que relaciona índices morfométricos com a geração de subsídios para o planejamento ambiental de bacias hidrográficas diz respeito ao estudo desenvolvido por Santos e Sobreira (2008) nas bacias do Córrego Carioca, Córrego do Bação e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas em Minas Gerais. Os autores concluíram que indicadores morfométricos contribuem para a compreensão da vulnerabilidade de terrenos à erosão, permitindo melhor ordenamento territorial de bacias hidrográficas.

Os índices morfométricos são elementos essenciais no processo de planejamento, assim, a utilização das informações geradas pode subsidiar a delimitação de estratégias de gerenciamento ambiental, uma vez que apresentam diversas possibilidades de integração com a dinâmica de uso e cobertura do solo, qualidade de água, potencial erosivo, exploração de recursos ambientais e dinâmica socioeconômica de uma determinada área – dando suporte ao processo de planejamento ambiental integrado de bacias hidrográficas.

2.3.2 Indicadores de uso e cobertura da terra em bacias hidrográfica

Abordagens metodológicas no âmbito do planejamento de bacias hidrográficas que integram inter-relação dos padrões e dinâmica de uso e cobertura da terra com os componentes ambientais e socioeconômico de determinada área de abrangência são indispensáveis para o estabelecimento de estratégias de gerenciamento territorial, visando a indicação de medidas de recuperação e conservação ambiental e consequente melhoria da qualidade de vida da população inserida numa bacia hidrográfica. O uso e a ocupação desordenados do solo numa bacia hidrográfica podem acarretar em vários impactos socioambientais.

Estudos de mudanças no uso e de cobertura do solo em bacias hidrográficas têm sido desenvolvido nos últimos tempos em muitos países para auxiliar na compreensão de como as mudanças no território promovem alterações no meio ambiente, e principalmente, para indicar estratégias de desenvolvimento para alcançar a sustentabilidade (MENESES et al., 2015).

Com o objetivo de promover o planejamento integrado, várias abordagens apresentam possibilidades de entendimento das inter-relações entre os efeitos das alterações dos padrões de uso e cobertura do solo com a integridade de bacias hidrográficas, indicando estratégias de gerenciamento ambiental que são elaboradas por meio de diferentes enfoques metodológicos, sejam eles de mapeamento da evolução e mudança do uso do solo (MENDOZA et al., 2011), análise do potencial erosivo (SHI, et al., 2013; BEZERRA; SILVA, 2014; PACHECO et al.,

2014) ou relacionada a qualidade dos recursos hídricos (AHEARN et al., 2005; LI, et al., 2008; GYAWALI et al., 2013; PINHEIRO et al., 2014; MENESES et al., 2015). As implicações de cada uma destas abordagens e suas interações no processo de planejamento integrado das bacias hidrográficas são apresentados a seguir.

a) Mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo

O mapeamento da evolução do uso e cobertura da terra é uma das etapas mais importante quando se pretende estabelecer estratégias para promover o planejamento integrado de bacias hidrográficas. O uso e cobertura inadequados do solo pode acarretar em interferências expressivas na dinâmica de uma bacia hidrográfica, tais como mudanças no regime hidrológico, alteração do microclima, erosão, perda de terras produtivas, redução da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, além de ampliarem as áreas de vulnerabilidade socioambiental, influenciando diretamente na qualidade de vida da população.

Considerando que mudanças dos padrões de uso e cobertura da terra de uma determinada bacia hidrográfica podem desencadear alterações na sua dinâmica natural, o mapeamento de tais modificações torna-se uma ferramenta indispensável no processo de planejamento integrado desta unidade territorial. A abordagem se constitui como integrada em função da intrínseca inter-relação entre a dinâmica do uso e da cobertura do solo com o comportamento dos componentes ambientais, econômicos, culturais e sociais de sua área de abrangência.

Para Mendoza et al. (2011), o uso e a cobertura do solo são dois elementos-chave que descrevem o ambiente terrestre em relação aos processos naturais e atividades humanas. O monitoramento destes padrões permite a obtenção de informações sobre as modificações espaço-temporais da paisagem, gerando bases para o desenvolvimento de políticas públicas de gestão sustentável dos recursos naturais. Do ponto de vista da análise integrada, os mapeamentos das mudanças dos padrões de uso e cobertura podem fornecer informações de valor inestimável para a gestão de bacias hidrográficas.

Na literatura, vários trabalhos utilizam informações provenientes dos mapeamentos da evolução do uso e cobertura do solo de bacias hidrográficas como suporte para subsidiar o planejamento integrado. Tais informações geram subsídios para o estabelecimento de estratégias voltadas para desenvolver a organização do espaço (ROSA, 2009; NIE et al., 2011; LEITE; ROSA, 2012), identificar as potencialidades para o uso agrícola do solo (SILVA et al., 2009), mapear áreas de conflitos do uso da terra (PACHECO et al., 2014; VALLE JUNIOR et

al., 2014), indicar práticas de manejo conservacionista (SILVA et al., 2009) e delinear inter-relações entre uso do solo e qualidade da água (EROL; RANDHIR, 2013; GYAWALI et al., 2013; MENESES et al., 2015).

b) Potencial erosivo

Os mapeamentos das áreas com potencial erosivo são de suma relevância, pois a erosão provoca diversos impactos ambientais numa bacia hidrográfica, tais como: a perda de biodiversidade, assoreamento e redução da qualidade de corpos hídricos, interferência na produtividade agrícola, redução na capacidade de drenagem, entre outros, influenciando na população rural e urbana (MATA et al., 2007). De acordo com Shi et al. (2013), existem fortes ligações entre os padrões de ocupação do solo com a erosão do solo e produção de sedimentos em bacias hidrográficas. A compreensão das relações entre o uso do solo e processos de erosão são de importância prática para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas.

Os padrões de uso e cobertura do solo estão entre os principais fatores que explicam o maior e menor potencial erosivo de uma bacia hidrográfica. Estudos que buscam estimar as perdas de solo por meio da avaliação de cenários de uso e cobertura de uma bacia hidrográfica foram desenvolvidos em todo o mundo e buscam solucionar conflitos de uso da terra (SHI et al., 2013; PACHECO et al., 2014).

O potencial erosivo de uma bacia hidrográfica pode ser mensurado por diversas metodologias, dentre as quais se destaca a *Universal Soil Loss Equation* – USLE que foi proposta por Wischmeier e Smith (1978). A USLE é o modelo de erosão mais utilizado no mundo e sua aplicação fornece informações úteis para o planejamento adequado do solo e dos recursos hídricos (OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012), sendo destinado ao gerenciamento integrado de bacias hidrográficas. Outros modelos constantemente citados na literatura são o *Water Erosion Prediction Project* - WEPP (LAFLEN; LANE; FOSTER, 1991), *European Soil Erosion Model* - EUROSEM (MORGAN et al., 1998), *Limburg Soil Erosion Model* - LISEM (DE ROO et al., 1996) e o *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT (SWAT, 2008). No trabalho de Vente e Poesen (2005), é apresentado um resumo conciso dos principais grupos de modelos aplicados à estimativa de processos erosivos, indicando os conceitos básicos que cada abordagem considera para descrever a erosão e o transporte de sedimentos.

Destaca-se que, para a utilização dos modelos citados, dados provenientes de mapeamentos do uso e cobertura do solo são variáveis de entrada para a estimativa do potencial

erosivo de uma bacia hidrográfica. Outras ferramentas de suma relevância são as plataformas de SIG (Sistema de Informações Geográficas).

As pesquisas que buscam correlacionar o potencial erosivo como o processo de planejamento integrado de bacias hidrográficas objetivam indicar estratégias de manejo e conservação do solo (SHI et al., 2004 e 2012; IRVEM; TOPOLOGLU; UYGUR, 2007), recuperação ambiental (STIPP; MENDONÇA; CAMPOS, 2011) e gerar subsídios para gestão dos recursos naturais (BESKOW et al., 2009; BEZERRA; SILVA, 2014).

Shi et al. (2013) realizaram investigações na bacia do Rio Du, na China, com o propósito de identificar as interligações entre os padrões de ocupação de bacias hidrográficas com a erosão do solo, utilizando técnicas estatísticas multivariadas. Os resultados indicaram que a erosão do solo e a produção de sedimentos das bacias hidrográficas estão intimamente associados com os padrões de ocupação do solo.

Segundo Bezerra e Silva (2014), a avaliação da perda de solo é um dos elementos que pode fundamentar o planejamento integrado das bacias hidrográficas, definir metas, objetivos e ações a serem desenvolvidas nos seus estudos e planos ambientais e de recursos hídricos. Estes autores realizaram pesquisas que procuraram avaliar o risco de perdas de solos na bacia hidrográfica do Rio Abiaí-Papocas, no litoral sul do Estado da Paraíba, com base nos cenários de seu uso atual e potencial. Entre ps resultados obtidos no contexto do planejamento ambiental das bacias hidrográficas destacam:

- indicação das áreas com maior propensão à perdas de solos por processos erosivos;
- geração de informações para os tomadores de decisão sobre o planejamento do espaço geográfico indicando práticas de conservação do solo;
- sugestões para que o plano da bacia hidrográfica seja pautado em zoneamento do uso do solo, que deve levar em consideração a possibilidade de análise, considerando o uso potencial, além do atual, objetivando alcançar os menores índices de risco à perda do solo.

A pesquisa desenvolvida por Beskow et al. (2009) buscou estimar a perda de solos na bacia do Rio Grande no Estado de Minas Gerais, visando identificar as áreas suscetíveis à erosão hídrica para estabelecer estratégias para sua minimização e para a gestão do uso do solo. Os resultados demonstraram que 49% da área da bacia têm perda de solo maior que a taxa tolerável, indicando que o processo de erosão é crítico e que as práticas de uso e gestão do solo são inadequadas. Os autores destacam que a análise é de extrema relevância devido a bacia possuir caráter estratégico para o desenvolvimento futuro do Estado de Minas Gerais, em virtude da sua capacidade de geração de energia elétrica.

Santos e Hernandez (2013) realizaram estudos que objetivaram identificar a inter-relação entre uso do solo e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Córrego do Ipê em São Paulo. Os autores concluíram que o conhecimento do uso do solo favorece a identificação de impactos ambientais, além do planejamento hidroagrícola e ambiental da área, uma vez que se conhecem todos os fatores que a envolvem. Acreditam que as áreas urbanas, a má conservação do solo e as reduzidas áreas de matas, influenciam diretamente na qualidade e na disponibilidade hídrica.

2.3.3 Indicadores de Qualidade da Água

A degradação da qualidade da água pode resultar de múltiplas atividades de uso e ocupação do solo, incluindo tanto fontes pontuais como difusas. Vários autores relatam que as variáveis físico-químicas e biológicas de um ecossistema aquático integrante de uma determinada bacia hidrográfica sofrem efeitos dos padrões de uso e ocupação do solo (LENAT; CRAWFORD, 1994; YOUNG; MARSTON; DAVIS, 1996; WANG, 2001; CASALI, et al., 2010; ROTHWELL et al., 2010; SEEBOONRUANG, 2012; GYAWALI et al., 2013; EROL; RANDHIR, 2013; BU et al., 2014). Para Nie et al. (2011), a avaliação de uso e cobertura do solo são essenciais para o desenvolvimento de estratégias de gerenciamento dos recursos hídricos.

Wang (2001) destaca que as abordagens que integram informações de uso e ocupação do solo e sua inter-relação com a qualidade dos ecossistemas aquáticos de uma bacia hidrográfica permitem aos gestores delinear estratégias de ordenamento territorial.

O estudo desenvolvido por Gyawali et al. (2013) buscou compreender o impacto das mudanças de uso da terra na qualidade da água de superfície do Rio Tapao, na Tailândia. Os resultados demonstraram significativa relação entre a qualidade da água e o uso do solo. Setores da bacia hidrográfica com ocupação urbana e agrícola foram correlacionadas com áreas de maior concentração de poluentes na água, enquanto as áreas de cobertura florestal obtiveram relação positiva com boa qualidade da água. Segundo os autores, os resultados do estudo serão úteis para os formuladores de políticas, planejadores e pesquisadores, pois, uma vez identificadas as fontes de poluição da água, é possível adaptar as políticas ambientais e de uso do solo para promover o desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica.

Na China, Bu et al. (2014) analisaram as correlações entre a qualidade de água e o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Taizi. Os resultados indicaram que a qualidade da água respondeu às interferências decorrentes do uso e cobertura do solo, em função da

estação pluviométrica da região (chuvosa e seca). No período de estiagem, as alterações foram influenciadas principalmente pelas atividades agrícolas e no período chuvoso os resultados indicaram efeitos na qualidade de água provenientes das áreas agrícolas, urbanas e industriais. Além disso, as análises de correlação indicaram que a depreciação da qualidade da água apresentou associação positiva com variáveis relacionadas à paisagem da bacia hidrográfica, em ambas as estações pluviométricas.

No Brasil, em pesquisa desenvolvida na bacia hidrográficas do Rio Duas Mamas, no Município de Schroeder, Santa Catarina, Pinheiro et al. (2014) relacionaram o uso e ocupação do solo com os parâmetros de qualidade da água. Neste estudo, os autores concluíram que o uso e ocupação do solo foi determinante na qualidade da água da bacia hidrográfica.

As modificações na qualidade de água no corpo hídrico de uma bacia hidrográfica podem ser identificadas por meio da avaliação das alterações das cargas de nutrientes (TONG; CHEN, 2002; IERODIACONOU et al., 2005; BAHAR; OHMORI; YAMAMURO, 2008), do aumento dos níveis de poluentes orgânicos (GYAWALI et al., 2013) e da ampliação da carga de sedimentos em suspensão resultantes do processo de erosão da bacia hidrográfica (CASALI et al., 2010; EROL; RANDHIR, 2013).

Contudo, constatou-se que os atributos uso e da cobertura do solo, potencial erosivo e qualidade dos recursos hídricos das bacias hidrográficas estão fortemente relacionados entre si e com os demais componentes desta unidade funcional. No processo de planejamento integrado, informações destes atributos são indispensáveis, uma vez que apresentam efeitos inevitáveis na dinâmica ambiental e socioeconômica da área de abrangência ao qual estão associados.

As bacias hidrográficas são reconhecidas universalmente como as unidades mais recomendadas para o desenvolvimento de estratégias de planejamento e gestão territorial para o uso e manejo do solo e dos recursos hídricos. Na sua área de abrangência, existem complexas inter-relações sistêmicas dos seus atributos físicos, bióticos e socioeconômicos. Tal característica justifica a necessidade da implantação do planejamento das bacias hidrográficas de forma integrada.

Dentre as técnicas utilizadas para avaliação integrada de bacias hidrográficas, as abordagens que consideram as características morfométricas, a dinâmica de uso e ocupação do solo, o potencial erosivo e a qualidade dos recursos hídricos, quando avaliadas de forma integrada, podem subsidiar os tomadores de decisão no estabelecimento de estratégias de gestão territorial e ambiental, assim como, na indicação de planos, programas e políticas governamentais direcionadas para a solução das problemáticas identificadas.

3 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAPECURU

Os recursos hídricos do Estado do Maranhão ocupam posição de destaque em relação a Região Nordeste do Brasil, no contexto da Política Nacional de Recursos Hídricos (ANA, 2006). O Estado está inserido em três Regiões Hidrográficas, sendo elas: Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, Região Hidrográfica do Parnaíba, Região Hidrográfica do Araguaia – Tocantins.

O Rio Itapecuru está inserido na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, conforme exemplificado na Tabela 3-1, sendo de domínio estadual, já que seus limites se iniciam e terminam exclusivamente dentro dos limites do Maranhão.

De acordo com o IBGE (1998), a bacia hidrográfica do Rio Itapecuru situa-se na parte centro-oeste do estado do Maranhão, entre as coordenadas de 2°51'33'' a 6°52'22'' Lat S e 43°02'49 a 45°58'57'' Longitude W, conforme Figura 3-1.

Tabela 3-1. Descrição das bacias hidrográficas inseridas na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, com destaque para a Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

Regiões Hidrográficas (PNRH/MMA-ANA, 2006)	Regiões Hidrográficas do Maranhão	Área (km ²)	% sobre a área estadual
Domínio Estadual			
<i>Região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental</i>	Sistema hidrográfico do Litoral Ocidental	10.226,22	3,08
	Sistema hidrográfico das Ilhas Maranhenses	3.604,62	1,09
	Bacia Hidrográfica do Rio Mearim	99.058,68	29,84
	Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru	53.216,84	16,03
	Bacia Hidrográfica do Rio Munin	15.918,04	4,79
	Bacia Hidrográfica do Rio Turiaçu	14.149,87	4,26
	Bacia Hidrográfica do Rio Maracaçumé	7.756,79	2,34
	Bacia Hidrográfica do Rio Preguiças	6.707,91	2,02
	Bacia Hidrográfica do Rio Periaá	5.395,37	1,62

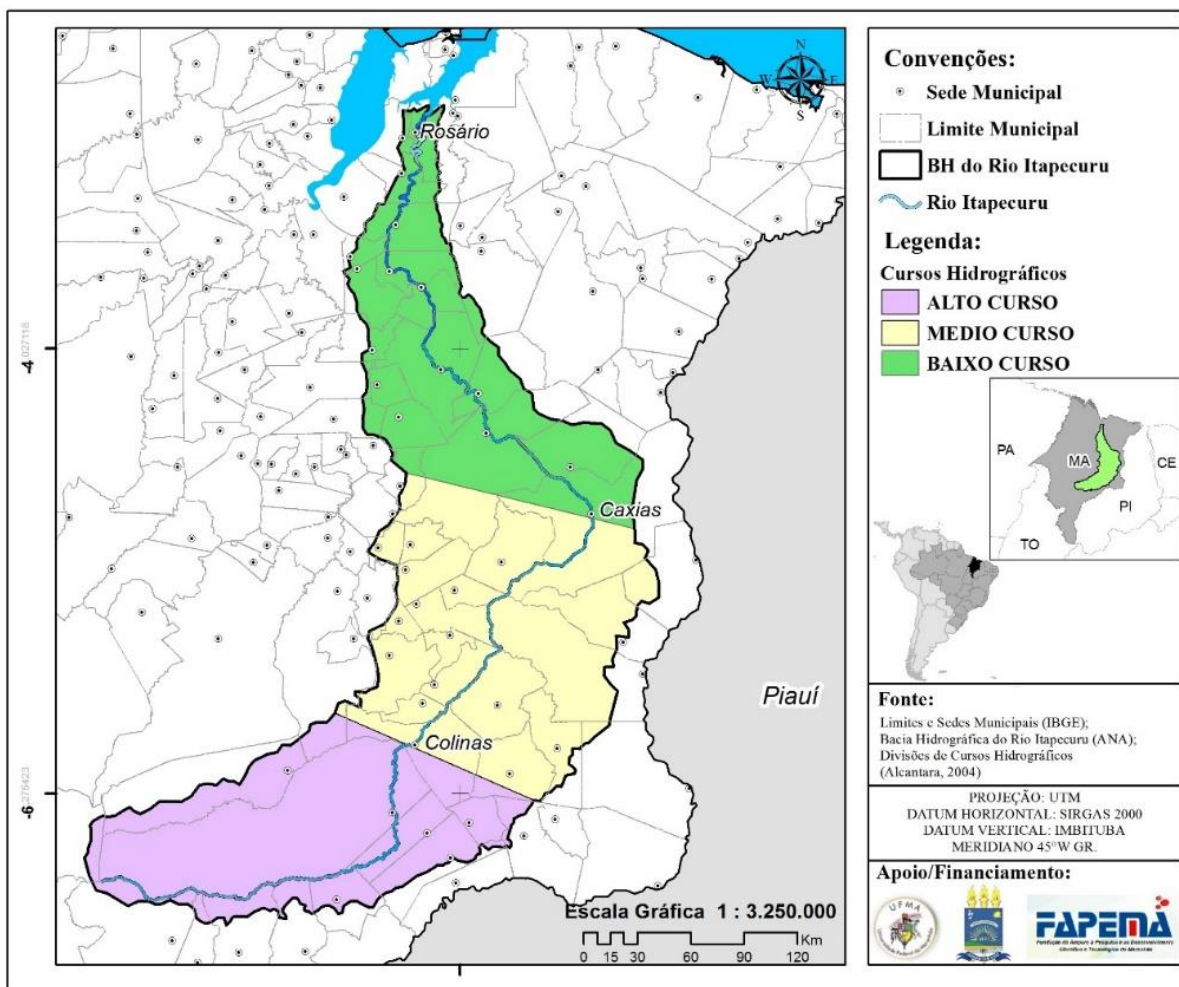
Fonte: NUGEO (2011).

A bacia do rio Itapecuru, abrange uma área de 53.216,84 km², sendo a segunda maior bacia hidrográfica do Estado do Maranhão. O Rio Itapecuru, curso principal da bacia, nasce no sul do Estado no sistema formado pelas Serras da Croeira, Itapecuru e Alpercatas, em altitude de aproximadamente 530 m, desaguando na Baía do Arraial, depois de percorrer cerca de 1.050 km, a sudeste da Ilha do Maranhão, na forma de dois braços de rios denominados: Tucha e Mojó (NUGEO, 2011).

Limita-se ao sul e leste com a bacia hidrográfica do Rio Parnaíba, por meio da Serra do Itapecuru, Chapada do Azeitão e elevações; a oeste e sudoeste com a bacia do Rio Mearim; e a nordeste com a bacia do Rio Munim (IBGE,1998). Conforme observado na Figura 3-1, as condições morfológicas das regiões que atravessam o rio, o classificam em alto, médio e baixo curso (MEDEIROS, 2001; ALCÂNTARA, 2004).

Esta bacia hidrográfica ocupa parcela do território de 57 municípios, envolvendo população de 1.019.398 habitantes (NUGEO, 2011). A densidade demográfica corresponde a 19,16 hab./km², equivalendo-se à densidade demográfica estadual (IBGE, 2015). Os principais núcleos urbanos existentes na bacia resultam do processo histórico da ocupação territorial determinada por atividades econômicas primário-exportadoras (IBGE, 1998).

Figura 3-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão morfológica em alto médio e baixo curso



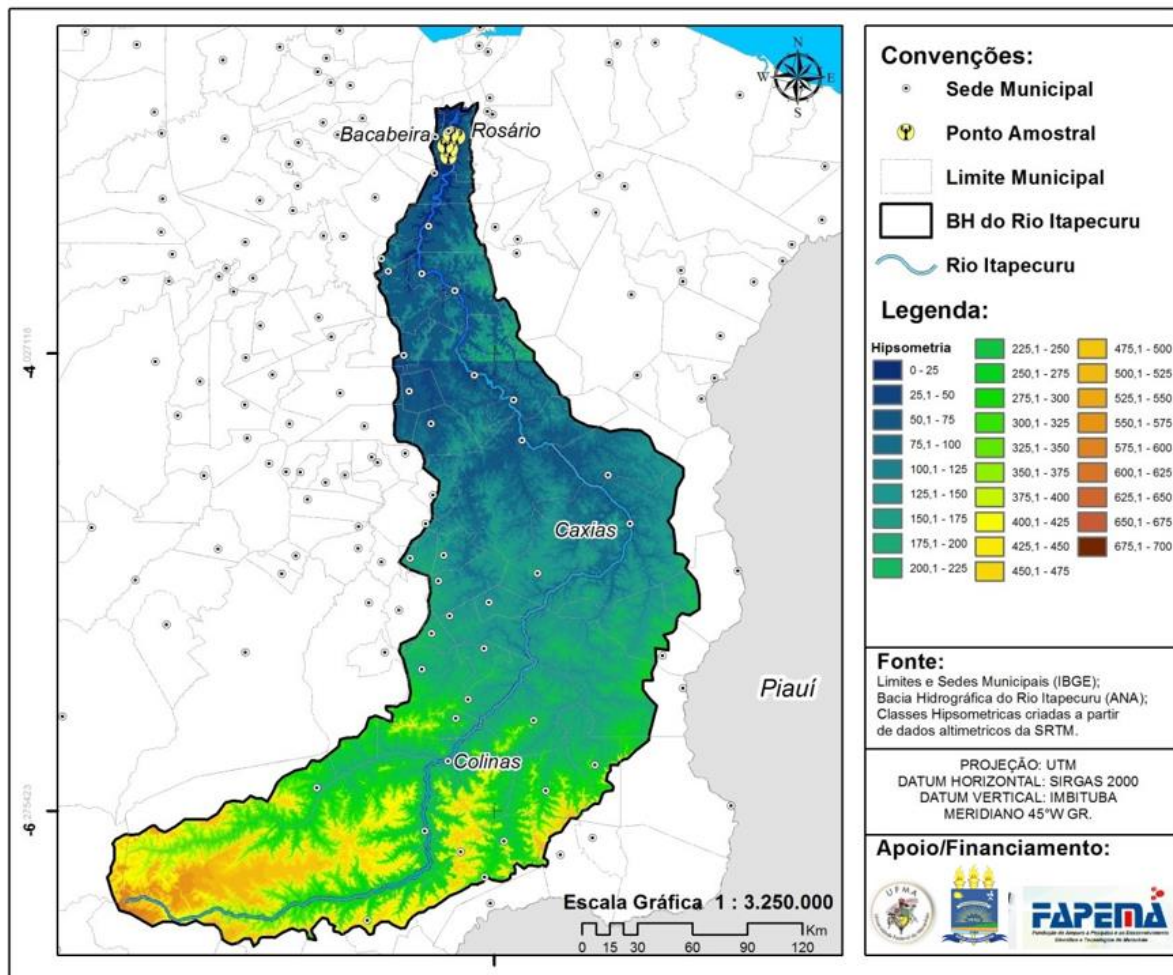
Fonte: Adaptado de Alcântara (2004).

3.1 Baixo Curso do Rio Itapecuru

Para Medeiros (2001), o Baixo Curso do Rio Itapecuru compreende o trecho que se estende do Município de Caxias até a foz do Itapecuru, na Baía do Arraial, com uma extensão de aproximadamente 360 km. O desnível total ao longo desse trecho é de 50 m, atingindo declividade média de aproximadamente 14 cm/km e largura de até 130 metros (Figura 3-2).

São encontradas no Alto Curso do rio, altitudes próximas dos 600 metros. À medida que se aproxima da foz gradativamente, o relevo vai se aplainando e no baixo curso do rio, especialmente, próximo às Cidades de Rosário, Bacabeira e Santa Rita, a máxima altitude é de 50 metros. O relevo aplainado facilita que em períodos de alta precipitação as margens sejam encharcadas e em alguns pontos cobertas por água.

Figura 3-2. Mapa de Hipsometria da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru



Fonte: o autor

No BCRI, devido às menores declividades a velocidade do fluxo é mais lenta, caracterizando-o como um rio de planície. No período de estiagem, ocorre intensa ocupação das margens do Itapecuru pelos pequenos agricultores rurais, a jusante de Caxias. Essa

preparação das terras envolve não só a remoção da mata ciliar, como seu destino para o leito do rio, o que acaba contribuindo para o assoreamento do canal. Somente as margens rochosas constituídas de lajes não são erodidas (SILVA; CONCEIÇÃO, 2011).

No Baixo Curso do Rio Itapecuru, ocorre a captação de água que abastece a Cidade de São Luís, por meio do sistema ITALUÍS (Figura 3-3). Na sua foz, dependendo do volume de precipitações concentradas no período chuvoso, podem ocorrer a inundação das sub-bacias hidrográficas marginais, causando transtornos às comunidades locais (Figura 3-4).

Figura 3-3. Sistema de Captação de Água Italuís, localizada no Baixo Curso do Rio Itapecuru



Fonte: o autor

Figura 3-4. Planície de Inundação do Rio Itapecuru durante o período chuvoso do ano de 2009. (A) corresponde a SBH-2 e (B) corresponde a SBH-10



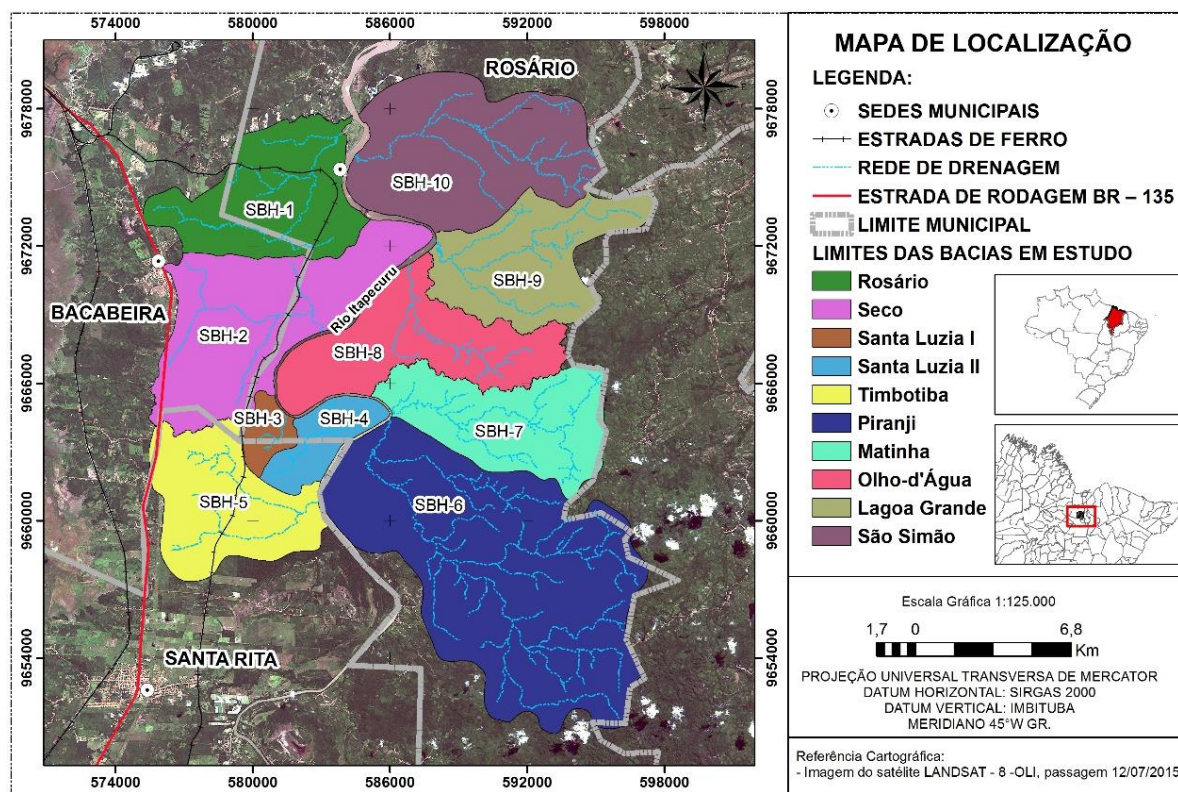
Fonte: o autor

3.2 Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru

A área foco da pesquisa envolve dez sub-bacias hidrográficas (SBHs), localizadas no BCRI, com área de 421,6 km², que abrange os limites do Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita.

Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís, capital do Estado do Maranhão, limitada pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte (Figura 3-5). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402, que interligam os municípios citados à capital do Estado.

Figura 3-5. Mapa de localização das Sub-Bacias Hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru



Fonte: o autor

Os Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita possuem populações, de respectivamente, 16.553, 41.694 e 35.980 habitantes. A área geográfica compreende 615,58 km² em Bacabeira, 685 km² em Rosário e 706,4 km² em Santa Rita (IBGE, 2015). O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), referente ao ano de 2000, corresponde a 0,629 para Bacabeira, 0,632 para Rosário e 0,609 para Santa Rita (ATLAS BRASIL, 2013).

O Município de Rosário foi fundado em 15 de Julho de 1802, a navegabilidade pelo Rio Itapecuru por meio da Baía de São José, foi decisiva para que o baixo Vale do Itapecuru

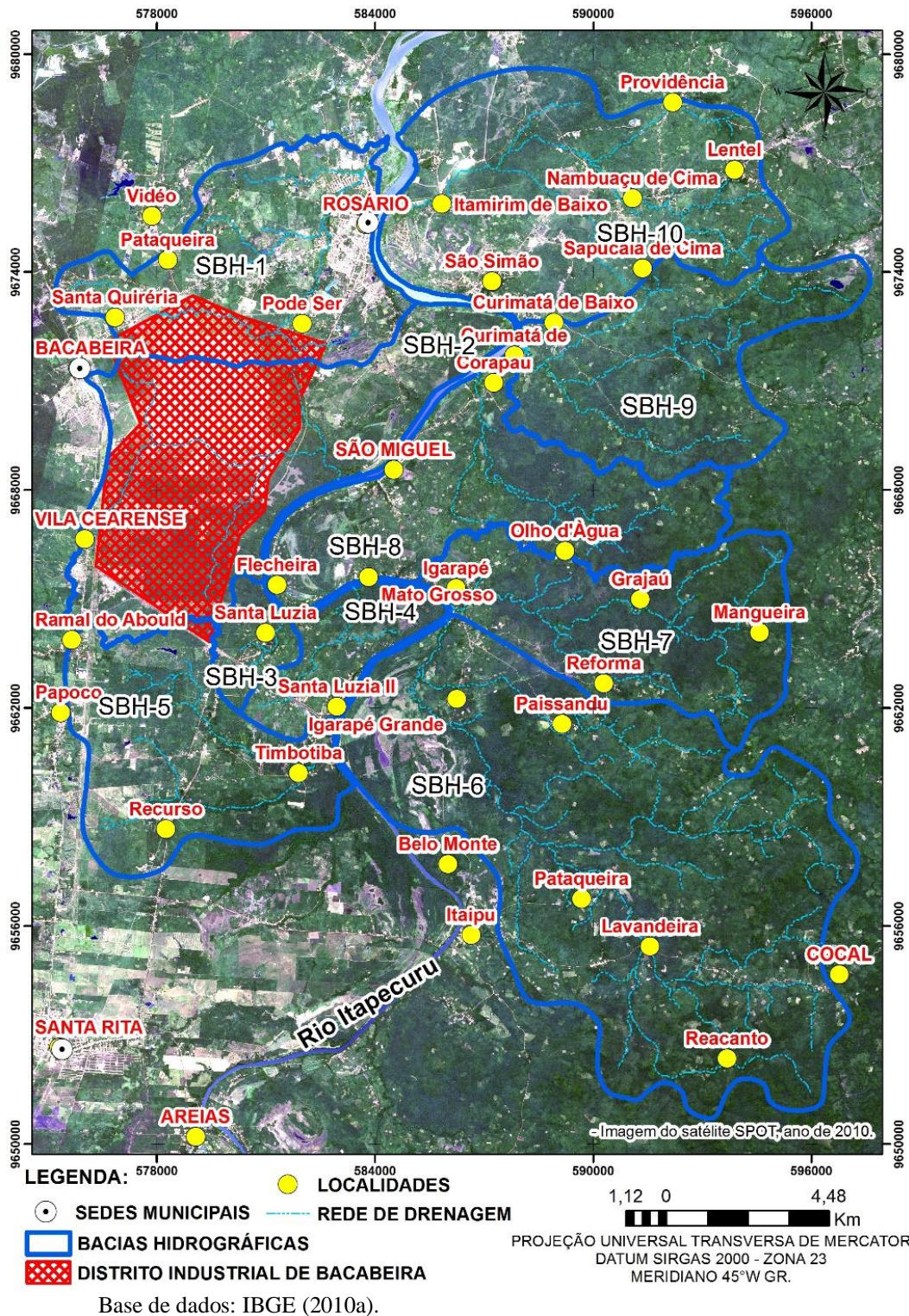
iniciasse a sua ocupação a partir de Rosário. O solo fértil e especialmente, a recomendação da Coroa Portuguesa para que se desenvolvesse a agroindústria canavieira, contribuíram para que dois engenhos de produção de açúcar ali se instalassem, enquanto a vegetação nativa era devastada para o plantio dos canaviais. Quando a ferrovia chegou, a ocupação urbana desenvolveu-se no sentido desta, alongando paralela aos trilhos e depois em travessas entre o trilho e o rio. Em seguida, a construção da BR-135 e da MA-402, criam um anel viário, e começa a surgir um novo aglomerado, a atual cidade de Bacabeira. A cidade vive economicamente do funcionalismo público e do comércio varejista (FSADU, 2008a).

Em Bacabeira, o início da ocupação começou entre os anos de 1932 e 1935, quando surgiram as primeiras comunidades. Posteriormente, na década de 1940, com o surgimento da BR-135, ocorreu a atração de rurícolas espalhados nas imediações que para ali mudaram. Com o desenvolvimento dos aglomerados, as lideranças políticas da região colaboraram para que em 1990, fosse feito um plebiscito, do qual resultou a criação do município por meio da Lei nº 6187 de 10 de novembro de 1994, desmembrando-o do município de Rosário (FSADU, 2008a).

O processo de ocupação de Santa Rita se iniciou em 1890. Por não estar localizado numa área ribeirinha, o povoado tinha dificuldade de comunicação, razão por que inicialmente não se desenvolveu. Entre 1910 e 1930 foi construída a estrada de ferro São Luís/Teresina, que embora não passasse pelo povoado facilitou a comunicação por meio da mesma. Na década de 1940, com a construção da BR 135, o município foi atravessado pela rodovia, provocando um certo crescimento, dada a migração de novos moradores. O movimento cada vez mais dinâmico da rodovia 135 e a oferta de serviços oferecidos pela cidade, tais como saúde, educação e transporte favoreceram a que o município crescesse e a sua sede municipal se expandisse, extrapolando as proximidades da rodovia, onde começou a sua organização urbana (FSADU, 2008a).

Nas SBHs alvo desta pesquisa, observa-se um território misto, com espaços divididos de forma desigual distribuídos em áreas urbanas, áreas industriais, áreas rurais, bairros, sede municipal, áreas de populações tradicionais (Figura 3-6).

Figura 3-6. Situação das SBHs em relação às sedes dos municípios, comunidades e Distrito Industrial do BCRI



Por se tratar de uma região com tendências de aproximação econômica com a cidade de São Luís, impõe-se um afastamento entre a realidade histórica vivida pelas comunidades locais, que é voltada principalmente ao setor primário (atividades de subsistência), com a presença do

setor industrial nos municípios de Bacabeira e Rosário. As comunidades mais distantes da sede municipal apresentam peculiaridades quanto aos modos de vida, pois vivem de maneira tradicional e possuem diversas ligação históricas e socioeconômicas com o território. Dependem da agricultura de subsistência e da utilização dos recursos naturais para sobreviver (Figura 3-7 e Figura 3-8).

Figura 3-7. Modo de vida das comunidades do BCRI. (A) Casa de taipa na localidade Pode Ser. (B) Área utilizada para agricultura de subsistência



Fonte: o autor

Figura 3-8. Utilização de recursos naturais pelas comunidades que vivem nas SBHs do BCRI. (A) Pilão sendo utilizado para descascar arroz; (B) Pesca de tarrafa no rio Itapecuru; (C) Preparação de palha para cobrir casas em comunidades do BCRI



Fonte: o autor

Sequencialmente, nas próximas seções da tese, serão apresentados os cinco artigos científicos elaborados para responder aos objetivos postulados nesta pesquisa.

**4 ANÁLISE MORFOMÉTRICA E PRIORIZAÇÃO DAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU COMO
INSTRUMENTO DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO**

ARTIGO 1

Artigo aceito para publicação na Revista do Departamento de Geografia (USP)

Qualis B2 em Ciências Ambientais

ANÁLISE MORFOMÉTRICA E PRIORIZAÇÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS COMO INSTRUMENTO DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL INTEGRADO

MORPHOMETRIC ANALYSIS AND PRIORITIZATION OF WATERSHEDS AS AN INTEGRATED ENVIRONMENTAL PLANNING INSTRUMENT

Leonardo Silva Soares¹
Wilza Gomes Reis Lopes²
Antonio Carlos Leal de Castro³

RESUMO

Neste artigo, objetivou-se caracterizar e analisar a morfometria de dez sub-bacias hidrográficas (SBHs) do Baixo Curso do Rio Itapecuru, Maranhão, indicando as áreas prioritárias para implementação das ações de conservação e preservação do solo e dos recursos hídricos. Para tanto, foram calculados os parâmetros morfométricos das classes linear, zonal e hipsiométrica. Para a hierarquização e correlação de nove parâmetros morfométricos, foi utilizada a técnica denominada *Weighted Sum Analysis* (WSA). Foi constatado que as SBHs do Baixo Curso do Rio Itapecuru são de pequena dimensão e na rede de drenagem predominam canais intermitentes e de primeira ordem. O escoamento dos canais fluviais apresenta baixa capacidade de transporte e, portanto, de erosão do canal fluvial, sugerindo que estes canais são susceptíveis a processos de assoreamento, que são potencializados naqueles de menor ordem hierárquica de drenagem. Por outro lado, a baixa declividade das SBH pode atenuar o processo de erosão laminar de suas respectivas áreas de drenagem, uma vez que, o escoamento superficial será mais lento. Observou-se, ainda, que 83,3% da área estudada são zonas de média e de alta susceptibilidade ambiental, as quais devem ser priorizadas para implementação de ações de gerenciamento dos recursos naturais.

Palavras-chave: morfometria de bacias hidrográficas, geomorfologia, modelagem, priorização.

ABSTRACT

This article aimed to characterize ten sub-river basins (RSB) of the lower course of the river Itapecuru, Maranhão based on the morphometric analysis in order to indicate these areas of prime importance for the implementation of conservation and preservation actions of soil and water resources. For this, the morphometric parameters of the classes were calculated linear, zonal and hypsometric. For the ranking and correlation of nine morphometric parameters, the Weighted Analysis Sum (WAS) technique was used. It has been found that SWDs of the lower course of the Itapecuru River are small and in their drainage network predominate intermittent and first-order channels. The flow of the river channels presents low transport and erosion capacity of the river channel, suggesting that they are susceptible to sedimentation processes, which can be leveraged in those of lower hierarchy of drainage. The flat relief, associated with low drainage and hydrographic density indicated a trend of slow hydrological reduction, with possible flood peaks reduction. It was observed also that 83.3% of the studied area is an average zone and high environmental susceptibility. Therefore should be of prime importance for the implementation management actions of natural resources.

Keywords: morphometry watersheds, geomorphology, modeling, prioritization.

¹ Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (leonardo.soares@ifma.edu.br)

² Orientadora, Arquiteta, Professora do Departamento de Construção Civil e Arquitetura e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (izalopes@uol.com.br)

³ Coorientador, Agrônomo, Professor do Departamento de Oceanografia e Limnologia e do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Maranhão – UFMA (alec@ufma.br)

4.1 Introdução

O planejamento integrado de bacias hidrográficas é uma das principais estratégias de gerenciamento de determinada unidade territorial. Para tanto, sua aplicação deve ser pautada na compreensão de um conjunto de indicadores de diferentes áreas temáticas, possibilitando a avaliação sistêmica da dinâmica ambiental e territorial da sua área de abrangência. Com isso, se busca de maneira conectada e preditiva reduzir conflitos socioambientais e indicar ações de recuperação, preservação, conservação e manejo dos ecossistemas naturais, com vistas a melhoria da qualidade de vida da sociedade.

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é aceita por estudiosos em diversas partes do mundo (BEHERA; PANDA, 2006; TEODORO et al., 2007; QUEIROZ; SALES; SILVA, 2014; AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014; ARAÚJO et al., 2015).

A identificação das características morfométricas das bacias hidrográficas é um procedimento prioritário em análises hidrológicas ou ambientais e busca a compreensão da dinâmica ambiental local e regional (TEODORO et al., 2007). As informações geradas podem subsidiar o processo de planejamento integrado destas unidades de gerenciamento territorial e dos recursos hídricos.

Estudos clássicos de geomorfologia indicaram que as informações morfológicas de uma bacia hidrográfica possuem estrita relação com os padrões de paisagem da sua área de influência (HORTON, 1945; SCHUMM, 1956; STRAHLER, 1957). Estes autores desenvolveram metodologias para avaliação quantitativa dos padrões de relevo, forma e drenagem de tais unidades territoriais, cujas informações são de extrema relevância para subsidiar o processo de tomada de decisão para implementação de ações de gerenciamento ambiental.

Avaliações morfométricas podem ter diferentes aplicações para o gerenciamento de bacias hidrográficas, tais como: prever o comportamento hidrológico (OLSZEVSKI et al., 2011), identificar alterações ambientais (ALVES; CASTRO, 2003), auxiliar o zoneamento territorial (SANTOS; SOBREIRA, 2008; SOARES; SOUZA, 2012; ABUD et al., 2015), gerar bases para manejo integrado (RODRIGUES; PISARRA; CAMPOS, 2008; COUTINHO et al. 2011), priorizar áreas de intervenção (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014; MALIK; BHAT, 2014; DIPAK; SHIRISH; NAGARAJAN, 2015) e subsidiar o processo de gestão (ANDRADE et al., 2008; OLIVEIRA et al., 2010; BERTOSSI et al., 2011; MORELI; PEREIRA; SILVA, 2014).

Marques-Neto (2008) afirma a necessidade das abordagens geomorfológicas ampliarem as perspectivas interdisciplinares, com a incorporação da abordagem sistêmica e estreitando os laços com disciplinas correlatas no âmbito das ciências ambientais em geral, utilizando as geotecnologias aplicadas ao estudo do meio físico-territorial.

Segundo Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), o planejamento em nível de bacia hidrográfica utilizando informações morfométricas, na escala micro, é essencial para solucionar questões-chave da unidade territorial em análise, sendo possível priorizar as áreas de intervenção e indicar as medidas de conservação do solo e dos recursos hídricos.

Abordagens que integrem informações obtidas nos cálculos dos índices morfométricos são essenciais no processo de planejamento. A utilização das informações geradas pode subsidiar a delimitação de estratégias de gerenciamento ambiental, uma vez que essas informações apresentam diversas possibilidades de integração com a dinâmica de uso e cobertura do solo, qualidade de água, potencial erosivo, exploração de recursos ambientais e dinâmica socioeconômica de determinada área, oferecendo suporte ao processo de planejamento ambiental integrado das bacias hidrográficas em análise.

Desta forma, este estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar por meio das características morfométricas as áreas que devem ser priorizadas para implementação de ações de conservação e manejo do solo e dos recursos hídricos nas sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru, no Estado do Maranhão.

A Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

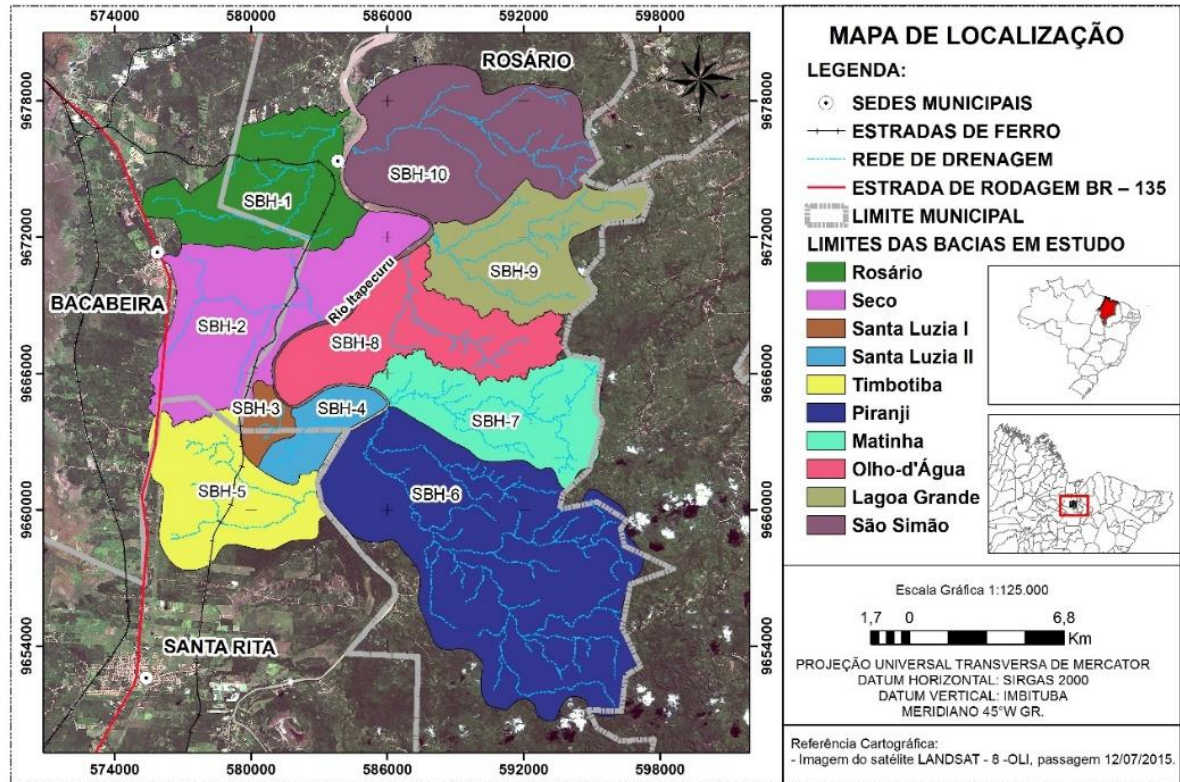
A bacia do Rio Itapecuru abrange área de 53.216,84 km², que corresponde a 16% do território do Estado do Maranhão (NUGEO, 2011). Limita-se a sul e a leste com a bacia hidrográfica do Rio Parnaíba, por meio da Serra do Itapecuru, Chapada do Azeitão e outras pequenas elevações, a oeste e sudoeste com a bacia do Rio Mearim e a nordeste com a bacia do Rio Munim (IBGE, 1998).

A área foco da pesquisa é constituída de dez sub-bacias hidrográficas (SBHs), localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), em área de 421,6 km², que abrange parcela dos limites dos Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita, no Estado do Maranhão.

Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís, Capital do Estado do Maranhão, limitada pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte

(Figura 4-1). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402, que interligam os municípios citados à Capital do Estado.

Figura 4-1. Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru



Fonte: o autor

O padrão climático do Baixo Curso do Rio Itapecuru, de acordo com o índice climático de Thornthwaite é do tipo úmido (LABGEO, 2002). Os dados climáticos da região (1975-2014) registram precipitação média anual de 1.998,8 mm/ano. As chuvas ocorrem em duas estações temporalmente bem delineadas: a chuvosa, que abrange os meses entre janeiro e julho, e a de estiagem, que ocorre entre agosto e dezembro (INMET, 2015).

A área pertence a Província Estrutural do Parnaíba, bacia intracratônica preenchida essencialmente por sedimentos terrígenos (VEIGA Jr., 2000). O principal domínio geológico é a Formação Itapecuru com cobertura do tipo Laterítica Pleistocênica (IBGE, 2003).

As litologias que compõem a Formação Itapecuru foram afetadas por processos de laterização, tendo se desenvolvido um perfil pouco evoluído, com espessura de 3 a 4 m, caracterizando uma cobertura detrítico/laterítica ou pode ser capeada por sedimentos flúvio-lacustres holocênicos das amplas planícies de inundação (FSADU, 2008b). As classes de solos que ocorrem na área de abrangência das SBHs são o Plintossolo Argilúvico Distrófico, Plintossolo Pétrico Concrecionário, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Latossolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2007).

As principais feições geomorfológicas são compostas por Baixo Platô Dissecado em Colinas e Planície Fluvial (zona de influência do Rio Itapecuru). A região pode ser caracterizada por um relevo plano a suavemente ondulado correspondendo a uma superfície aplainada dissecada, onde predominam platôs, colinas baixas de topos de alguma convexidade, às vezes quase tabulares (modeladas em rochas sedimentares) e vales pouco profundos (FSADU, 2008b).

4.2 Metodologia

A primeira etapa iniciou-se com a aquisição dos dados cartográficos (formato digital) nos sites do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que foram utilizados para a elaboração dos mapas temáticos baseados nas seguintes fontes:

- Plano de Informação (PI) contendo a malha viária dos municípios brasileiros, em formato *shapefile*, referente ao ano 2010 (IBGE, 2010b);
- Dados do projeto Topodata que oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE): folhas 02s45 e 03s45 (INPE, 2008);
- Curvas de nível com espaçamento de 1 metro, em formato *shapefile*, obtidas por aerofoto do ano de 2008 (FSADU, 2009);
- Cartas Planialtimétricas na escala 1:100.000, folhas 549 e 610 (DSG-SUDENE, 1980);
- Imagem do satélite Landsat - 5 *Thematic Mapper* (15 de agosto de 2010), com resolução espacial de 30 metros (INPE, 2015);
- Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas SPRING/INPE, versão 5.0.

A etapa seguinte, executada no Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas SPRING/INPE, versão 5.0, consistiu na criação e modelagem do banco de dados, ou seja, na definição de categorias (tipos de dados). Em seguida, foram definidos os limites da área de estudo, a projeção cartográfica e demais parâmetros cartográficos. Optou-se pela utilização da projeção Universal Transversa de Mercator, modelos da Terra em DATUM – SAD 69, hemisfério sul, delimitada pelas coordenadas planas: 572405,871 Leste e 9676076,746 Norte; e 583630,490 Leste e 9664072,639 Norte.

Todas as informações cartográficas foram preparadas em ambiente de geoprocessamento, com geração de um banco de dados digital no SIG Quantum GIS Desktop XX, na projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), fuso 23S e Datum SIGA 2000, com implementação de produtos de sensoriamento remoto e mapas temáticos produzidos.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi elaborado a partir das curvas de nível com resolução espacial de 10 metros, utilizando-se a ferramenta *Topo to Raster* do programa ArcGIS 9.2TM (ESRI, 2006), que emprega método de interpolação especificamente projetado para criar modelos digitais do terreno hidrologicamente corretos.

Os limites das SBHs foram delimitados pela análise dos topos das curvas de nível. Obtiveram-se, ainda, resultados de altitude, declividade e rede de drenagem, que se constituíram como informações de base para a caracterização morfométrica das SBHs do baixo curso do rio Itapecuru.

As características morfométricas foram mensuradas com base nos estudos de Horton (1945), Smith (1950), Muller (1953), Schumm (1956), Strahler (1957) e Christofolletti (1980).

Para indicar a priorização das SBHs, visando o estabelecimento de ações de planejamento e gestão foi empregada a metodologia proposta por Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), que se fundamenta na técnica *Weighted Sum Analysis* (WSA). Foram utilizados nove parâmetros morfométricos que expressam uma relação direta ou inversa com fatores de degradação da qualidade de água e do solo de uma bacia hidrográfica, sendo: densidade hidrográfica, fator de forma, relação de bifurcação, densidade de drenagem, índice de circularidade, razão de alongamento, razão de textura, coeficiente de compacidade e forma da bacia (média dos parâmetros fator de forma, índice de circularidade e razão de alongamento) (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014).

A primeira etapa da aplicação da metodologia WSA corresponde ao ranqueamento das variáveis selecionadas. Para tanto, assume-se que os valores dos parâmetros densidade hidrográfica, densidade de drenagem, razão de textura e relação de bifurcação são diretamente proporcionais às possibilidades de degradação do solo e da água de determinada bacia hidrográfica. Desta forma, para a hierarquização, a maior prioridade é atribuída para a SBH que possuir valor máximo de cada um dos parâmetros morfométricos citados. Por sua vez, a menor prioridade corresponderá a SBH que apresentar o menor valor do respectivo parâmetro.

Para os demais cinco parâmetros (índice de circularidade, fator de forma, razão de alongamento, coeficiente de compacidade e forma de bacia), assume-se que a relação com a degradação do solo e água das bacias hidrográficas é inversa. Nesse ranqueamento, atribui-se a mais alta prioridade para a bacia que apresenta o valor mínimo do parâmetro, e a menor prioridade para aquela que possui o maior valor do parâmetro morfométrico indicado.

A análise de correlação entre as variáveis morfométricas foi realizada utilizando-se o coeficiente de *Sperman*, cujos resultados subsidiaram o cálculo das constantes de cada

parâmetro que integram o modelo de priorização, obtidos pela razão entre a soma de todos os coeficientes das correlações e a soma das correlações de cada parâmetro individualizado.

Considera-se que a SBH que apresentar o menor valor, após a aplicação do modelo de priorização, será a de maior prioridade. O segundo valor receberá a segunda ordem de priorização e, assim, sucessivamente serão classificadas as restantes. As bacias que apresentarem menores valores estão mais propensas à ação da erosão, com conseqüente degradação do solo e da água, devendo ser priorizadas nas ações de conservação relacionadas a estes recursos. Para a classificação das SBHs por classe de prioridade foram utilizados os intervalos apresentados na Tabela 4-1, definidos em função dos resultados obtidos com a aplicação do modelo de priorização no estudo de Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014).

Tabela 4-1. Classificação hierárquica para priorização de SBH por meio do método WSA

Tipo de Prioridade	Intervalo do resultado do modelo
Muito alta	-3,107 até 2,936
Alto	2,936 até 5,957
Médio	5,957 até 8,978
Baixo	8,978 até 10,489
Muito baixo	Maior que 10,489

4.3 Resultados e Discussão

As características físicas e morfométricas identificadas para as dez SBHs na escala 1: 5.000 estão apresentadas na Tabela 4-2 e Tabela 4-3. Com relação a área de drenagem e perímetro, os maiores e menores valores mensurados foram respectivamente para a SBH-6 (110,8 km² e 49,87 km) e SBH-3 (5,49 km² e 10,81 km).

As SBHs estudadas podem ser classificadas como de pequena dimensão, devido apresentarem áreas entre 5,49 km² (SBH-3) e 110,8 km² (SBH-6). Este aspecto é positivo no processo de planejamento, pois permite compreender, com mais detalhe, as relações existentes entre os componentes ambientais e as atividades antrópicas, gerando bases para identificar cenários de risco e subsidiar a formulação de políticas públicas. Tonello et al. (2006) afirmam que, em bacias pequenas, existem boas possibilidades de controle dos fatores hidrológicos que interferem na sua área de abrangência.

Tabela 4-2. Características morfométricas das SBHs do BCRI

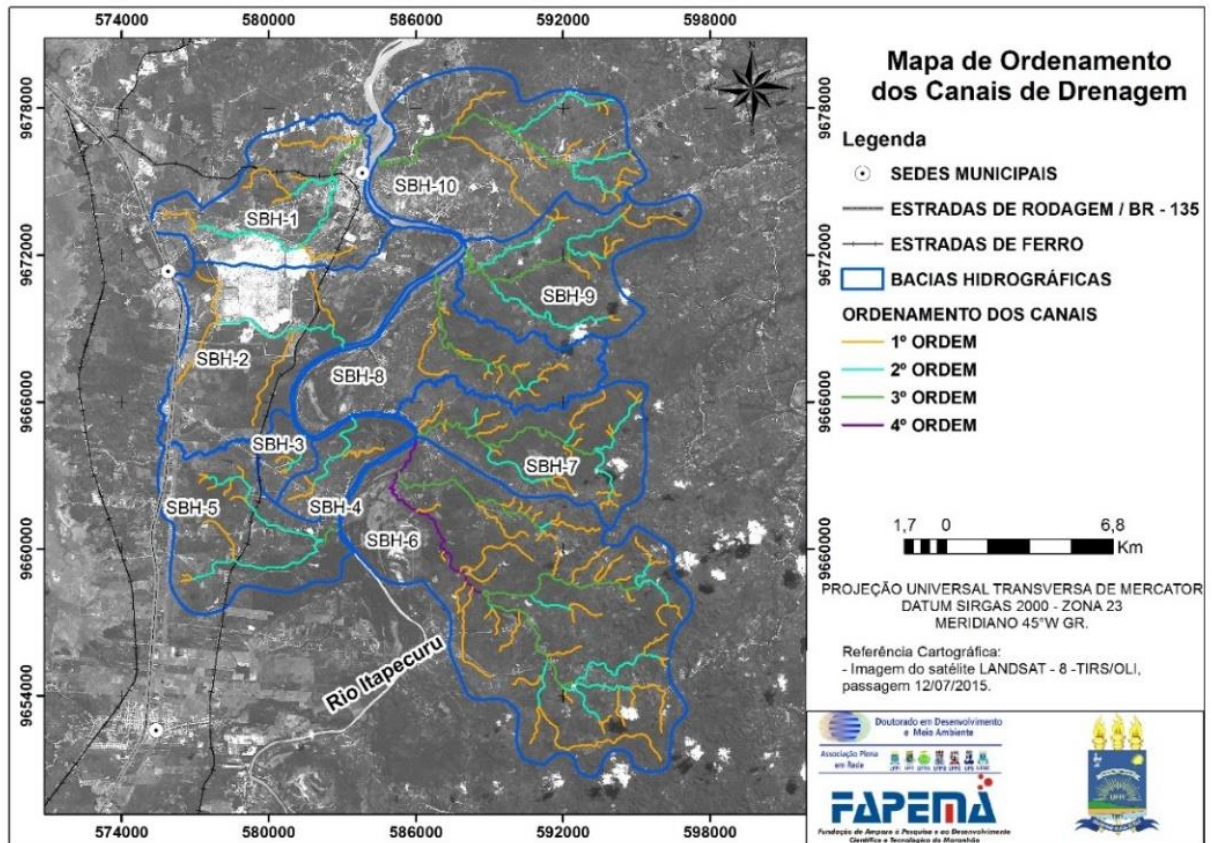
Parâmetros	SBH-1	SBH-2	SBH-3	SBH-4	SBH-5	SBH-6	SBH-7	SBH-8	SBH-9	SBH-10
Área de drenagem - A (km ²)	38,78	53,63	5,49	11,22	34,59	110,8	36,05	39,20	35,77	56,10
Perímetro - P (km)	31,52	42,89	10,81	15,90	31,26	49,87	35,28	47,96	35,62	32,26
Ordem	3°	2°	2°	2°	3°	4°	3°	3°	3°	3°
Altitude máxima (m)	50,00	49,00	34,00	28,00	47,00	91,20	79,60	65,33	71,80	72,97
Altitude mínima (m)	3,00	1,50	9,00	4,00	9,00	0,87	9,89	3,57	1,32	1,58
Relação de relevo - Rr	0,003	0,005	0,011	0,004	0,005	0,004	0,005	0,006	0,005	0,004
Relação de relevo relativo - Rrl	0,0015	0,0011	0,0023	0,0015	0,0012	0,0018	0,0020	0,0013	0,0020	0,0022
Índice de rugosidade - Ir	0,010	0,017	0,030	0,019	0,013	0,005	0,008	0,014	0,008	0,009
Coefficiente de compacidade - Kc	1,43	1,65	1,30	1,34	1,50	1,34	1,66	2,16	1,68	1,22
Fator de forma - Kf	0,43	0,77	0,63	0,51	0,57	0,39	0,41	0,60	0,38	0,47
Índice de circularidade - Ic	0,49	0,37	0,59	0,56	0,44	0,56	0,36	0,21	0,35	0,68
Densidade de drenagem - Dd (km/km ²)	0,79	0,37	0,68	0,75	0,61	0,97	1,04	0,53	0,94	0,72
Densidade hidrográfica - Dh (canais/km ²)	0,258	0,093	1,093	0,357	0,347	0,523	0,777	0,434	0,447	0,303
Relação de bifurcação - Rb (Nt/km ²)	2,83	3,00	2,17	3,00	2,83	2,12	2,13	2,44	2,25	2,44
Textura da drenagem - T	0,317	0,117	0,555	0,252	0,384	1,163	0,794	0,354	0,449	0,527
Índice de sinuosidade - Is	1,75	1,43	1,38	1,33	1,37	1,60	1,54	1,62	1,55	1,66
Coefficiente de manutenção - Cm (m/m ²)	202,4	367,2	628,2	400,3	279,6	97,9	160,3	299,4	177,5	184,8
Gradiente de canais	1,54%	0,75%	1,96%	0,66%	5,16%	0,96%	0,82%	0,81%	0,91%	0,55%
Razão de alongamento - Re	0,74	0,99	0,90	0,81	0,85	0,71	0,72	0,88	0,69	0,77
Forma da bacia (Fb)	0,55	0,71	0,71	0,62	0,62	0,55	0,50	0,56	0,47	0,64

Tabela 4-3. Propriedades da rede de drenagem das SBHs do BCRI

Propriedade	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10
Número de cursos d'água	10	5	6	4	12	58	28	17	16	17
1° ordem	7	4	4	3	9	44	22	13	11	13
2° ordem	2	1	2	1	2	10	5	3	4	3
3° ordem	1	0	0	0	1	3	1	1	1	1
4° ordem	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Comprimento do curso d'água principal (km)	9,48	8,35	2,95	4,69	7,82	16,83	9,42	8,06	9,76	10,92
Comprimento total dos cursos d'água (km)	15,63	9,81	2,19	5,60	8,15	20,31	3,45	10,75	14,13	17,61

A análise da hidrografia, com base na classificação proposta por Christofolletti (1980), permitiu reconhecer que as SBHs do BCRI são do tipo dendrítico (Figura 4-2). Segundo Lima (2008), este padrão de drenagem prevalece na natureza e deriva da interação clima-geologia em regiões de litologia homogênea e são típicas de regiões onde predomina rocha de resistência uniforme.

Figura 4-2. Rede de drenagem e ordenamentos dos canais fluviais das SBHs do BCRI



Fonte: o autor.

A rede hidrográfica das dez SBHs totalizou 173 cursos d'água, dos quais 75% são de primeira ordem, 19% de segunda ordem, 5% de terceira ordem e 1% de quarta ordem. Na área de estudo, a SBH-6 foi a única classificada como de quarta ordem, as SBHs 1, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 são de terceira ordem e as demais de segunda ordem (Tabela 4-3).

Os canais fluviais de primeira ordem das SBHs do BCRI são, em sua maioria, do tipo intermitente. Esta característica indica a necessidade de manutenção de suas nascentes e implementação de ações de proteção ambiental que evite alteração nos seus cursos d'água, pois estes são muito susceptíveis a alterações hidrológicas provocadas por ações antrópicas, como desmatamento e ocupação desordenada, uma vez que as suas redes de drenagem são, predominantemente, de baixa hierarquia fluvial.

Como afirmam Tonello et al. (2006), sistemas de drenagem que apresentam ordenamento inferior ou igual a quatro são comuns em pequenas bacias hidrográficas e os efeitos do uso da terra são refletidos diretamente sobre sua qualidade ambiental. Foi constatado que o relevo predominante é o de tipologias plana e suavemente ondulada (Figura 4-3) (Tabela 4-4). A hipsometria indicou altitude predominante com cotas entre 0 e 10 metros (Figura 4-4).

Figura 4-3. Mapa de declividade das SBHs do BCRI

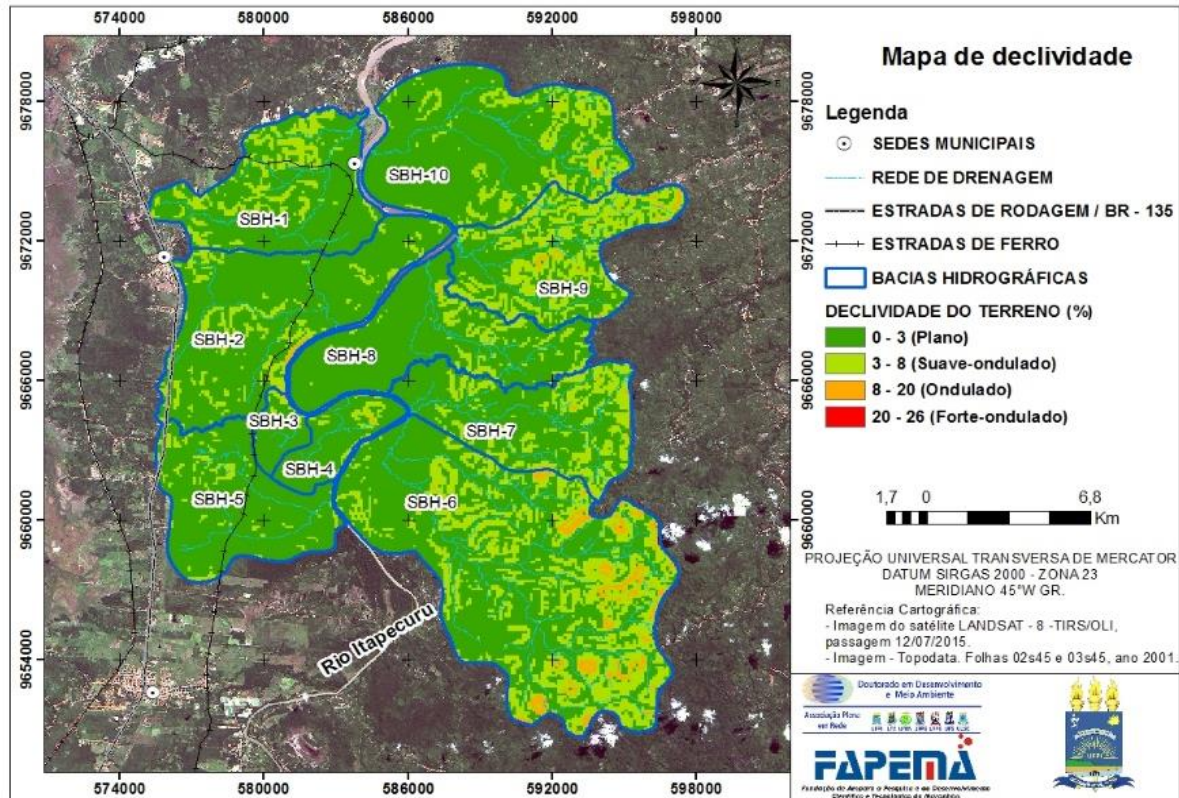
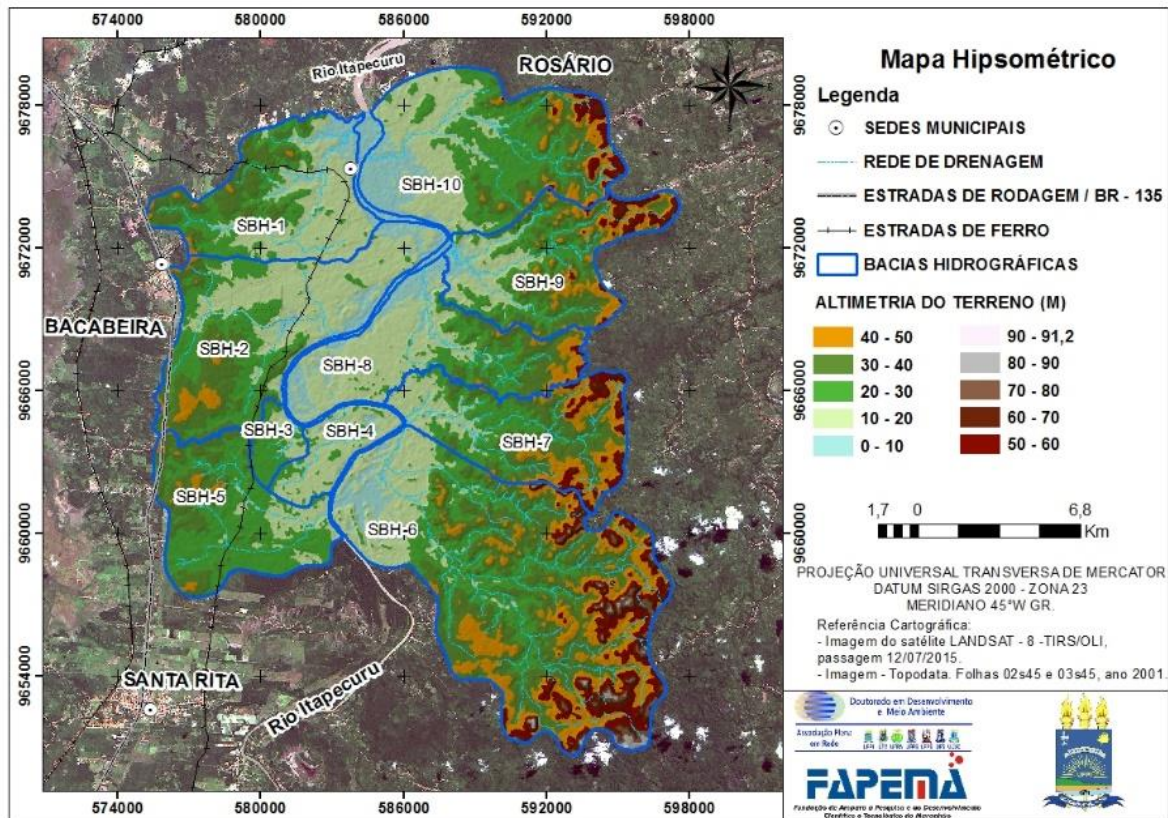


Tabela 4-4. Distribuição das classes de declividade em porcentagem das SBHs do BCRI

Classes de declividade	Relevo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10
0 - 3	Plano	78,4%	85,7%	89,6%	87,43%	91,8%	61,7%	70,86%	88,1%	53,5%	81,1%
3 - 8	Suavemente ondulado	21,6%	13,8%	9,83%	12,2%	8,09%	34,2%	28,57%	11,8%	45%	18,6%
8 - 20	Ondulado		0,37%	0,54%	0,35%	0,09%	4,18%	0,555%	0,08%	1,57%	0,32%
20 - 45	Fortemente ondulado	-	-	-	-	-	0,01%	0,017%	-	-	-

Fonte: Classes de declividade baseadas na classificação da EMBRAPA (2006).

Figura 4-4. Mapa hipsométrico das SBHs do BCRI



Fonte: o autor.

A compreensão dos gradientes de declividade em determinada bacia hidrográfica é fundamental no processo de planejamento ambiental, pois subsidia o entendimento da interação entre os eventos de precipitação e o deflúvio (precisão de enchentes), a delimitação das áreas de preservação permanente, do potencial erosivo e de aptidão do solo. Neste contexto, Cardoso et al. (2006) destacam que a declividade e a cobertura vegetal são fatores importantes na tomada de decisão para o manejo adequado em bacias hidrográficas, visto que influenciam na precipitação efetiva, no escoamento superficial e no fluxo de água no solo. Segundo Felipe et al. (2013), o conhecimento do relevo é de fundamental importância nas ações de planejamento e gestão na preservação futura. Para Rodrigues et al. (2011), em áreas de maior declividade e desprotegidas de vegetação, ampliam-se as possibilidades de degradação da bacia hidrográfica.

As condições topográficas podem proporcionar maior infiltração da água no lençol freático nas áreas com cobertura vegetal, pois, devido às características do relevo, o escoamento superficial torna-se mais lento. Porém, num cenário de uso e ocupação inapropriado do solo, com impermeabilização e sem sistema de drenagem eficiente, as áreas podem ser propensas a inundações e alagamentos. Neste sentido, a manutenção de áreas verdes nas SBHs é essencial para a prevenção destes eventos, pois potencializa a infiltração da água e reduz o escoamento

superficial. Para Abud et al. (2015), a cobertura vegetal exerce papel fundamental na redução da erosão superficial, permitindo a infiltração da água. A associação de cobertura vegetal, declividade e características físicas do solo tornam-se fatores importantes na tomada de decisão em relação ao manejo adequado das sub-bacias.

Para Andrade, Ferreira e Silva (2014), no processo de planejamento ambiental de bacias hidrográficas, as características hipsométricas e de declividade são fundamentais quando interpoladas com informações dos mapeamentos de uso e ocupação da terra, pois este tipo de análise integrada, possibilita o delineamento de áreas de risco de inundação e o planejamento de ações corretivas e preventivas.

Outro aspecto relevante refere-se à jusante das dez SBHs, em que há predomínio de declividade plana e cotas altimétricas entre 0 e 10 metros (Figura 4-4), estas áreas são propensas a inundações e alagamentos, num cenário de enchente e consequente transbordamento do Rio Itapecuru. Desta forma, controlar a ocupação do espaço é ação primordial no processo de planejamento territorial e ambiental destas SBHs.

Com relação aos índices morfométricos, relação de relevo (Rr) e razão de relevo relativo (Rrl) apresentaram baixos valores e poucas variações entre as SBHs investigadas (Tabela 4-2). Os valores da Rr variaram de 0,003 na SBH-1 até 0,011 na SBH-3. Para Rrl a variação revelou amplitudes entre 0,0011 na SBH-2 até 0,0023 na SBH-3. As características observadas indicam que as SBHs possuem baixa relação entre seus componentes horizontais (alongamento) e verticais (baixa amplitude altimétrica). Este aspecto é corroborado com o padrão da declividade baixo das SBHs, com relevo predominantemente plano e suave.

O escoamento superficial tende a ser lento, sugerindo que o potencial erosivo das SBHs é atenuado por esta característica. Na pesquisa de Pollo et al. (2012), realizada na microbacia do Ribeirão Água Lúcia em Botucatu-SP, os valores para Rr e Rrl foram baixos, proporcionando velocidade reduzida do escoamento superficial, que possibilita melhor infiltração da água no solo.

O índice de rugosidade (Ir), também, apresentou coeficientes baixos, com variações entre 0,008 (SBH-7 e SBH-8) até 0,030 (SBH-3), são reflexo da amplitude altimétrica e densidade de drenagem, indicando vertentes de baixa declividade e de pouca extensão.

Outra característica morfométrica que apresentou baixos valores em todas as SBHs investigadas foi o gradiente de canais (Gc). Para Fernandes (2014), este parâmetro influi na energia de fluxo do escoamento fluvial e na dinâmica dos processos de aporte, transporte e deposição de sedimentos. A SBH-5 foi a que apresentou maior gradiente de canais, com 5,16%,

enquanto que nas demais, as relações entre as cotas altimétricas foram menores, com valores variando entre 0,556% (SBH-10), até 1,96% (SBH-3), demonstrando que os canais possuem baixa declividade. Este padrão foi observado por Soares e Souza (2012) na bacia hidrográfica do Rio Pequeno-PR, em que o G_c foi equivalente a 0,53%, indicando o caimento suave e baixa declividade da bacia.

Quanto à bifurcação (R_b), as maiores relações ocorreram entre os segmentos de drenagem de primeira ordem em relação aos de segunda, devido à grande quantidade de segmentos de baixa hierarquia fluvial. Os valores médios variam entre 2,12 (SBH-6) até 3 (SBH-2 e SBH-4), corroborando a indicação de Christofolletti (1980), ao afirmar que os resultados para este índice não podem ser inferiores a 2.

Os resultados de R_b indicam o grau de dissecação da bacia hidrográfica, sendo que, quanto maior for o valor do índice de bifurcação, maior será o grau de dissecação (CASTRO; CARVALHO, 2009). Entre os canais de segunda e primeira ordem, valores maiores que 3 ocorreram em sete das dez SBHs (com exceção das SBHs 6, 7 e 9). Este padrão indica que, apesar das SBHs apresentarem topografia suave e baixa declividade, as nascentes estão nas zonas de relevo bem dissecado. Lira, Nascimento e Almeida (2012) encontraram relação de bifurcação equivalente a 2 na bacia hidrográfica do Igarapé Amaro-AC, indicando que a bacia apresenta mediano grau de dissecação do relevo.

Em relação ao coeficiente de compacidade (K_c), foram constatados resultados afastados da unidade (1), variando entre 1,22 (SBH-10) até 2,16 (SBH-8). Os valores mais elevados, obtidos nas SBHs 2, 5, 7, 8 e 9, indicam que são as menos propensas a eventos de enchentes, em condições normais de precipitações. As demais também apresentam baixo risco às enchentes, com K_c variando entre 1,22 na SBH-10 até 1,43 na SBH-1.

Estudo realizado por Bertossi et al. (2011) indicou que a bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre-ES, possui baixo risco de enchente, devido ao K_c apresentar valor igual a 1,585. Essa condição também foi encontrada por Pollo et al. (2012) na microbacia do Ribeirão, em Botucatu-SP e por Moreli, Pereira e Silva (2014), para bacia hidrográfica do Córrego Cancã-ES. Em contraponto, Andrade, Ferreira e Silva (2014) classificaram a bacia do Córrego São Pedro, Uberlândia-MG, com forte tendência de inundação, pois apresenta K_c igual a 1,12.

Quanto ao formato geométrico de uma bacia hidrográfica, o fator de forma (K_f) e o índice de circularidade (I_c) indicam qual o padrão que cada área em análise apresenta. Para Tonello et al. (2006), a forma superficial de uma bacia hidrográfica é importante na determinação do tempo de concentração, ou seja, o tempo necessário para que toda a bacia contribua para o

escoamento superficial na secção de saída após uma precipitação. As SBHs do BCRI apresentam valores do Kf entre 0,38 (SBH-9) e 0,77 (SBH-2). Desta forma, do conjunto em análise, a SBH-2 apresenta maior probabilidade de ocorrência de enchentes em função do Kf. As SBHs 3, 5 e 8 apresentam tendência mediana e as demais não são sujeitas a enchentes, com valores que variam entre 0,38 e 0,51.

Ressalta-se que, para a indicação mais precisa da probabilidade de ocorrência de enchentes em bacias hidrográficas, sugere-se a análise conjunta de outros indicadores, como o índice de circularidade (Ic) e coeficiente de compacidade (Kc), além do gradiente topográfico, tipologia de solos, padrões de uso e ocupação do solo e regime das precipitações pluviométricas.

Cardoso et al. (2006) mensuraram Kf igual a 0,328 na bacia hidrográfica do Rio Debossan, em Nova Friburgo-RJ. Já Felipe et al. (2013) identificaram Kf igual 0,38, para a bacia hidrográfica do Ribeirão do Veado em Piratninga-SP, enquanto que Abud et al. (2015), caracterizando quatro sub-bacias do Município de Xapuri-AC, encontraram valores que variaram entre 0,11 e 0,27. Nos três estudos citados, os autores consideram a área de drenagem com baixa probabilidade de enchentes. Por sua vez, Andrade, Ferreira e Silca (2014) verificaram que a bacia do Córrego São Pedro, em Uberlândia-MG, com Kf igual a 1,02, denota probabilidade natural de inundação.

Pollo et al. (2012) afirmaram que valores de Kf próximos a 0,4 indicam tendência para conservação da bacia, enquanto que valores próximos da unidade 1 são indicativos de que a bacia estará sujeita a enchentes, possibilitando a degradação, devido principalmente a suas características físicas. Considerando este critério, no BCRI, a SBH-2 é a mais susceptível ao processo de degradação ambiental, por possuir maior fator de forma (0,77). Destaca-se que se trata da SBH mais impactada entre as analisadas, pois sofreu severas alterações ambientais, como supressão de vegetação e alterações topográficas e hidrológicas, em função das atividades de terraplanagem na fase de implantação de grande empreendimento petroquímico.

Quanto ao índice de circularidade (Ic), valores menores que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada, favorecendo o processo de escoamento (SCHUMM, 1956). Esta tendência foi observada nas SBHs 2, 7, 8 e 9 que, além da forma alongada, apresentam Kf afastados da unidade (1), indicando que não apresentam propensão a eventos de enchentes, em condições normais de precipitação. As SBHs 3 e 10 são as mais circulares, com valores equivalentes a 0,59 e 0,68 para o Ic, respectivamente, além de possuírem os menores resultados de Kc (1,30 e 1,22, respectivamente), fazendo com que sejam consideradas as SBHs mais propensas a enchentes, considerando condições equivalentes de uso da terra.

Em bacias com forma circular, há maior possibilidade de ocorrerem chuvas intensas, simultaneamente, em toda a sua extensão, concentrando grande volume de água no tributário principal (cheias rápidas), o que não ocorre em bacias alongadas (CARDOSO et al., 2006; ANDRADE et al., 2008). Por outro lado, o formato alongado denota menor possibilidade de precipitações intensas cobrirem simultaneamente toda sua extensão, reduzindo a probabilidade de grande quantidade de água vinda de diferentes tributários contribuírem, simultaneamente, à calha principal, reduzindo o risco de extravasamento da água no canal (FRAGA et al., 2014). Santos et al. (2012) encontraram I_c igual a 0,41 e 0,45 para as SBHs dos Rios Perdizes e Fojo, Campos do Jordão, SP, indicando que as sub-bacias não tendem à forma circular, ou seja, possuem forma mais alongada e, portanto, menor concentração de deflúvio.

De acordo com a proposta de Strahler (1957), que utiliza a razão de alongamento (Re), foi observado que as SBHs 2 e 3 podem ser classificadas como circulares, as SBHs 4, 5 e 8, como ovais, e as demais, com tendência alongada. Os resultados de Re diferiram na indicação do I_c para as SBHs 2 e 8. Este aspecto pode estar relacionado à baixa dimensão territorial das mesmas. No estudo realizado por Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), em oito SBHs localizadas em Ahmednagar, na Índia, aquelas que apresentaram Re entre 0,60 e 0,79 foram classificadas como mais alongadas, em relação as que apresentaram índice maior que 0,89, que foram qualificadas como ovais.

Quanto ao sistema de drenagem, o parâmetro densidade de drenagem (Dd) é importante na indicação do grau de desenvolvimento de uma bacia, sinalizando claramente o direcionamento para o planejamento e manejo de bacias hidrográficas (CARDOSO et al., 2006; ANDRADE et al., 2008). Dessa forma, adquire grande importância como instrumento de análise da paisagem, sobretudo para a identificação de possíveis focos de susceptibilidade geomorfológica (SILVA et al., 2009).

Os resultados para Dd , variaram de 0,37 km/km² (SBH-2) a 1,04 km/km² (SBH-7). Utilizando-se a classificação proposta por Villela e Mattos (1975), as dez SBHs são enquadradas como de baixa capacidade de drenagem, devido, provavelmente, ao relevo plano e declividade suave da área, que indicam que as SBHs têm baixa capacidade de escoamento.

As SBHs que apresentam baixa Dd possuem menor capacidade de escoamento das águas de precipitações, porém, isto pode potencializar a infiltração das águas subterrâneas, ampliando a recarga do lençol freático e reduzindo os efeitos dos picos de vazão, diminuindo os riscos de extravasamento dos canais fluviais (FRAGA et al., 2014). Então, valores baixos de Dd indicam a necessidade de uso e ocupação do solo de forma ordenada para garantir a devida infiltração

de água subterrânea, reduzindo, assim, os riscos de inundação pelo extravasamento dos canais fluviais.

Umetsu et al. (2012) mensuraram Dd de 1,68 km/km² na bacia hidrográfica do Rio Monte Sinai-MG. Santos e Morais (2012) calcularam valores de 1,658 km/km², para a bacia hidrográfica do Rio Verde-TO, enquanto que Teodoro et al. (2007) identificaram Dd equivalente a 0,68 km/km² na microbacia do Córrego Marivan-SP. Nestes estudos, as bacias foram classificadas como de baixa capacidade de drenagem. A baixa Dd tende a ocorrer em regiões de solo permeável ou altamente resistente, com relevo suave e com presença de cobertura vegetal densa. Isto acontece nas SBHs analisadas, devido às características de topografia do terreno e tipologias de solos. Além disso, sob condições naturais, a área potencialmente desenvolve bosques florestais de médio e alto porte (DIPAK; SHIRISH; NAGARAJAN, 2015).

Um outro parâmetro relacionado ao sistema de drenagem foi a densidade hidrográfica (Dh). Este parâmetro indica a média da quantidade de canais por quilômetro quadrado de uma bacia, demonstrando sua capacidade hídrica e competência na formação de novos canais fluviais (SANTOS; MORAIS, 2012).

A Dh das dez SBHs do BCRI variou entre 0,092 canais/km² (SBH-2) e 1,093 canais/km² (SBH-3), considerados como valores baixos. A SBH-2 apresentou número baixo de canais em função das alterações ambientais do processo de implantação do empreendimento petroquímico, com consequentes mudanças na rede de drenagem natural.

Quanto ao coeficiente de manutenção (Cm), as SBHs necessitam de área mínima e máxima equivalente a 962,4 m²/m (SBH-7) até 2689 m²/m (SBH-2), para a manutenção de um metro do canal de escoamento, sugerindo que os corpos hídricos de primeira ordem das SBHs são propensos a apresentar características de intermitência. Santos e Morais (2012) constataram o mesmo padrão na bacia hidrográfica do Lago Verde-TO, em que o Cm foi equivalente a 602,96 m²/m, valor explicado devido ao alto percentual de áreas com declividade inferior a 3%, fator preponderante para o baixo escoamento fluvial e pouco entalhamento de novas drenagens. Esta característica foi evidenciada nas SBHs do BCRI.

Em estudo realizado na bacia do Rio Pequeno-PR, Soares e Souza (2012) calcularam o Cm equivalente a 370,37 m²/m. Ao estratificarem o Cm para os cursos alto, médio e baixo da bacia, foi possível identificar que o compartimento baixo da bacia necessita de maior área para manter os canais com qualidade, indicando que nestes trechos o uso e ocupação da bacia devem

ocorrer com restrições, considerando sua fragilidade ambiental e potencial de uso do solo, para a utilização adequada dos recursos.

Outra característica do sistema de drenagem mensurada foi a razão de textura (T), que busca expressar o espaçamento entre os canais de drenagem. De acordo com a classificação de França (1968), as dez SBHs foram enquadradas como tipologia grosseira, uma vez que os resultados para o índice variaram entre 0,117 rios/km (SBH-2) até 1,16 rios/km (SBH-6). Tais resultados eram esperados para a área, pois em bacias pequenas, T tende a ser menor, ampliando-se com o aumento do ordenamento hidrográfico e da área de drenagem (FRANÇA, 1968). O padrão constatado indica que o relevo é pouco dissecado pelo sistema de drenagem. Exemplos similares de classificação foram constatados por Rodrigues et al. (2011), na bacia do Ribeirão Tamanduá, em Itatinga ($T = 1,67$) e por Nardini et al. (2013), na microbacia do Ribeirão Água-Fria, Bofete ($T = 0,9$), ambas no Estado de São Paulo. Os valores baixos de T indicam que a sub-superfície é, relativamente, permeável e facilita a infiltração. A presença de vegetação reduz o valor de T e tende a aumentar a percolação das águas subterrâneas, dependendo, ainda, das características pedológicas e geológicas (DIPAK; SHIRISH; NAGARAJAN, 2015).

Com relação ao índice de sinuosidade (I_s), os canais apresentam formas transicionais entre as tipologias retilíneas (valores próximos a 1,0) e meandantes (valores superiores a 2). A SBH-4 (1,33) e SBH-5 (1,37) são as que apresentam canais com padrão retilíneo, enquanto as SBH-1 (1,75) e SBH-10 (1,66) possuem tendência sinuosa. Santos e Morais (2012) enquadraram os canais de drenagem da bacia hidrográfica do Rio Verde-TO, como meandantes de baixa sinuosidade, com valor de I_s igual a 1,3. Moreli, Pereira e Silva (2014) classificaram o Córrego Cancã-ES, como de baixa sinuosidade, com valores de I_s variando entre 1,02 e 1,14. Já Pollo et al. (2012) classificaram a bacia do Ribeirão Água da Lúcia em Botucatu-SP, como pouco sinuosa, com índice equivalente a 1,63.

Sistemas de drenagem com canais de tendência retilínea tendem a apresentar fluxo de água mais rápido (NARDINI et al., 2013; MORELI; PEREIRA; SILVA, 2014) e maior transporte de sedimentos (ALVES; CASTRO, 2003). Nas SBHs aqui apresentadas, apesar da tendência retilínea dos canais de drenagem, a velocidade do escoamento e seu potencial erosivo são atenuados em função da baixa declividade, o que diminui a possibilidade do desencadeamento de processos erosivos.

4.3.1 Priorização das sub-bacias hidrográficas

Estudos de priorização de um conjunto de sub-bacias numa mesma região hidrográfica buscam indicar, por meio da integração das propriedades morfométricas, quais são as áreas mais susceptíveis à degradação do solo e dos recursos hídricos, contribuindo para o processo de planejamento ambiental das unidades geográficas.

Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014) sugerem a utilização de correlação estatística (técnica *Weighted Sum Analysis* - WSA) para atribuição do peso de cada variável selecionada e formulação de modelo que estabeleça a hierarquização das SBHs investigadas. Esse método é uma ferramenta criteriosa para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas.

Desta forma, os resultados da ordenação dos parâmetros morfométricos e da síntese da análise de correlação para as SBHs estudadas estão apresentadas, respectivamente, na Tabela 4-5 e Tabela 4-6.

Tabela 4-5. Priorização preliminar das SBHs do BCRI com base nos indicadores morfométricos

SBHs	Dh	Rb	Dd	T	Ic	Kf	Re	Kc	Fb
SBH-1	9	4	4	8	6	4	4	5	4
SBH-2	10	1	10	10	4	10	10	7	9
SBH-3	1	3	7	3	9	9	9	2	10
SBH-4	6	2	5	9	7	6	6	4	7
SBH-5	7	5	8	6	5	7	7	6	6
SBH-6	3	10	2	1	8	2	2	3	3
SBH-7	2	9	1	2	3	3	3	8	2
SBH-8	5	6	9	7	1	8	8	10	5
SBH-9	4	8	3	5	2	1	1	9	1
SBH-10	8	7	6	4	10	5	5	1	8

Legenda: Dh – densidade hidrográfica; Rb – relação de bifurcação; Dd – densidade de drenagem; T – razão de textura; Ic – índice de circularidade; Kf – fator de forma; Re – razão de alongamento; Kc – coeficiente de compacidade; e Fb – Forma da bacia.

Como pode ser observado na Tabela 4-6, a maioria dos parâmetros utilizados apresentou correlação positiva entre si. A exceção ocorreu para a relação de bifurcação que se correlacionou de forma negativa com oito dos nove índices morfométricos selecionados, apresentando correlação positiva apenas com o coeficiente de compacidade. A análise de correlação mostrou que a densidade de drenagem apresentou forte correlação positiva com o fator de forma (0,903) e com a razão de alongamento (0,903).

Tabela 4-6. Matriz de correlação da hierarquização das propriedades morfométricas das SBHs do BCRI

Parâmetros	Dh	Rb	Dd	T	Ic	Kf	Re	Kc	Fb
Dh	-	-0,490	0,478	0,757	0,006	0,284	0,284	-0,006	0,284
Rb	-0,4909	-	-0,684	-0,793	-0,115	-0,781	-0,781	0,115	-0,745
Dd	0,478	-0,684	-	0,600	-0,078	0,903	0,903	0,078	0,733
T	0,757	-0,793	0,600	-	-0,284	0,503	0,503	0,284	0,333
Ic	0,006	-0,115	-0,078	-0,284	-	0,054	0,054	-1,000	0,527
Kf	0,284	-0,781	0,903	0,503	0,054	-	1,000	-0,054	0,854
Re	0,284	-0,781	0,903	0,503	0,054	1,000	-	-0,054	0,854
Kc	-0,006	0,115	0,078	0,284	-1,000	-0,054	-0,054	-	-0,527
Fb	0,284	-0,745	0,733	0,333	0,527	0,854	0,854	-0,527	-
Soma das correlações	1,600	-4,279	2,933	1,903	-0,836	2,764	2,764	-1,164	2,315
Total geral	8,000	8,000	8,000	8,000	8,000	8,000	8,000	8,000	8,000

Legenda: Dh – densidade de drenagem; Rb – relação de bifurcação; Dd – densidade de drenagem; T – razão de textura; Ic – índice de circularidade; Kf – fator de forma; Re – razão de alongamento; Kc – coeficiente de compacidade; e Fb – Forma da bacia.

Por meio do método WSA, foi possível obter a importância proporcional dos parâmetros utilizados para a priorização das dez SBHs estudadas, utilizando-se o modelo 1, apresentado a seguir:

$$\text{Priorização} = (0,2xDh) - (0,535xRb) + (0,367xDd) + (0,238xT) - (0,105xIc) + (0,345xKf) + (0,345xRe) - (0,145xKc) + 0,289xFb \quad (1)$$

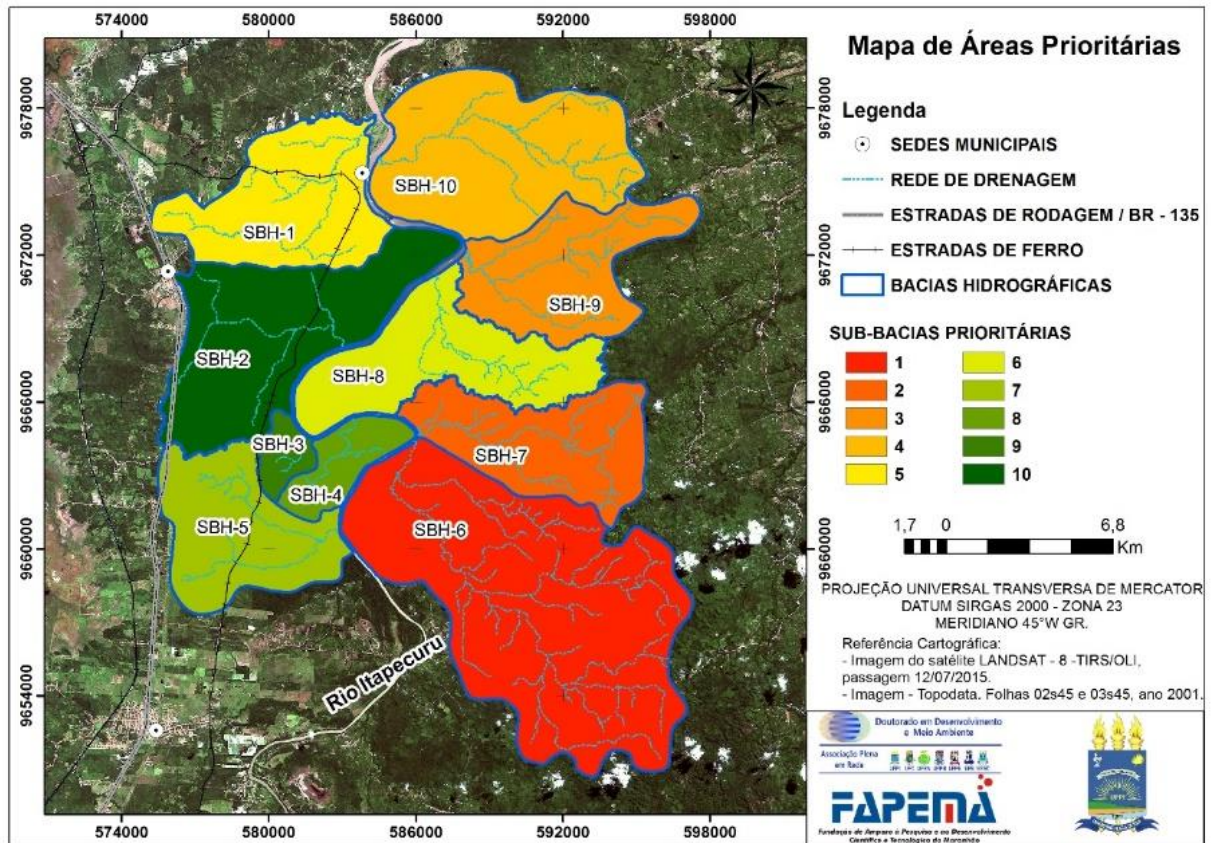
Em que: Dh = densidade hidrográfica; Rb = relação de bifurcação; Dd = densidade de drenagem; T = textura da drenagem; Ic = índice de circularidade; Kf = fator de forma; Re = razão de alongamento; Kc = coeficiente de compacidade; e Fb = forma da bacia.

Após a formulação do modelo de priorização, foram aplicados os resultados obtidos na caracterização morfométrica das SBHs do BCRI, onde os resultados estão apresentados na Tabela 4-7. A Figura 4-5 apresenta o mapa indicando a priorização das dez SBHs estudadas.

Tabela 4-7. Priorização final das SBHs do BCRI

Código das bacias hidrográficas	Constante do modelo de priorização	Prioridade
SBH-1	5,593	Quinta
SBH-2	15,581	Décima
SBH-3	9,743	Nona
SBH-4	8,955	Oitava
SBH-5	8,258	Sétima
SBH-6	-2,806	Primeira
SBH-7	-2,399	Segunda
SBH-8	8,169	Sexta
SBH-9	-1,725	Terceira
SBH-10	5,576	Quarta

Figura 4-5. Priorização das SBHs do BCRI



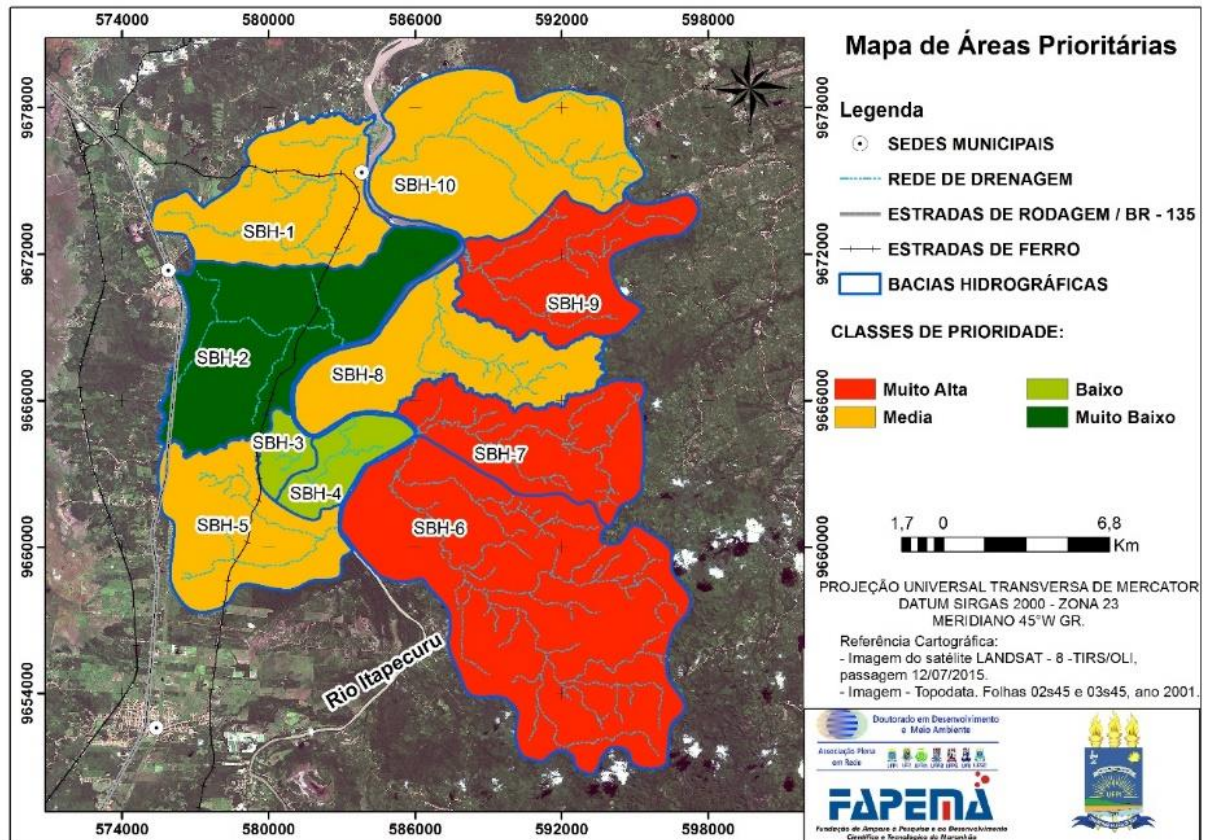
Fonte: o autor.

Na hierarquia obtida, por meio da aplicação do modelo de priorização, a SBH-6 obteve a maior prioridade, devido apresentar o menor valor (-2,806) do conjunto das SBHs. A segunda e terceira prioridades foram atribuídas, respectivamente, para SBH-7 (-2,399) e SBH-9 (-1,725). A menor prioridade, correspondeu a SBH-2, que apresentou o maior valor, igual a 15,581 (Tabela 4-7).

Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), aplicando o método WSA em oito SBH, em Pimpalgaon Ujjaini, na Índia, indicaram a maior e menor prioridades para SBHs com valores de -3,017 e 12,000, respectivamente. O ranqueamento mostrou-se como uma ferramenta eficiente na indicação de áreas mais vulneráveis à degradação dos solos e dos recursos hídricos.

Com base na classificação proposta por Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014), as SBHs estudadas foram enquadradas na escala de priorização como muito alta (SBHs 6, 9 e 7), média (SBHs 10, 1, 8 e 5), baixa (SBHs 4 e 3) e muito baixa (SBH-2) (Figura 4-6). Os resultados sinalizam que 83,3% da área em estudo representam uma zona de alta e média susceptibilidade ambiental. Logo, devem ser potencialmente preferenciais para implementação de ações de preservação e conservação ambiental.

Figura 4-6. Classes de priorização das SBHs do BCRI



Fonte: o autor.

4.4 Considerações Finais

As SBHs do BCRI são de pequena dimensão, com rede de drenagem onde predominam canais intermitentes e de primeira ordem. Essas características, associadas às suas condições de relevo, indicam a necessidade do planejamento integrado para sua área de abrangência, devem ser definidas e implementadas estratégias que busquem conciliar o uso e cobertura da terra com a proteção e manutenção dos ecossistemas naturais e dos recursos hídricos.

O escoamento dos canais fluviais apresenta baixa capacidade de transporte e de erosão, sugerindo que são susceptíveis a processos de assoreamento, que são potencializados naqueles de menor ordem hierárquica de drenagem. Por outro lado, a baixa declividade das SBHs pode atenuar o processo de erosão laminar de suas respectivas áreas de drenagem, uma vez que o escoamento superficial será mais lento em função desta característica.

Os resultados dos parâmetros morfométricos indicam que, sob condições naturais, as SBHs analisadas não são propensas a inundações. O relevo plano, associado à baixa densidade de drenagem e densidade hidrográfica indicaram tendência de uma resposta hidrológica lenta, com possível redução dos picos de cheia. Entretanto, o uso e ocupação desordenado e a

ampliação das áreas impermeabilizadas podem elevar as áreas sujeitas a inundações e alagamento, especialmente, aquelas situadas em áreas de topografia mais rebaixadas.

Evidenciou-se a ausência de utilização de informações morfométricas no processo de planejamento ambiental na região, pois, considerando os resultados para o fator de forma, a SBH-2 não poderia sofrer intervenções topográficas e redução da cobertura vegetal em quase toda sua área de abrangência para implementação de empreendimento petroquímico. Tais mudanças alteraram o sistema de drenagem natural e potencializaram as áreas sujeitas a alagamento nesta SBH.

A síntese comparativa entre os resultados obtidos por Aher, Adinarayana e Gorantiwar (2014) e os descritos nesta pesquisa, demonstram que o método WSA permite proceder a priorização de sub-bacias hidrográficas em diferentes localidades e com características morfométricas distintas. As informações geradas na pesquisa podem subsidiar os tomadores de decisão na formulação de políticas públicas e indicação de ações e estratégias para a conservação dos solos e dos recursos hídricos de bacias hidrográficas. Foi constatado que 83,3% da área em estudo é uma zona de alta e média susceptibilidade ambiental.

Os resultados obtidos podem ser integrados com outros parâmetros de cunho hidrológico, uso e cobertura da terra, geologia, potencial erosivo em plataformas de sistema integrado de geoprocessamento, para mapeamento detalhado das áreas prioritárias visando a implementação de ações de conservação e recuperação dos recursos naturais, subsidiando o processo de planejamento e gestão ambiental do Baixo Curso do Rio Itapecuru.

Referências

ABUD, E. A. et al. Caracterização morfométrica das sub-bacias no Município de Xapuri: subsídios à gestão territorial na Amazônia Ocidental. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 2, p. 431-441, 2015.

AHER, P. D.; ADINARAYANA, J.; GORANTIWAR S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 850–860, 2014.

ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do Rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-127, 2003.

ANDRADE, N. L. R. et al. Caracterização morfométrica e pluviométrica da Bacia do Rio Manso – MT. **Geociências**, v. 27, n. 2, p. 237-248, 2008.

ANDRADE, S. L.; FERREIRA, V. O.; SILVA, M. M. Elaboração de um mapa de risco de inundações da bacia hidrográfica do Córrego São Pedro, área urbana de Uberlândia-MG. **Caderno de Geografia**, v. 24, n. 41, p. 1-16, 2014.

- ARAÚJO, R. S. et al. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815–828, 2015.
- BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process based model. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 113, p. 62-72, 2006.
- BERTOSSI, A. P. A. et al. Análise morfométrica da sub-bacia do Córrego Horizonte, Alegre-ES, utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Revista Nucleus**, v.8, n. 2, p. 209-218, 2011.
- CARDOSO, C. A. et al. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.
- CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do Rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia Plena**, v. 5, n. 2, p. 1-7, 2009.
- CHISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 188 p.
- COUTINHO, L. M. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio da Prata, Castelo, ES. **Irriga**, v. 16, n. 4, p. 369-381, 2011.
- DIPAK, R. S.; SHIRISH, G. S.; NAGARAJAN, R. GIS based drainage morphometry and its influence on hydrology in parts of Western Ghats region, Maharashtra, India. **Geocarto International**, v.30, n.7, p. 755-778, 2015.
- DSG-SUDENE. Divisão do Serviço Geográfico do Exército Nacional-Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Cartas Planialtimétricas na escala 1:100.000, folhas 549 e 610**. Escala: 1:100.000. DSG/SUDENE, 1980.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.
- ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS Professional GIS for the desktop**, version 9.2. Software. 2006.
- FELIPE, A. C. et al. Geoprocessing applied in morphometric of the Ribeirão do Veado watershed – Piratininga (SP), seeking the conservation of the water resources. **Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science**, v. 6, n. 2, p. 89- 95, 2013.
- FERNANDES, M. R. **Parâmetros básicos de bacias hidrográficas**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2014. 18 p.
- FRAGA, M. S. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014.

FRANÇA, G. V. de. **Interpretação fotográfica de bacias e de redes de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba**. Piracicaba. 1968, 151p. Tese (Doutorado em Agricultura) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1968.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Volume 2: Meio Físico**. São Luís/MA: UFMA. 2008b. 440 p.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Banco de Dados**. São Luís/MA. 2009.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**. v. 56, v. 3, p. 275-370, 1945.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Subsídios ao zoneamento ecológico-econômico da bacia do Rio Itapecuru – MA: diretrizes gerais para ordenação territorial**. Primeira Divisão de Geociência do Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 1998.187 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas Temáticos do IBGE: Geologia**. 2003. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/geologia>. Acesso: 10 abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas Temáticos do IBGE: Solos**. 2007. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/solos>. Acesso em: 10 abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Infraestrutura de Transporte**. 2010b. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/mapas_doc4.shtm>. Acesso: 21 de novembro de 2013.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações de dados**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 21 dezembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **TOPODATA: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. 2008. Disponível em: <www.dsr.inpe.br/topodata>. Acesso em: 10 de novembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catalogo de Imagens**. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 18 de novembro de 2015.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ - Departamento de Ciências Florestais, 2008. 253 p.

- LIRA, E. M.; NASCIMENTO, F. I. C.; ALMEIDA, G. O. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Amaro, Acre-Brasil. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.3, n. 4, p. 606-616, 2012.
- MALIK, M. I.; BHAT, M. S. Integrated Approach for Prioritizing Watersheds for Management: A Study of Lidder Catchment of Kashmir Himalayas. **Environmental Management**, v. 54, p. 1267–1287, 2014.
- MARQUES-NETO, R. A abordagem sistêmica e os estudos geomorfológicos: algumas interpretações e possibilidades de aplicação. **Geografia (Londrina)**, v. 17, n. 2, 2008.
- MORELI, A. P.; PEREIRA, D. P.; SILVA, S, F. Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do Córrego Cancã em Venda Nova do Imigrante – ES – BRASIL. **Nucleus**, v. 11, n. 2, p. 385-396, 2014.
- MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area**. New York: Virginia and Tennessee. Dept. of Geology. n. 3, 1953. 30 p.
- NARDINI, R. C. et al. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma microbacia hidrográfica. **Irriga**, v. 18, n. 4, p. 687-699, 2013.
- NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.
- OLIVEIRA, P. T. S. et al. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 819-825, 2010.
- OLSZEWSKI, N. et al. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do Rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.
- POLLO, R. A. et al. Caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Água da Lucia, Botucatu-SP. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 5, n. 1, p. 163-167, 2012.
- QUEIROZ, P. H. B.; SALES, M. C. L.; SILVA, J. M. O. Indicadores morfométricos como subsidio ao planejamento ambiental em um setor do médio curso da bacia hidrográfica do Rio Pacoti - CE. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 3-24, 2014.
- RODRIGUES, F. M.; PISSARA, T. C. T.; CAMPOS, S. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do Córrego da Fazenda Gloria, Município de Taquaritinga, SP. **Irriga**, v. 13, n. 3, p. 310-322, 2008.
- RODRIGUES, V. M. et al. Degradação ambiental da microbacia do Ribeirão Tamanduá em relação com sua morfometria. **Revista Forestal Venezolana**, v. 55, n. 1, p. 23-28, 2011.

SANTOS, A. M. et al. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no Município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, D. A. R.; MORAIS, F. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Lago Verde como subsídio à compartimentação do relevo da região de Lagoa da Confusão – TO. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 617-629, 2012.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise morfométrica como subsídio ao zoneamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Bação e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas-MG. **Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 1, p.77-85, 2008.

SCHUMM S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. **Geological Society of America Bulletin**, v. 67, p. 597-646, 1956.

SILVA, N. C. L. et al. Uso do Solo No Manejo de Bacias Hidrográficas: O Caso da Microbacia Córrego Prata, Três Lagoas/MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 2, n.1, p. 1-13, 2009.

SMITH, K. G. Standards for grading textures of erosional topography. **American Journal of Science**, v. 248, p. 655–668, 1950.

SOARES, M. R. G. J.; SOUZA, J. L. M. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Pequeno em São José dos Pinhais (PR). **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 1, p. 19-36, 2012.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction of American Geophysical Union**. v. 38, p. 913-20, 1957.

TEODORO, V. L. I. et al. Conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n. 20, p. 137-156, 2007.

TONELLO, K. C. et al. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.

UMETSU, R. K. et al. Análise morfométrica e socioambiental de uma bacia hidrográfica amazônica, Carlinda, MT. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 83-92, 2012.

VEIGA JÚNIOR, J. P. **São Luís NE/SE, folhas SA-23-X e SA-23-Z: estados do Maranhão e Piauí**. Brasília, DF: CPRM, 2000. p. 5-23. Escala 1:500.000. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.

5 ANÁLISE DAS MUDANÇAS ESPAÇO-TEMPORAIS DO USO E COBERTURA DA TERRA NAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL

ARTIGO 2

Artigo a ser encaminhado para Revista Land Use Policy
Qualis A1 em Ciências Ambientais

ANÁLISE DAS MUDANÇAS ESPAÇO-TEMPORAIS DO USO E COBERTURA DA TERRA NAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL

ANALYSIS OF LAND USE/COVER CHANGES PROCESSES SPACE AND TEMPORAL IN SUB- BASIN OF COURSE LOW ITAPECURU RIVER, MARANHÃO STATE, BRAZIL

Leonardo Silva Soares¹
Wilza Gomes Reis Lopes²
Antonio Carlos Leal de Castro³

RESUMO

Este estudo foi destinado para realizar uma análise detalhada da dinâmica espaço-temporal dos padrões do uso e cobertura da terra (UCT) em dez sub-bacias hidrográficas (SBHs) localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), no Estado do Maranhão. A avaliação foi processada por meio do mapeamento de imagens Landsat-5 *Thematic Mapper*, referentes aos anos de 2005, 2010 e 2015, que foram adquiridas gratuitamente junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Para o mapeamento, foram utilizadas as seguintes classes de UCT: ocupação (alta, média e baixa), vegetação (alta, média, baixa), solo exposto, agricultura, campo inundável e água continental. Os resultados mostraram que as classes “vegetação alta” e “vegetação média” foram predominantes nos três anos analisados. As principais mudanças foram evidenciadas nas SBHs 1, 2 e 10. Nas SBHs 1 e 2, foram impulsionadas pela supressão da vegetação durante a etapa de terraplenagem de empreendimento petroquímico localizado no Município de Bacabeira, enquanto que, na SBH-10, o principal agente modificador foi a expansão das áreas ocupadas da cidade de Rosário. No entanto, num cenário futuro, existe a possibilidade da chegada de novos empreendimentos na região do BCRI, os quais, irão potencializar a pressão sobre os recursos naturais das demais SBHs, com a real possibilidade de ocorrerem mudanças significativa nos padrões de paisagem, gerando consequências negativas sobre a qualidade de vida das comunidades locais e funcionamento dos ecossistemas naturais. As informações obtidas sugerem o estabelecimento de estratégias de gerenciamento ambiental que antecipem a chegada de futuros empreendimentos, considerando a capacidade de suporte do ambiente e compatibilizando sua implantação com a manutenção das características socioambientais inerentes ao BCRI.

Palavras-chave: dinâmica da paisagem, uso e cobertura da terra, geoprocessamento, planejamento ambiental.

ABSTRACT

This study was designed to perform carry out a detailed analysis of spatio-temporal dynamics of the use patterns and land cover (ULC) in ten sub-watersheds (SWD) located in the Lower Course of River Itapecuru (LCRI) in the state of Maranhão. The evaluation of the data was performed by mapping Landsat-5 *Thematic Mapper* images for the years 2005, 2010 and

¹ Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (leonardo.soares@ifma.edu.br)

² Orientadora, Arquiteta, Professora do Departamento de Construção Civil e Arquitetura e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (izalopes@uol.com.br)

³ Coorientador, Agrônomo, Professor do Departamento de Oceanografia e Limnologia e do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Maranhão – UFMA (alec@ufma.br)

2015, which were acquired free of charge from the National Institute for Space Research - INPE. Furthermore, the mapping process applied the following classes of ULC: occupation (high, medium and low), vegetation (high, medium, low), exposed soil, agriculture, flood field and continental water. Afterwards, the results showed that the classes "high vegetation" and "average vegetation" were prevalent in the three years analyzed. Posteriorly, The SWD 1, 2 and 10 highlighted the major changes. Consequently, the removal of vegetation during the petrochemical venture earthworks stage located in the Bacabeira town boosted the changes in the SWD 1 and 2, while the SBH-10, the main agent modifier was the expansion of the occupied areas of the city of Rosario. However, in a future scenario, there is the possibility of the arrival of new developments in the LCRI region, which might enhance the pressure on natural resources from other SWD, with the real possibility of occurrence of significant changes in landscape patterns, generating consequences negative about the quality of life of local communities and functioning of natural ecosystems. In conclusion, the information obtained suggests the development of environmental management strategies that anticipate the arrival of future projects, taking into account environmental carrying capacity and matching its implementation with the maintenance of social and environmental characteristics inherent to LCRI.

Key words: Landscape, dynamics, land use/land cover, geoprocessing, environmental management.

5.1 Introdução

As atividades antrópicas ampliam-se de maneira cada vez mais acelerada e potencialmente provocam modificações nos ecossistemas naturais. A deflagração deste processo, geralmente, é iniciada pelo desmatamento, com posterior implantação de atividades relacionadas ao cultivo de terra, construção de estradas e expansão urbana e industrial das cidades.

Este quadro indica a necessidade urgente do estabelecimento de estratégias que sustentem a gestão e organização territorial e ambiental de determinada unidade geográfica. Botelho e Silva (2010, p. 153) recomendam que “a bacia hidrográfica seja a célula básica de análise ambiental, pois permite conhecer e avaliar seus diversos componentes e os processos e interações que nela ocorram”. Para Miguel et al. (2012, p. 1089), a bacia hidrográfica “é a unidade funcional para o entendimento das mudanças de uso e ocupação do solo”. Sua aplicação pode direcionar as estratégias de conservação e subsidiar o planejamento ambiental.

Nesta perspectiva, Souza, Galvani e Souza (2015, p. 56) afirmam que:

As transformações provocadas pelo homem na paisagem promovem diversos impactos sobre o meio físico e biológico. A identificação, o monitoramento e a orientação racional para o uso e ocupação da terra representam atributos de suma importância para o planejamento ambiental.

Estudos de dinâmica no uso e na cobertura da terra (UCT) em bacias hidrográficas têm sido desenvolvidos em muitos países para auxiliar na compreensão de como as mudanças no território promovem alterações no ambiente e, principalmente, para indicar estratégias de

desenvolvimento, objetivando alcançar a sustentabilidade (MENESES et al., 2015). Para o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2013a, p. 17), “o conhecimento sobre o uso da terra ganha relevo pela necessidade de garantir sua sustentabilidade diante das questões ambientais, sociais e econômicas a ele relacionadas e trazidas à tona no debate sobre o desenvolvimento sustentável”.

A análise da dinâmica espaço-temporal dos padrões de UCT em bacias hidrográficas permite a obtenção de informações a respeito dos níveis de conservação, preservação e antropização do ambiente (BARROS et al., 2013), subsidiar a recuperação de áreas degradadas (BOLFE; BOLFE; SIQUEIRA, 2008), avaliar a integridade das Áreas de Preservação Permanente-APP (REIS et al., 2012; NERY et al., 2013), mapear as zonas com maior potencial erosivo (SHI, et al., 2013; BEZERRA; SILVA, 2014) e identificar conflitos de uso da terra (MELO et al., 2010; PACHECO et al., 2014).

Para Demarchi e Zimback (2014, p. 103):

A ocupação do solo pelas atividades humanas, tanto agrícolas quanto urbanas, demanda um planejamento adequado e o conhecimento das características deste recurso natural, sem as quais os impactos ambientais resultantes podem ter consequências irreversíveis e causar prejuízos consideráveis de ordem social, econômica e de conservação dos ecossistemas.

Abordagens metodológicas no âmbito do planejamento de bacias hidrográficas, que integrem inter-relação dos padrões e dinâmica do UCT com os componentes ambientais e socioeconômicas de uma determinada área de abrangência, são indispensáveis para o estabelecimento de estratégias de gerenciamento territorial, visando a indicação de medidas de recuperação e conservação ambiental e consequente melhoria da qualidade de vida da população.

No entanto, mesmo com essa perspectiva, no Estado do Maranhão, percebe-se que o crescimento da maioria das cidades e das atividades econômicas ocorrem de maneira desordenada, em muitos casos, potencializam a perda de áreas verdes, os processos erosivos, a deterioração da qualidade da água e a ampliação das áreas de risco. Tal situação reflete diretamente na qualidade de vida das pessoas, especialmente àquelas de menor poder aquisitivo e que dependem dos recursos naturais para sua sobrevivência.

Neste cenário, encontram-se as sub-bacias hidrográficas (SBHs) do Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), especialmente as localizadas nos Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita, onde, no período compreendido entre os anos de 2009 e 2013 ocorreram atividades de terraplenagem de um grande projeto do setor petroquímico, ocasionando alterações

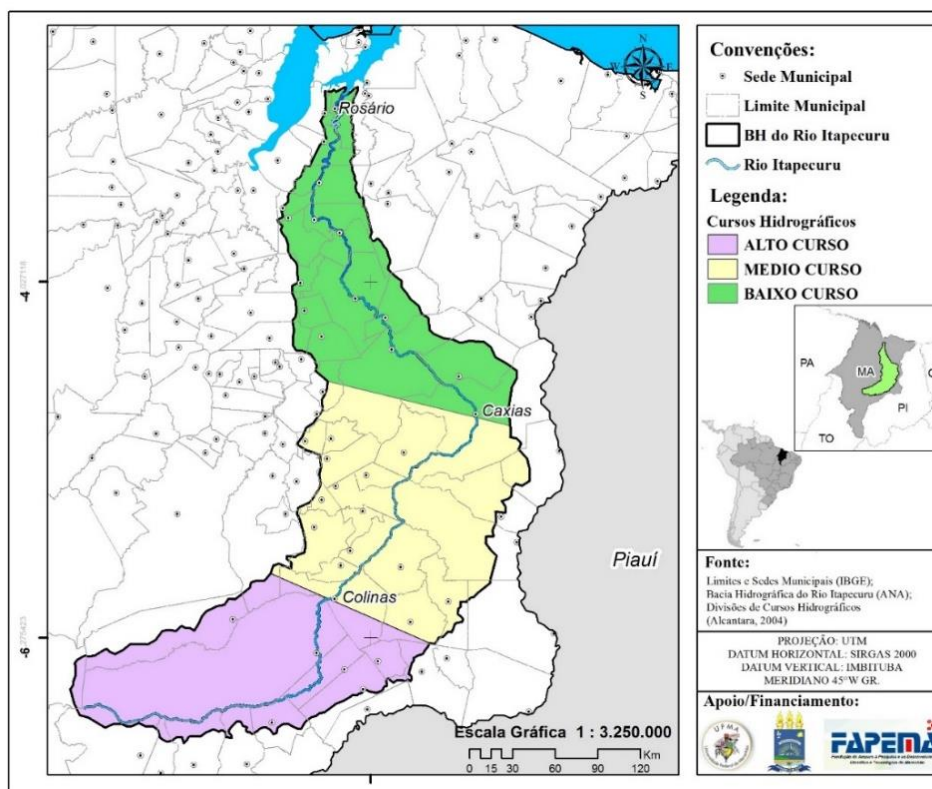
significativas em diversos componentes ambientais de sua área de influência. Após a terraplanagem, sua construção foi cancelada, no entanto, devido parcela do ônus ambiental está associado a este projeto e a consolidação do Distrito Industrial do Município de Bacabeira, numa perspectiva futura, outros investimentos industriais serão alocados na região, gerando riscos aos padrões da paisagem do BCRI.

Diante do exposto, neste trabalho tem-se como objetivo compreender a dinâmica do UCT das SBHs do BCRI, no período delimitado entre os anos de 2005 e 2015, de modo a detectar mudanças nos padrões da paisagem e gerar subsídios para o delineamento de estratégias de planejamento ambiental.

A Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

A bacia do Rio Itapecuru abrange 53.216,84 km², que corresponde a 16% do território do Estado do Maranhão (NUGEO, 2011). Limita-se a sul e a leste com a bacia hidrográfica do Rio Parnaíba, por meio da Serra do Itapecuru, Chapada do Azeitão e outras pequenas elevações, a oeste e sudoeste com a bacia do Rio Mearim e a nordeste com a bacia do Rio Munim (IBGE, 1998). Segundo Alcântara (2004), devido as diferenças altimétricas da bacia hidrográfica, o rio pode ser classificado em alto, médio e baixo curso (Figura 5-1).

Figura 5-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em Alto Médio e Baixo curso

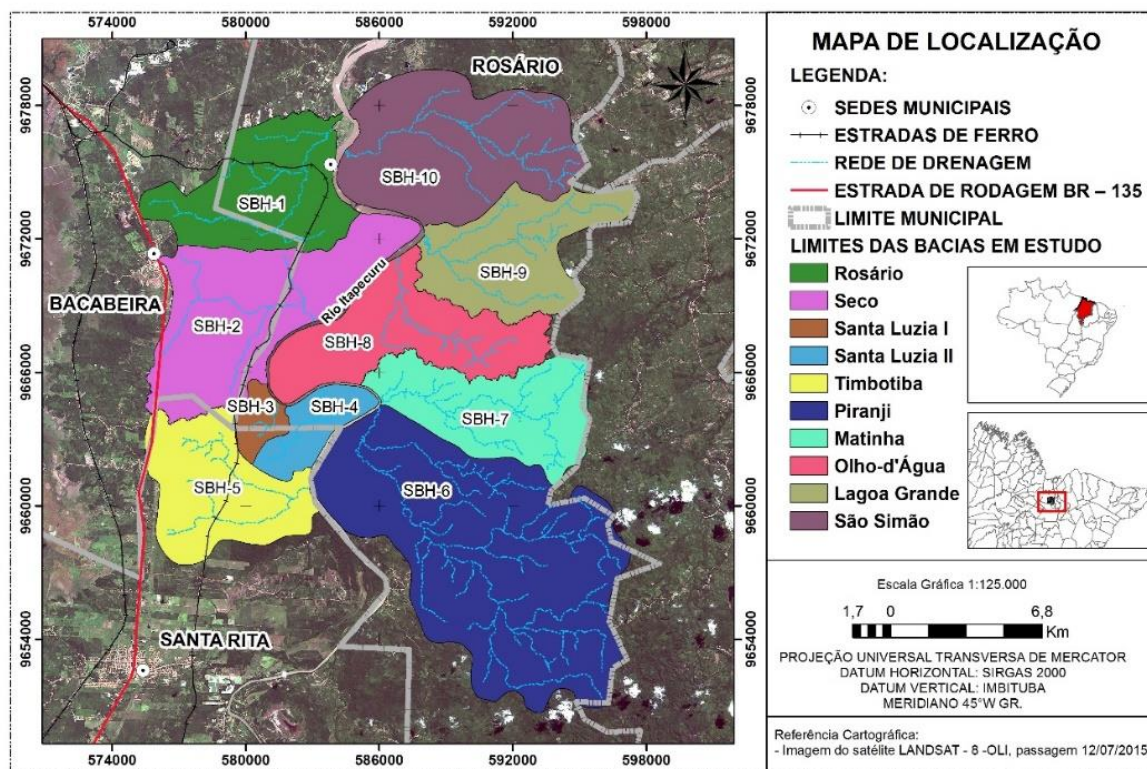


Fonte: adaptado de Alcântara (2004)

A área foco da pesquisa engloba dez sub-bacias hidrográficas (SBHs), localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), com área de 421,6 km², inseridas nos limites dos Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita, no Estado do Maranhão. A população estimada nos três municípios corresponde a 93.227 pessoas, sendo 16.553 em Bacabeira, 41.694 em Rosário e 35.980 em Santa Rita (IBGE, 2015).

Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís, capital do Estado do Maranhão, limitada pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte (Figura 5-2). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402, que interligam os municípios citados à capital do Estado.

Figura 5-2. Mapa de localização das SBHs do BCRI



Fonte: o autor.

As principais cadeias produtivas estão relacionadas aos setores agroindustrial, de construção civil, metal-mecânica e de serviços (FSADU, 2013). Destas, apenas algumas atividades do setor agropecuário (pecuária e agricultura) e extrativismo, que historicamente, integram a base econômica dos Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita (IMESC, 2014). A partir do ano de 2008, com o advento da implementação de um grande empreendimento do

setor petroquímico e a criação do Distrito Industrial de Bacabeira, tal conjuntura modificou-se, surgindo novas atividades econômicas na região.

O padrão climático, de acordo com o índice climático de Thornthwaite é do tipo úmido (LABGEO, 2002). Os dados pluviométricos da região (1975-2015) registram precipitação média anual de 1.998,8 mm/ano. As chuvas ocorrem em duas estações temporalmente bem delineadas: a chuvosa, que abrange os meses entre janeiro e julho, e a de estiagem, que ocorre entre agosto e dezembro (INMET, 2015).

As classes de solos que ocorrem na área de abrangência das SBHs são o Plintossolo Argilúvico Distrófico, Plintossolo Pétrico Concrecionário, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Latossolo Amarelo Distrófico (IBGE, 2007). O relevo é caracterizado como plano a suavemente ondulado correspondendo a uma superfície aplainada dissecada, onde predominam platôs, colinas baixas de topos de alguma convexidade, às vezes quase tabulares (modeladas em rochas sedimentares) e vales pouco profundos (FSADU, 2008b).

5.2 Metodologia

A primeira etapa iniciou-se com a aquisição dos dados cartográficos (formato digital) nos sites do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). A base cartográfica utilizada na pesquisa para elaboração do banco de dados e dos mapas temáticos foi construída com a utilização dos seguintes arquivos:

- Imagens do Satélite Landsat-5 *Thematic Mapper* (datas: 22 de outubro de 2005; 15 de agosto de 2010; e 15 de agosto de 2015), com resolução espacial de 30m (INPE, 2015);
- Plano de Informação (PI) contendo a malha viária dos municípios brasileiros, em formato *shapefile*, referente ao ano 2010 (IBGE, 2010b);
- Dados do projeto TOPODATA que oferece o Modelo Digital de Elevação (MDE): folhas 02s45 e 03s45 (INPE, 2008);
- Banco de dados dos Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita (FSADU, 2009);
- Cartas Planialtimétricas na escala 1:100.000, folhas 549 e 610 (DSG-SUDENE, 1980);
- Sistema para Processamento de Informações Georreferenciadas-SPRING/INPE, versão 5.0.6;
- Programa ArcGis 9.3 da ESRI (Environmental Systems Research Institute), versão demo.

a) *Processamento da imagem de satélite e uso e cobertura dos solos*

A avaliação do UCT foi processada por meio do mapeamento das imagens Landsat - 5 *Thematic Mapper*, referentes aos anos de 2005, 2010 e 2015, que foram adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. As imagens de satélite foram gravadas no

formato TIF e exportadas para o formato GRIB no SIG (Sistema de Informação Geográfica), Spring® 5.0.6, software elaborado pelo INPE.

As imagens foram importadas e georreferenciadas por meio de pontos de controles passíveis de identificação na carta topográfica e na imagem. Após o georreferenciamento, foram executadas algumas funções de contraste, da imagem em estudo, para um melhoramento e realce das classes de uso e cobertura da terra selecionadas, a melhor composição foi composta pelas bandas 1, 2 e 3, na composição 321/RGB. Segundo INPE (2009), a seleção deste contraste realça a cor natural da imagem e a vegetação aparece em tonalidades esverdeadas. A Tabela 5-1 caracteriza as principais aplicações, bandas e faixa espectral utilizadas no estudo.

Tabela 5-1. Principais aplicações e características das bandas do sensor TM do Landsat - 5

Banda	Faixa espectral (μm)	Principais aplicações das TM do LANDSAT
1	0,45 – 0,52	Apresenta grande penetração em corpos de água, com elevada transparência, permitindo estudos batimétricos. Sofre absorção pela clorofila e pigmentos fotossintéticos auxiliares (carotenóides). Apresenta sensibilidade a plumas de fumaça oriundas de queimadas ou atividade industrial. Pode apresentar atenuação pela atmosfera.
2	0,52 – 0,60	Apresenta grande sensibilidade à presença de sedimentos em suspensão, possibilitando sua análise em termos de quantidade e qualidade. Boa penetração em corpos de água.
3	0,63 – 0,69	A vegetação verde, densa e uniforme, apresenta grande absorção, ficando escura, permitindo bom contraste entre as áreas ocupadas com vegetação (ex.: solo exposto, estradas e áreas urbanas). Apresenta bom contraste entre diferentes tipos de cobertura vegetal (ex.: campo, cerrado e floresta). Permite o mapeamento da drenagem através da visualização da mata galeria e entalhe dos cursos dos rios em regiões com pouca cobertura vegetal.

Fonte: Divisão de Geração de Imagem (INPE, 2009).

Para o mapeamento, foram utilizadas as seguintes classes de uso e cobertura da terra: ocupação antrópica (alta, média e baixa), vegetação (alta, média, baixa) solo exposto, agricultura, campo inundável e águas continentais. Os resultados do mapeamento foram convertidos em porcentagem, com intenção de identificar os processos de mudanças da paisagem das SBHs do BCRI.

As áreas ocupadas compreenderam as zonas de uso intensivo, estruturadas por edificações e sistema viário, onde predominam as superfícies artificiais não agrícolas. Neste estudo, para melhor interpretação, foram subdividida em três níveis de densidade, a saber: ocupação alta: zonas com grande concentração populacional, densamente urbanizada, com solos impermeabilizados e com trechos que apresentam certa organização e infraestrutura (conjuntos habitacionais ou bairros); ocupação média: zonas com média concentração populacional, com ocupação desorganizada, com pouca ou nenhuma infraestrutura (eixos de

expansão das cidades); e ocupação baixa: zonas com baixa concentração residencial, caracterizadas com propriedades de pequeno e médio porte.

A vegetação foi classificada em três tipologias, que foram enquadradas quanto ao porte e densidade. A vegetação alta representou as zonas com substrato arbóreo/arbustivo fechado e com cobertura densa. A vegetação média enquadrou as áreas de floresta secundária em estado avançado de regeneração. A vegetação baixa representou regiões de porte arbustivo ou aquelas em estágio inicial de regeneração. Nesta categoria, ainda foram enquadradas as áreas utilizadas para pastoreio.

O solo exposto representou as áreas sem cobertura vegetal, oriundas de zonas de exploração de madeira ou desenvolvimento de atividades agrícolas, pecuária e mineração (extração de areia). Potencialmente, representa a parcela da superfície mais propensa a desencadear processos erosivos.

A classe agricultura incluiu todas as terras cultivadas, caracterizadas pelo delineamento de áreas cultivadas. Encontram-se inseridas nesta categoria as lavouras temporárias, lavouras permanentes, silvicultura e áreas comprovadamente agrícolas, cujo uso não foi identificado no período do mapeamento.

O campo inundável corresponde às áreas de planície de inundação do Rio Itapecuru e do sistema de drenagem das SBHs. Formam-se em função da sazonalidade, com pulso de inundação no período chuvoso. Podem estar associadas à presença de vegetação herbácea.

As águas continentais incluem todas os recursos hídricos interiores, que foram representados pelos açudes e lagoas presentes nas SBHs.

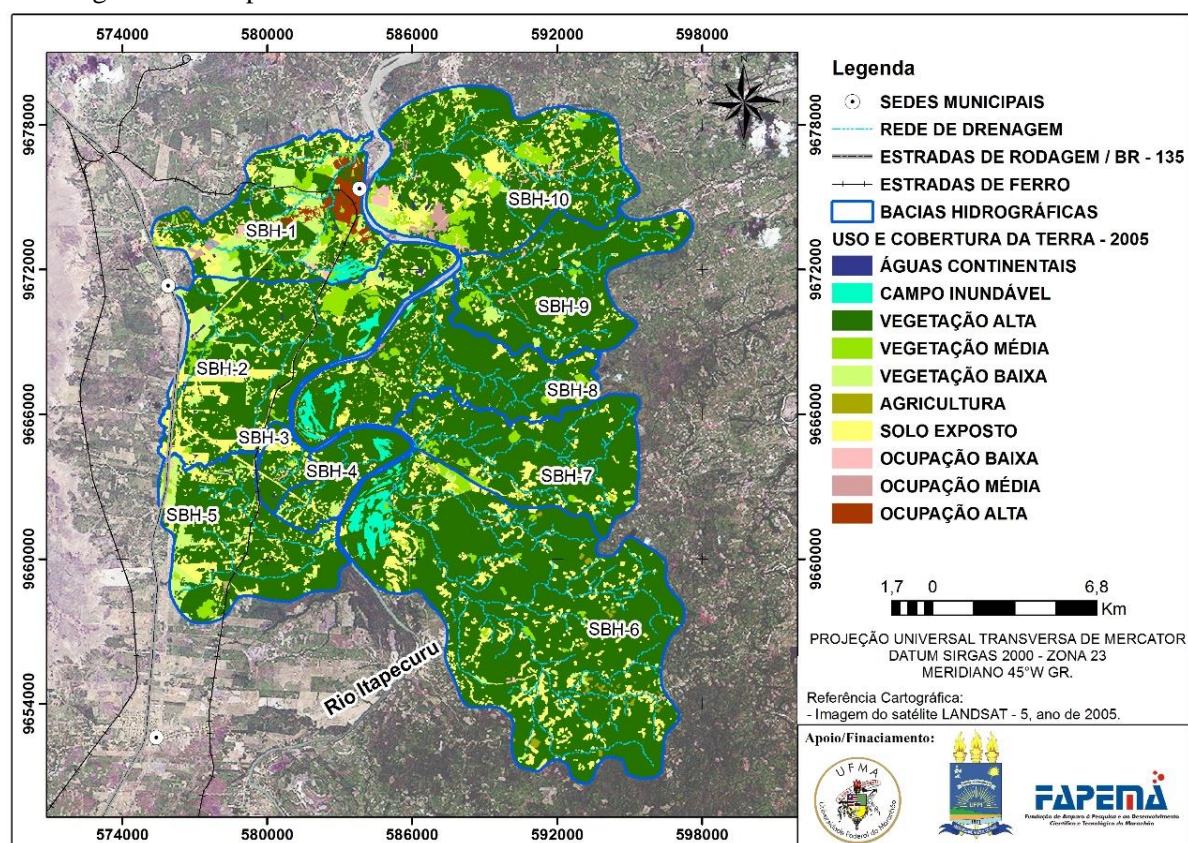
5.3 Resultados e Discussão

Os dados referentes ao mapeamento no ano de 2005 são apresentados na Tabela 5-2 e ilustrados na Figura 5-3. Após análise dos resultados, foi constatado o predomínio de classes de vegetação de alto e médio porte, perfazendo total de 77,76% da superfície mapeada, o que corresponde a uma extensão de 327,84 km² de áreas verdes. Entre as SBHs, com exceção das SBH-1, todas possuíam índices acima dos 70% de cobertura vegetal com porte arbóreo. Por sua vez, o extrato de vegetação baixa representou apenas 4,85% do terreno das SBHs (20,46 km²), sendo as maiores contribuições identificadas para as SBHs 1, 5 e 2.

Tabela 5-2. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Águas continentais	0,75	0,91	-	-	0,23	0,02	-	-	0,17	0,30	0,26
Agricultura	0,36	-	0,07	-	0,18	0,82	0,03	1,15	0,24	0,08	0,41
Campo inundável	2,20	0,49	-	3,66	-	2,58	-	3,58	-	-	1,37
Ocupação alta	8,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79
Ocupação baixa	2,45	0,24	0,91	0,62	0,90	0,23	1,66	0,59	0,99	2,20	0,99
Ocupação média	1,16	-	-	-	0,35	-	-	0,38	-	1,91	0,43
Solo exposto	14,26	20,05	19,11	12,03	15,87	11,68	9,99	8,70	6,41	15,99	13,14
Vegetação alta	45,19	64,67	74,26	79,68	69,67	81,75	84,89	81,38	86,13	67,89	73,84
Vegetação baixa	17,61	7,89	1,46	4,01	10,49	1,30	3,36	1,89	2,79	3,65	4,85
Vegetação média	7,40	5,75	4,19	-	2,32	1,62	0,06	2,33	3,27	7,97	3,92

Figura 5-3. Mapa do uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005



Fonte: o autor.

As classes com ocupação (alta, média e baixa) representavam 2,2% do UCT no ano de 2005, perfazendo uma dimensão de 9,33 km² de áreas ocupadas pelas cidades e comunidades rurais. Individualmente, as maiores proporções foram evidenciadas na SBH-1 e SBH-10, respectivamente, com contribuições de 12,24% (4,75 km²) e de 4,12% (2,31 km²). Destaca-se que estas duas SBHs são os principais eixos de expansão da sede dos Municípios de Rosário e de Bacabeira.

A classe solo exposto, no ano de 2005, possuía dimensão territorial de 55,38 km², correspondendo a 13,14% da área de estudo, as maiores contribuições foram evidenciadas na SBH-6 (12,94 km²), SBH-2 (10,75 km²) e SBH-10 (8,97 km²). A agricultura representava 0,41% das categorias identificadas, totalizando 1,71 km² de áreas que eram utilizadas no desenvolvimento desta atividade. O padrão evidenciado para a agricultura, caracterizada por pequenos polígonos associados a zonas de vegetação de alto e médio porte e distribuídos aleatoriamente por toda a superfície das SBHs, sugere que a atividade se desenvolvia na modalidade de subsistência.

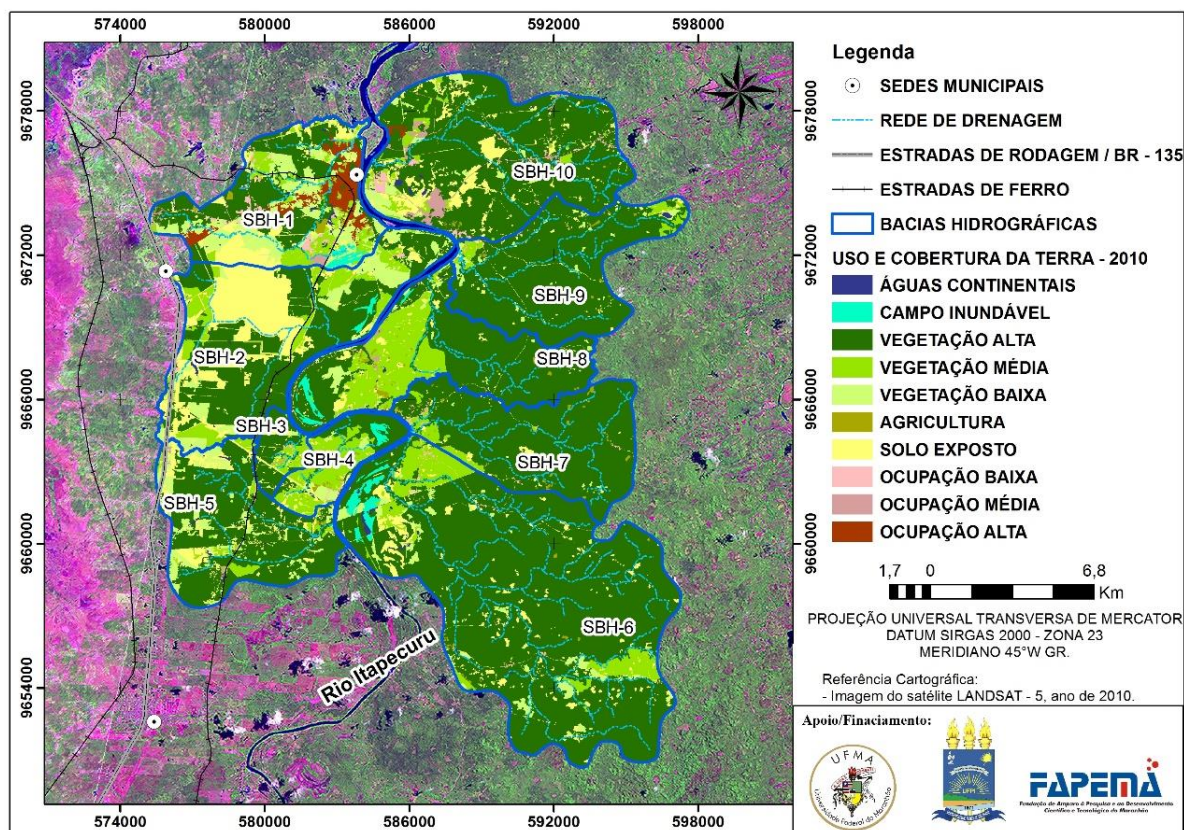
O campo inundável, representou 1,37% da superfície mapeada (5,79 km²) no ano de 2005. Destaca-se que esta unidade de paisagem é de extrema relevância, uma vez que representa parcela das planícies de inundação do Rio Itapecuru e dos corpos hídricos das SBHs. As águas continentais, composta pelas lagoas e açudes, somaram as menores contribuições, apenas 0,26% da área de abrangência das SBHs.

Com relação ao ano de 2010 (Tabela 5-3 e Figura 5-4), constatou-se que as parcelas de vegetação de alto e de médio porte continuaram prevalecendo e ocupavam, respectivamente, 70% e 10,48% da superfície das SBHs, o que representou uma extensão de 339,3 km². Em relação a 2005, os percentuais aumentaram 2,7%, ou seja, foram incrementados 11,43 km² de áreas verdes em um intervalo de cinco anos. No entanto, padrão inverso foi identificado para a SBH-2, pois ocorreu redução de 11,73% de vegetação arbórea entre os anos de 2005 e 2010 (6,29 km²). Para a parcela de vegetação de baixo porte, considerando as dez SBHs, os percentuais aumentaram apenas 0,95% em 2010 quando comparados com o ano 2005, correspondendo ao acréscimo de 4,02 km² de vegetação arbustiva.

Tabela 5-3. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI no ano de 2010

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Águas continentais	0,83	0,32	0,00	0,27	0,55	0,30	0,00	0,13	0,20	0,48	0,34
Agricultura	0,93	0,00	0,07	1,29	0,18	0,24	1,17	1,32	0,45	0,17	0,48
Campo inundável	1,80	0,60	0,00	3,66	0,00	1,36	0,00	1,79	0,00	0,00	0,86
Ocupação alta	11,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	1,10
Ocupação baixa	3,49	0,51	0,69	1,18	0,26	0,23	0,69	0,75	0,40	1,65	0,89
Ocupação média	1,05	0,03	0,68	0,00	0,80	0,00	0,00	0,56	0,00	3,67	0,72
Solo exposto	12,01	29,33	10,99	6,26	11,68	4,41	1,50	4,11	2,38	10,17	9,33
Vegetação alta	34,19	47,16	63,37	32,62	69,15	83,64	92,00	62,88	90,15	76,21	69,99
Vegetação baixa	14,83	10,53	2,72	6,78	12,37	3,10	0,42	2,89	2,53	4,06	5,81
Vegetação média	19,42	11,52	21,48	47,94	5,01	6,72	4,21	25,56	3,89	3,24	10,48

Figura 5-4. Mapa de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010



Fonte: o autor.

A classe solo exposto atingiu percentual de 9,33% (39,3 km²) no ano de 2010, enquanto que, em relação a 2005, os valores diminuíram 3,81% (16,06 km²), demonstrando que houve restauração da cobertura vegetal no BCRI. No entanto, na SBH-2, os quantitativos de solo exposto aumentaram 9,27%, passando a cobrir 29,33% de sua área de abrangência. Essas mudanças correspondem à redução dos totais da vegetação de alto e médio porte, que foram provocadas pela supressão da vegetação no processo de implementação de empreendimento do setor petroquímico, localizado no município de Bacabeira.

Em 2010, as áreas com ocupação atingiram percentual de 2,71%, perfazendo uma extensão de 11,42 km². As maiores contribuições foram nas SBHs 1 e 10, respectivamente, com 16% e 5,68% de seus limites territoriais. Comparativamente a 2005, aumentaram 0,5%, expandindo-se por 2,1 km², sendo que as maiores mudanças ocorreram nas SBHs 1 e 10, por constituírem os principais eixos de expansão das cidades de Bacabeira e Rosário.

As atividades agrícolas contiveram 0,48% do território mapeado no ano de 2010, em dimensões espaciais, totalizaram 2,03 km² de áreas utilizadas para desenvolvimento de

agricultura de subsistência. Em relação ao ano de 2005, os percentuais apresentaram ligeira variação, com aumento de 0,2%.

Os campos inundáveis representaram 0,86% da superfície mapeada no ano de 2010, correspondendo a uma extensão de 3,64 km², as maiores zonas desta unidade de paisagem foram identificadas na SBH-6 (1,51 km²), SBH-1 (0,7 km²) e SBH-8 (0,7 km²). Em relação a 2005, o percentual diminuiu 0,51%, evidenciando redução de 2,15 km² das planícies de inundação. As águas continentais totalizaram 0,34% (1,43 km²) da superfície das SBHs, a análise comparativa revelou ampliação em 0,32 km² em relação a 2005, porém, na SBH-2 o padrão identificado foi inverso, devido ter ocorrido ligeira diminuição das áreas cobertas pelas lagoas e açudes.

Quanto ao ano de 2015, os resultados do mapeamento estão apresentados na Tabela 5-4 e ilustrados na Figura 5-5.

Tabela 5-4. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Águas continentais	0,85	0,35	0,18	0,09	0,69	0,31	1,05	0,08	0,20	0,45	0,44
Agricultura	0,56	-	-	0,04	0,15	0,06	1,17	0,54	0,20	0,30	0,29
Campo inundável	1,68	0,67	-	3,67	-	1,36	-	1,61	-	-	0,85
Ocupação alta	11,80	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	1,14
Ocupação baixa	4,07	0,64	0,76	1,30	1,01	0,30	0,80	0,92	0,53	2,09	1,14
Ocupação média	1,15	0,07	0,73	-	1,09	-	-	0,67	0,00	2,94	0,67
Solo exposto	18,8	27,52	8,58	8,28	10,11	4,01	-	3,99	2,39	9,75	9,31
Vegetação alta	18,22	27,96	44,42	27,90	60,21	80,49	67,45	58,67	87,77	70,24	60,67
Vegetação baixa	20,86	13,44	6,51	6,37	14,57	3,00	1,00	5,29	2,39	7,28	7,62
Vegetação média	22,05	29,35	38,81	52,36	12,17	10,37	28,53	28,23	6,52	6,58	17,88

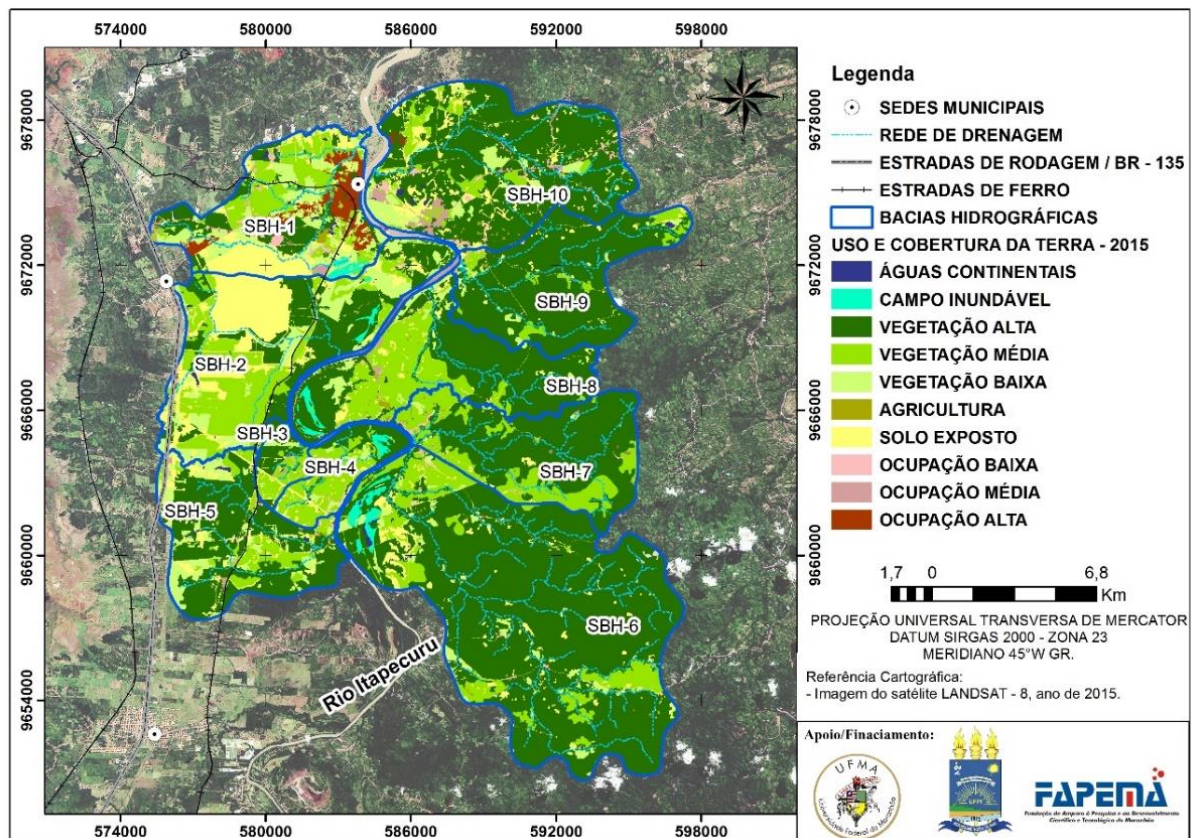
No ano de 2015, as classes vegetação de alto e médio porte continuaram sendo as mais abrangentes, estenderam-se por 78,6% do território das SBHs (331,14 km²). Em relação ao ano de 2010, foi evidenciada redução de 1,92% do extrato arbóreo, cujo percentual equivale à perda de 8,15 km² de vegetação, entre os anos de 2010 e 2015. As principais alterações foram nas SBHs 1, 2 e 10, respectivamente, com reduções de 1,56 km², 2,63 km² e 1,8 km².

No que tange à vegetação de porte baixo, os percentuais em 2015 aumentaram 1,8% em relação ao ano de 2010, correspondendo a uma área de 7,62 km², provavelmente, devido a regeneração da vegetação de alto e médio porte, que foram suprimidas. Destaca-se que, as maiores alterações ocorreram na SBH-1, onde os quantitativos aumentaram de 5,75 km² para 8,1 km².

Com relação ao solo exposto, quando comparados os padrões identificados no ano de 2015 com os de 2010, verificou-se que as principais variações ocorreram nas SBHs 1 e 4, devido à expansão das áreas desprovidas de vegetação. Os valores dilataram-se de 12% para 18,8% na

SBH-1 e de 6,26% para 8,6% na SBH-4, respectivamente, ampliando a superfície exposta em 2,62 km² e 0,23 km². Ressalta-se que, na SBH-1 as mudanças estão relacionadas ao processo de expansão das sedes dos Municípios de Rosário e Bacabeira e na SBH-4, provavelmente, em função da retirada de vegetação para implantação de atividades agrícolas de subsistência.

Figura 5-5. Mapa de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015



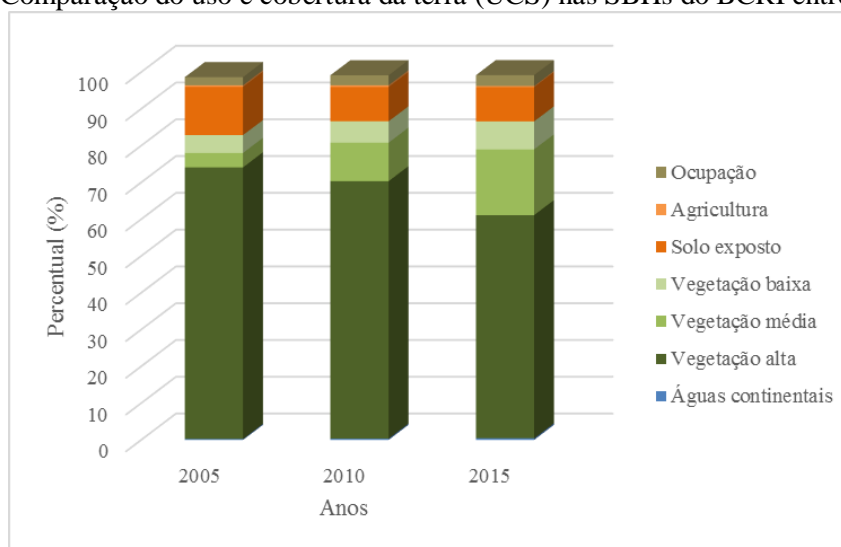
Fonte: o autor.

As classes com ocupação de alta, média e baixa, representaram 2,94% da área de abrangência do estudo no ano de 2015, englobando 12,4 km² destas unidades de mapeamento. Em relação ao ano de 2010, os percentuais foram ligeiramente maiores, aumentaram 0,23%, o que corresponde a uma ampliação de 0,97 km². As SBHs 1 e 10 continuaram sendo as mais representativas, em 2015, contribuindo com 17,02% e 5,4% de seus limites territoriais.

Quanto à agricultura, o percentual correspondeu a 0,29%, representando 1,22 km² do território mapeado no ano de 2015. A análise comparativa mostrou que houve redução de 0,81 km² em relação ao ano 2010, sinalizando que não houve dinamização deste setor no período mencionado. Os campos inundáveis e as águas continentais não apresentaram mudanças relevantes no ano 2015, quando comparados com os padrões diagnosticados para 2010.

Comparativamente, considerando o período compreendido entre os anos de 2005 e 2015, as classes de UCT mapeadas para as SBHs do BCRI apresentaram pequenas variações percentuais (Figura 5-6). As principais alterações ocorreram nas SBHs 1 e 2, onde foi possível constatar redução de 4,78 km² na SBH-1 e de 7,03 km² na SBH-2, totalizando 11,81 km² de vegetação de alto e médio porte perdidas em 10 anos. A redução das áreas verdes foi acompanhada pela ampliação das parcelas de solo exposto, em que os valores aumentaram de 5,53 km² para 7,27 km², na SBH-1 e de 10,75 km² para 14,76 km², na SBH-2. As mudanças detectadas nas SBHs 1 e 2, deram-se principalmente devido à retirada da vegetação na etapa de terraplenagem da implementação de empreendimento petroquímico e, em menor escala, porque estão diretamente relacionadas aos eixos de expansão das sedes dos Municípios de Bacabeira e Rosário.

Figura 5-6. Comparação do uso e cobertura da terra (UCT) nas SBHs do BCRI entre 2005 e 2015



Fonte: o autor.

As mudanças identificadas nas SBHs 1 e 2 corroboraram com os resultados da pesquisa de Araújo (2013), em que foram evidenciadas alterações nos padrões de UCT entre os anos de 2000 e 2010. A autora constatou redução de 8,46% de vegetação na SBH-1 e de 8,16% na SBH-2, no horizonte de 10 anos, ocasionada, principalmente, em função da implantação do empreendimento petroquímico, onde parcela significativa da área verde suprimida, integrava as Áreas de Preservação Permanente.

Outros impactos inerentes a este projeto estão relatados na Enciclopédia do Municípios Maranhenses: Microrregião Geográfica de Rosário, na caracterização do atual contexto demográfico do Município de Bacabeira:

O crescimento da população em 4.409 habitantes se deve em parte à instalação do canteiro de obras da Refinaria Premium I da Empresa de Petróleo Brasileiro S.A – PETROBRAS, que atraiu trabalhadores de outras regiões até mesmo de outros Estados. Alguns problemas foram acarretados com a instalação desse empreendimento, que modificou todo o espaço geográfico da cidade, ocorrência de conflitos, especulação imobiliária, alterações nas atividades econômicas da região, desapropriações, uso indevido do solo, construções, escavações e depósito de lixo (IMESC, 2014, p. 59).

Mesmo com as mudanças evidenciadas nas SBHs 1 e 2, no conjunto, as demais SBHs do BCRI apresentaram significativos percentuais de vegetação arbórea, e, não apresentaram transformações abruptas nas características da paisagem, no período compreendido entre os anos de 2005 e 2015. No entanto, as projeções econômicas indicam que, com a expansão portuária da cidade de São Luís haverá forte atrativo para a chegada de novos empreendimentos, os quais, potencialmente serão implantados na região do BCRI, principalmente, devido à proximidade e a saturação do Distrito Industrial de São Luís, à existência de áreas sem ocupação antrópica e à proximidade com o Rio Itapecuru (disponibilidade de água). Tal cenário, impulsionará crescente pressão sobre os recursos naturais da área de estudo, com a real possibilidade de ocorrerem mudanças significativa nos padrões de paisagem, gerando consequências diretas sobre a qualidade de vida das comunidades locais e funcionamento dos ecossistemas naturais.

Outro aspecto relevante, refere-se na necessidade dos tomadores de decisão estabelecerem estratégias de planejamento territorial e ambiental pautadas na bacia hidrográfica como unidade de análise. Este aspecto é fundamental, uma vez que, as SBHs do BCRI são de pequena dimensão, com rede de drenagem onde predominam canais intermitentes e de primeira ordem. Essas características, associadas às suas condições de relevo, indicam a necessidade do planejamento integrado para sua área de abrangência, devendo ser definidas e implementadas estratégias, que busquem conciliar o uso e cobertura da terra com a proteção e manutenção dos ecossistemas naturais e dos recursos hídricos. Além disso, foi observado que, considerando suas características geomorfológicas, as SBHs apresentam 83,3% da sua superfície com zonas de média e alta susceptibilidade ambiental.

Contudo, a compreensão da dinâmica do UCT é componente fundamental para auxiliar no delineamento de estratégias de gerenciamento ambiental da região do Baixo Curso do Rio Itapecuru. As informações geradas podem subsidiar a construção de propostas que visam promover o ordenamento territorial, a indicação de áreas protegidas, a contenção dos processos erosivos, a recuperação de ecossistemas degradados, a garantia da qualidade de água, tendo

como consequência, a manutenção das características da paisagem e a melhoria da qualidade de vida das comunidades locais.

5.4 Considerações Finais

As classes “vegetação alta” e “vegetação média” foram predominantes nos três anos analisados. As superfícies das SBHs eram cobertas por 77,76% dos seus limites territoriais no ano de 2005, 80,5%, em 2010 e 78,6%, em 2015. Pelos resultados se constata que, apesar das pressões existentes na região, o ambiente ainda apresenta extensas áreas com alto potencial para conservação ambiental, porém, para manutenção de sua integridade, necessitam que estratégias de planejamento ambiental sejam implementadas.

As principais mudanças nos padrões do uso e cobertura do solo, entre os anos de 2005 e 2015, ocorreram nas SBHs 1, 2 e 10. Nas SBHs 1 e 2, foram impulsionadas pela supressão da vegetação durante a etapa de terraplenagem do empreendimento petroquímico no Município de Bacabeira, enquanto que, na SBH-10, o principal agente modificador foi a expansão das áreas ocupadas da Cidade de Rosário.

As áreas com ocupação (alta, média e baixa) aumentaram 0,74%, entre os anos de 2005 e 2015, correspondendo a ampliação de 3,07 km² da superfície destas unidades de mapeamento. As principais mudanças foram evidenciadas nas SBHs 1 e 10, no período entre 2005 e 2010, em decorrência da implantação do empreendimento petroquímico que, naquele momento, dinamizava a economia da região, com conseqüente adensamento populacional e expansão das áreas com ocupação alta.

As atividades agrícolas não causaram alterações nos padrões de paisagem das SBHs, a pequena dimensão e a forma de distribuição dos polígonos indicam que a atividade se enquadra na modalidade de subsistência. Ainda, baseado no mapeamento verificou-se que ocorreram variações nas áreas utilizadas para o cultivo, entre os anos analisados, sugerindo que as comunidades empregam, como prática agrícola, a técnica de pousio, que proporciona descanso à terra cultivada.

Os campos inundáveis reduziram sua superfície de abrangência de 5,79 km², em 2005, para 3,56 km², no ano de 2015, sendo que as principais subtrações se deram nas SBHs 6, 8 e 1. O delineamento de estratégias de gestão, que garantam a manutenção desta unidade de paisagem, é de extrema relevância para região, devido integrarem as planícies de inundação do Rio Itapecuru, que são zonas de reprodução de peixes e de forrageio de outros integrantes da fauna, utilizadas como áreas de pesca para subsistência das comunidades locais.

Com a perspectiva da implementação de grandes empreendimentos no Distrito Industrial de Bacabeira e na região do BCRI, caso não sejam delineadas e efetivadas as estratégias de planejamento ambiental, as características da paisagem podem ter alterações significativas, ocasionando, dentro outros fatores, efeitos negativos sobre a qualidade de vida das comunidades locais e funcionamento dos ecossistemas naturais. Dentre as estratégias, prioritariamente, sugere-se a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento ambiental. Além disso, as propostas devem considerar as características naturais do ambiente e sua capacidade de suporte, de modo a garantir a manutenção e perenidade dos serviços ecossistêmicos.

Referências

ALCANTARA, E. H. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, Maranhão – Brasil. **Caminhos da Geografia**, v. 7, n. 11, p. 97-113, 2004.

ARAÚJO, G. M. **Avaliação da Sustentabilidade Ambiental das sub-bacias dos Riachos Seco e Precuá, nos municípios de Bacabeira e Rosário – MA: Bases para o ordenamento territorial**. 2013, 103 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Maranhão. 2013.

BARROS, K. O. et al. Análise temporal das classes de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Rio Vieira, Montes Claros, Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 5, n. 2, p. 43-54, 2013.

BEZERRA, I. S.; SILVA, T. C. Análise de riscos à perda de solo para diferentes cenários de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Rio Abiaí-Papocas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 195-204, 2014.

BOLFE, E. L.; BOLFE, A. P. F.; SIQUEIRA, E. R. Dinâmica do uso e ocupação do solo: subsídio à recuperação de áreas degradadas em Japarutuba, SE. **Geomática**, v. 2, n. 2, p. 13-29, 2008.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 2010. p. 153-192.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista Energia Agrícola**, v. 29, n. 2, p.102-114, 2014.

DSG-SUDENE. Divisão do Serviço Geográfico do Exército Nacional-Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Cartas Planialtimétricas na escala 1:100.000, folhas 549 e 610**. Escala: 1:100.000. DSG/SUDENE, 1980.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Volume 2: Meio Físico**. São Luís/MA: UFMA. 2008b. 440 p.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente. RIMA da Refinaria Premium I. **Banco de Dados**. São Luís/MA: UFMA. 2009.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. **Relatório de Acompanhamento das Principais Cadeias Produtivas da Região de Entorno da Refinaria Premium I**. Produto 7 – Relatório Final. São Luís/MA: UFMA. 2013. 188 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Subsídios ao zoneamento ecológico-econômico da bacia do Rio Itapecuru – MA: diretrizes gerais para ordenação territorial**. Primeira Divisão de Geociência do Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 1998.187 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas Temáticos do IBGE: **Solos**. 2007. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/solos>. Acesso em: 10 abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Infraestrutura de Transporte**. 2010b. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/mapas_doc4.shtm>. Acesso: 21 novembro de 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**. 2015. Disponível em: <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em: 28 novembro de 2015.

IMESC. Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Enciclopédia dos Municípios Maranhenses: microrregião geográfica de Rosário**. São Luís: IMESC, 2014. 238 p.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações de dados**. 2015. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 21 dezembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **TOPODATA: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. 2008. Disponível em: <www.dsr.inpe.br/topodata>. Acesso em: 10 de novembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Imagem LANDSAT TM e ETM**. 2009. Disponível em: <www.dgi.inpe.br/siteDgi/ATUS_LandSat.php>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2016.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catalogo de Imagens**. 2015. Disponível em: <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. Acesso em: 18 de novembro 2015.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

MELO, J. A. B. et al. Identificação das Áreas de Conflito de Uso da Terra na Microbacia do Riacho do Tronco, Boa Vista, PB. **Revista de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 185-201, 2010.

MENESES, B. M. et. al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. **Science of the Total Environment**, v. 527–528, p. 439–447. 2015.

MIGUEL, A. E. et al. Análise do Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Bacia do Ribeirão do Meio, Brasilândia/MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, p. 1088-1098, 2012.

NERY, C. V. M. et al. Aplicação do Novo Código Florestal na Avaliação das Áreas de Preservação Permanente em Topo de Morro na Sub-Bacia do Rio Canoas no Município de Montes Claros/MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 6, p. 1673-1688, 2013.

NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.

PACHECO, F. A. L. et al. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, p. 110-120, 2014.

REIS, A. A. et al. Land Use and Occupation Analysis of Permanent Preservation Areas in Lavras County, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 36, n. 3, p. 300-308, 2012.

SHI, Z. H. et al. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 498, p. 165–176, 2013.

SOUZA, V.; GALVANI, E.; SOUZA, M. L. Determinação e Adequação da Capacidade de Uso da Terra em Bacia Hidrográfica por Meio de Sistematização Metodológica no SIG SPRING. **Geografia (Londrina)**, v. 24, n. 1. p. 55- 69, 2015.

**6 POTENCIAL EROSIVO DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO
CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, NORDESTE DO
BRASIL**

ARTIGO 3

Artigo a ser encaminhado a Revista Geoderma (Amsterdam)

Qualis A2 em Ciências Ambientais

POTENCIAL EROSIVO DAS SUB-BACIAS HIDROGRÁFICAS DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, ESTADO DO MARANHÃO, NORDESTE DO BRASIL

THE EROSIVE POTENTIAL SUFFERED BY THE SUB BASINS OF THE LOWER COURSE OF RIVER ITAPECURU, MARANHÃO STATE, NORTHEAST BRAZIL

Leonardo Silva Soares¹
Wilza Gomes Reis Lopes²
Antonio Carlos Leal de Castro³

RESUMO

Objetivou-se estimar a perda de solo por erosão laminar em dez sub-bacias hidrográficas (SBHs) localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), com base em diferentes cenários de uso e cobertura da terra nos anos de 2005, 2010 e 2015. Com este propósito optou-se pela utilização da Equação Universal de Perda de Solos – EUPS, que integra fatores relacionados a erosividade das chuvas (R), erodibilidade dos solos (K), topografia (LS) e uso e práticas conservacionistas da terra (CP) para estimar a perda de solo anual por erosão laminar (A) das SBHs. Os componentes da equação foram mensuradas em quadrantes de 20 x 20 metros, sendo convertidos em arquivo *Raster*, os quais foram utilizados para estimar os resultados da perda de solo por erosão laminar, em plataforma de Sistema de Informações Geográficas - SIG. Os resultados evidenciaram que R anual equivale a 11.314,5 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹, com maiores efeitos nos meses de março e abril. Os valores de K estão relacionados com as tipologias de solos das SBHs, onde predominam Plintossolos e Argilossolos, respectivamente com contribuições estimadas de 0,0429 e 0,030 t ha MJ⁻¹ mm⁻¹. O fator LS revelou que predomina relevo plano e suave, com declividades variando entre 0° e 5°, estendendo-se por 93% da área de estudo. O padrão de CP indicou que as áreas verdes foram predominantes nos anos de 2005, 2010 e 2015, e que, entre os 10 anos, as principais alterações foram constatadas para as SBHs 1, 2 e 10, devido a substituição da cobertura vegetal por solo exposto e áreas ocupadas, o que potencializou o aumento das contribuições de A. Quanto a EUPS, a classe “Muito Baixa” (perdas de até 1 t ha⁻¹ ano⁻¹) foi a mais representativa em toda série temporal, totalizando 80,73% em 2005, 82,39% em 2010 e 81,29% em 2015. No entanto, devido as mudanças no Fator CP, principalmente nas SBHs 1 e 2, evidenciou-se a ampliação das áreas susceptíveis à erosão laminar, devido ao aumento das classes “Moderada” e “Moderada a forte” (perdas de até 500 t ha⁻¹ ano⁻¹), desencadeada pelas alterações nos padrões da paisagem. Os resultados obtidos são significativo para gerenciamento ambiental e priorização das ações de conservação ambiental das sub-bacias hidrográficas. O diagnóstico do potencial erosivo por meio da aplicação da EUPS gerou informações fundamentais na busca pela sustentabilidade dos recursos ambientais do BCRI.

Palavras-chave: erosividade, erodibilidade, relevo, conservação do solo, EUPS.

ABSTRACT

This study aimed to estimate the loss of soil by extensive sheet erosion in ten sub watersheds (SWDs) located at the Lower Course of River Itapecuru (LCRI) based on different use and land

¹ Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (leonardo.soares@ifma.edu.br)

² Orientadora, Arquiteta, Professora do Departamento de Construção Civil e Arquitetura e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (izalopes@uol.com.br)

³ Coorientador, Agrônomo, Professor do Departamento de Oceanografia e Limnologia e do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Maranhão – UFMA (ale@ufma.br)

cover scenarios in 2005, 2010 and 2015. For this purpose was chosen the Universal Soil Loss Equation – USLE which includes factors related to rainfall erosivity (R), soil erodibility (K), topography (LS) and the use and conservation practices of the land (CP) to estimate annual soil loss by sheet erosion (A) of the SWD. The components of the equation were measured in quadrants of 20 x 20 meters, converted to raster file, which were used to estimate the results of soil loss by sheet erosion using software of Geographic Information System - GIS. The results showed that annual R amounts to 11314.5 MJ mm ha⁻¹ yr⁻¹, with greatest effects in the months of March and April. The K values are related to the soil types of SWDs, dominated by Plinthosols and Argilossolos respectively, with contributions estimated 0.0429 and 0.030 t ha MJ⁻¹ mm⁻¹. The LS factor revealed that predominates relief plan and smooth, with slopes ranging between 0 and 5, extending over 93% of the study area. The standard CP indicated that the green areas were prevalent in the years 2005, 2010 and 2015, and that among the 10 years, the main changes were found for SWD 1, 2 and 10 due to replacement of plant cover by soil exposed and occupied areas, which potentiated the increase in contributions of A. As the USLE the class "Very Low" (losses of up to 1 t ha⁻¹ yr⁻¹) was the most representative in the whole time series, totaling 80.73% in 2005, 82.39% in 2010 and 81.29% in 2015. However, due to the changes in CP factor, especially in SW 1 and 2, evidence of the expansion of areas susceptible to laminar erosion due to higher classes "Moderate" and "Moderate to strong" (losses of up to 500 t ha⁻¹ yr⁻¹), triggered by changes in landscape patterns. The results are significant for environmental management and prioritization of environmental conservation actions of the sub-basins. The diagnosis of erosive potential through the application of USLE generated key information in the search for sustainability of environmental resources LCRI.

Keywords: erosivity, erodibility, relief, soil conservation, USLE.

6.1 Introdução

Para a gestão e conservação do solo e da água em bacia hidrográfica, é necessário a compreensão da dinâmica dos processos erosivos, aos quais esta unidade de planejamento pode estar propensa. A erosão é “o processo de desprendimento e arraste acelerado das partículas do solo causada pela água e pelo vento” (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012, p. 68). Pode ser considerada como um dos maiores problemas de degradação da terra, sendo comum no mundo inteiro (DEVATHA; DESHPANDE; RENUKAPRASAD, 2015). No Brasil, representa grande risco ao seu extenso território (GUERRA et al., 2014). Para Vitte e Mello (2007, p. 130-131) “os problemas de erosão, no Brasil, são resultantes da combinação de um rápido processo de ocupação e tecnificação do território, solos frágeis e de um regime climático propício à sua ocorrência de forma intensa”.

Processos erosivos podem proporcionar diversos impactos sobre os componentes ambientais, gerando efeitos negativos sobre a fertilidade dos solos (PRASANNAKUMAR et al., 2012), assoreamento dos cursos de água (DEMARCHI; ZIMBACK, 2014), enchentes e voçorocas (VIEIRA, 2008), inundação (ZHOU et al., 2008), mudanças nos padrões de paisagem (SHI et al., 2013), alteração da qualidade de água (SANTOS; HERNANDEZ, 2013), além de gerar problemas socioeconômicos (GUERRA et al., 2014).

O potencial erosivo pode ser mensurado por diversas metodologias, dentre as quais se destaca-se a Equação Universal de Perda de Solos – EUPS, que foi proposta por Wischmeier e Smith (1978). A EUPS é o modelo mais utilizado no mundo, fornecendo informações úteis para o planejamento adequado da conservação do solo e da água, sendo que sua aplicação na escala de bacia hidrográfica tem sido facilitada pelo uso de Sistema de Informação Geográfica – SIG (OLIVEIRA; WENDLAND; NEARING, 2012).

A utilização da EUPS está amplamente difundida na literatura internacional, as pesquisas que buscam correlacionar o potencial erosivo como o processo de planejamento integrado de bacias hidrográficas objetivam indicar estratégias de manejo e conservação do solo (IRVEM; TOPALOGLU; UYGUR, 2007; SHI et al., 2012), recuperação ambiental (STIPP, MENDONÇA; CAMPOS, 2011) e gerar subsídios para gestão dos recursos naturais (BESKOW et al., 2009; BEZERRA; SILVA, 2014). Segundo Bezerra e Silva (2014, p. 195), “o estudo de risco à perda de solo, constitui um dos elementos que podem fundamentar o planejamento de bacias hidrográficas, definir metas, objetivos e ações a serem desenvolvidas nos seus estudos e planos ambientais e de recursos hídricos”.

As informações geradas nas modelagens da perda dos solos por erosão laminar, são primordiais para o gerenciamento ambiental na escala de bacias hidrográficas, além de auxiliarem na compreensão das interações desencadeadas pelos processos erosivos. Os resultados permitem o zoneamento das áreas mais susceptíveis a erosão, que devem ser priorizadas na implementação das ações de controle e conservação necessárias para contribuir na busca pela sustentabilidade de uma determinada unidade de análise.

No entanto, publicações contendo informações com a estimativa da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do Rio Itapecuru são inexistentes, devido a indisponibilidade de dados e de especialistas habilitados para realizar tais modelagens. Este ambiente, representa importante divisor de águas que está inserido na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, localizado no Estado do Maranhão no Nordeste do Brasil.

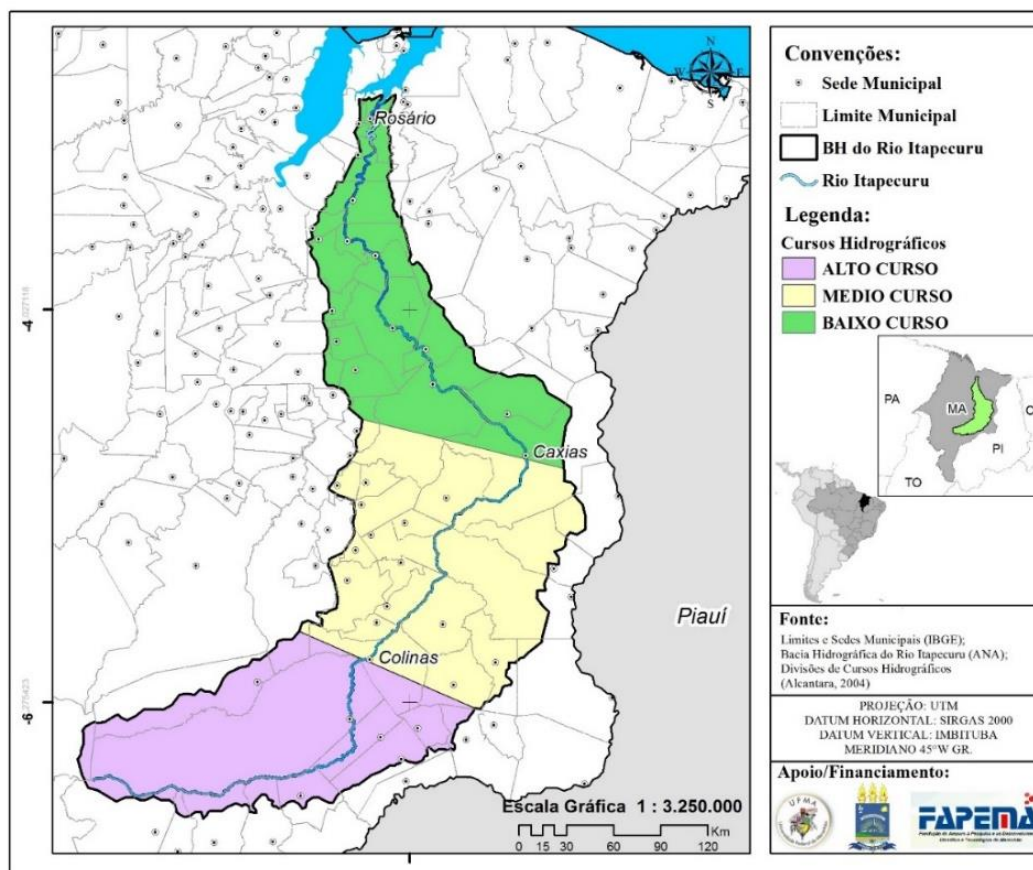
A área selecionada para realização desta pesquisa é constituída de dez sub-bacias hidrográficas, que estão localizadas no território dos Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita, e integram o eixo de expansão industrial e portuária da Cidade de São Luís, capital do Estado, onde, nos próximos anos, projeta-se uma pressão crescente sobre os recursos naturais, sobretudo, se não forem traçadas e implementadas estratégias de planejamento ambiental que objetivam a manutenção da paisagem e a conservação da vegetação, solo e água.

Assim, este trabalho propõe estimar a perda de solo por erosão laminar em dez sub-bacias hidrográficas localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru, com base em diferentes cenários de uso e cobertura da terra nos anos de 2005, 2010 e 2015, com a perspectiva de subsidiar o processo de planejamento ambiental da região.

A Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

A bacia do Rio Itapecuru abrange 53.216,84 km², que corresponde a 16% do território do Estado do Maranhão (NUGEO, 2011). Limita-se a sul e a leste com a bacia hidrográfica do Rio Parnaíba, por meio da Serra do Itapecuru, Chapada do Azeitão e outras pequenas elevações, a oeste e sudoeste com a bacia do Rio Mearim e a nordeste com a bacia do Rio Munim (IBGE, 1998). Segundo Alcântara (2004), devido as diferenças altimétricas da bacia hidrográfica, o rio pode ser classificado em alto, médio e baixo curso (Figura 6-1).

Figura 6-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso



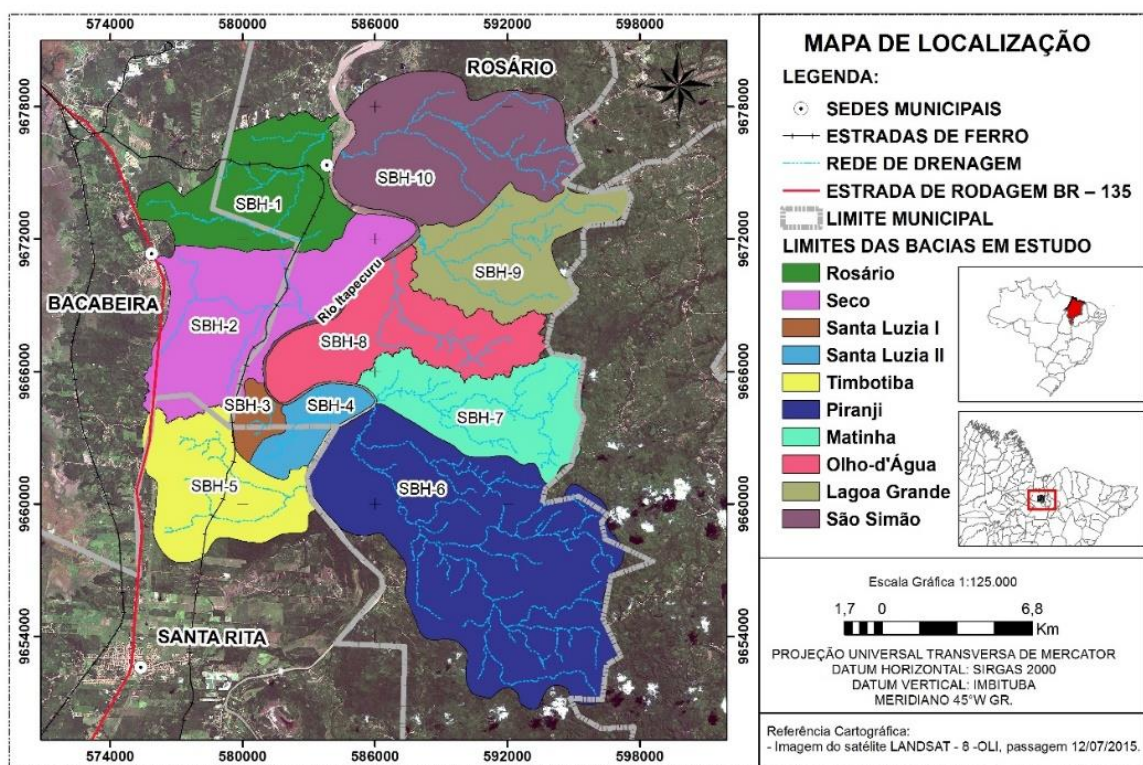
Fonte: adaptado de Alcântara (2004).

A área foco da pesquisa engloba dez sub-bacias hidrográficas (SBHs), localizadas no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI), com área de 421,6 km², inseridas nos limites dos

Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita, no Estado do Maranhão. A população estimada nos três municípios corresponde a 93.227 pessoas, sendo 16.553 em Bacabeira, 41.694 em Rosário e 35.980 em Santa Rita (IBGE, 2015).

Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís, capital do Estado do Maranhão, limitada pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte (Figura 6-2). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402, que interligam os municípios citados à capital do Estado.

Figura 6-2. Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do baixo curso do Rio Itapecuru



Fonte: o autor.

O padrão climático, de acordo com o índice climático de Thornthwaite é do tipo úmido (LABGEO, 2002). Os dados pluviométricos da região (1975-2015) registram uma precipitação média anual de 1.998,8 mm/ano. As chuvas ocorrem em duas estações temporalmente bem delineadas: a chuvosa, que abrange os meses entre janeiro e julho, e a de estiagem, que ocorre entre agosto e dezembro (INMET, 2015).

As características físicas e morfométricas identificadas para as SBHs, indicam que elas apresentam relevo majoritariamente plano e suave, são de pequena dimensão e possuem padrão de drenagem dedrítico, com predominância de canais de primeira ordem e regime fluvial intermitente.

6.2 Metodologia

Para estimativa da Perda de Solos por Erosão Laminar (A), foi empregada a Equação Universal de Perda de Solos (EUPS). Esta equação foi desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), modificada por Bertoni e Lombardi Neto (2012), e é expressa genericamente pela seguinte fórmula:

$$A = R.K.(L.S).(C.P)$$

Em que:

- (A) = Perda de solo acumulada por unidade de área, em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$;
- (R) = Fator de erosividade da chuva, em $MJ\ mm\ ha^{-1}\ ano^{-1}$;
- (K) = Fator erodibilidade do solo, em $t\ ha\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$;
- (L) = Fator comprimento de rampa, em metros;
- (S) = Fator inclinação da encosta, em porcentagem;
- (C) = Fator de uso e manejo do solo (adimensional);
- (P) = Fator prática conservacionista (adimensional).

O cálculo da EUPS foi realizado com base no banco de dados desenvolvido para esta pesquisa em ambiente de Sistema de Informação Geográfica - SIG. A modelagem do banco de dados de um SIG consiste, principalmente, na definição de Planos de Informação (PI), também denominados de níveis ou camadas (*layers*). Os PI's variam em número, tipos de formatos e de temas, conforme as necessidades de cada tarefa ou estudo (CÂMARA; DAVIS; MONTEIRO, 2001).

Para se chegar ao PI de perda de solo anual (A), foram gerados PI's para a cada variável descrita pela equação. No caso das variáveis uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P), optou-se pela combinação das variáveis e constituição de um único PI (CP) descrito a seguir.

O fator erosividade da chuva (R) expressa a capacidade da chuva, de uma dada localidade, causar erosão em uma área sem proteção. Esse fator é determinado pela soma dos valores mensais dos índices de erosividade (EI), os quais foram determinados conforme recomendação de Lombardi Neto e Moldenhauer (1992). A soma dos EI mensais resulta no valor de R anual.

$$EI = 68,730\left(\frac{r^2}{P}\right)^{0,841}$$

Em que:

- (EI) = Média mensal do índice de erosividade, em $MJ.mm/(ha.h.ano)$;
- (r) = Precipitação média mensal, em milímetros;
- (P) = precipitação média anual, em milímetros.

Para o cálculo de erosividade das chuvas, utilizaram-se os dados médios dos totais mensais e anuais das precipitações de série histórica de 40 anos, referente ao período compreendido entre os anos de 1975 até 2015, obtidos do banco de dados da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia localizada na Cidade de São Luís (INMET, 2015).

A erodibilidade do solo (Fator K) é a propriedade do solo que representa a sua susceptibilidade à erosão, podendo ser definida como a quantidade de material que é removido por unidade de área quando os demais fatores determinantes da erosão permanecem constantes. A erodibilidade do solo tem seu valor quantitativo determinado experimentalmente em parcelas e é expresso como a perda de solo por unidade de índice de erosão da chuva (EI) (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

O PI do Fator K foi constituído a partir do mapa pedológico do estado do Maranhão (IBGE, 2007), em que foram correlacionadas as classes de solo com os valores adotados para a erodibilidade disponível na literatura científica (Tabela 6-1).

Tabela 6-1. Tipologias de solos que ocorrem no BCRI, valores de erodibilidade e fonte dos dados

Grupos de Solos	Erodibilidade t ha MJ⁻¹ mm⁻¹	Fonte
Argissolos	0,030	Baptista, 1997
Gleissolos	0,036	Crestana, 2006
Latossolos	0,020	Baptista, 1997
Neossolos	0,027	Baptista, 1997
Plintossolos	0,0429	Chaves, 2010

Para os fatores C e P (uso e práticas conservacionistas), optou-se por seguir a recomendação indicada por Bertoni e Lonbardi Neto (2012), em que os fatores C e P são combinados em um único PI, denominado CP. Os valores de CP foram os únicos PIs da EUPS que variaram entre os anos de 2005, 2010 e 2015, possibilitando a avaliação dos processos erosivos nos últimos 15 anos nas SBHs do BCRI. Para tanto, foram utilizadas imagens do satélite Landsat - 5 Thematic Mapper, referentes aos anos de 2005, 2010 e 2015, adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2015).

Para o mapeamento, foram utilizadas as seguintes classes de uso e cobertura da terra: ocupação antrópica (alta, média e baixa), vegetação (alta, média, baixa) solo exposto e agricultura. Os valores adotados para CP foram atribuídos a partir de adaptação dos trabalhos de Stein et al. (1987), Brito et al. (1998), Tomazoni et al. (2005), Ribeiro e Alves (2007) (Tabela 6-2).

Tabela 6-2. Classes de uso e cobertura da terra, valores de CP e fonte dos dados

Classes de uso e cobertura do solo	Fator CP	Fonte
Ocupação com alta densidade	0	Stein <i>et al.</i> (1987); Brito <i>et al.</i> (1998)
Ocupação com média e baixa densidade	0,3	Brito <i>et al.</i> (1998)
Vegetação de porte alto	0,00004	Stein <i>et al.</i> (1987)
Vegetação de porte médio	0,0007	Stein <i>et al.</i> (1987)
Vegetação de porte baixo	0,01	Tomazoni <i>et al.</i> (2005)
Agricultura	0,2	Brito <i>et al.</i> (1998)
Solo exposto	0,8	Ribeiro e Alves (2007)

Os PI's de comprimento de rampa (L) e declividade (S) foram obtidos separadamente, porém integrados posteriormente para facilitar a aplicação na EUPS, compondo assim o PI fator topográfico (LS), conforme equação proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012):

$$LS = 0,00984^{L0,63} \times S^{1,18}$$

Em que:

(LS) = Fator topográfico

(L) = Comprimento de rampa, em metros;

(S) = Declividade, em porcentagem.

Este fator é muito importante na equação, pois quanto maior for o comprimento de rampa e o grau de declive maior será a velocidade e a força de carreamento das partículas de solo (BAPTISTA, 1997). As porcentagens das classes de declividade utilizadas neste trabalho foram obtidas a partir da elaboração do Mapa Clinográfico das SBHs. Os valores utilizados para o fator LS nas diferentes classes de declividade foram atribuídos a partir do estudo de Kok *et al.* (1995) (Tabela 6-3).

Tabela 6-3. Valores médios para LS por classe de declividade

Classe de Declividade (%)	Fator LS
0 – 5	0,5
5 – 15	3,5
15 – 30	9
> 30	16

Fonte: Kok *et al.* (1995).

Após a obtenção dos PI's referente a erosividade (R), erodibilidade (K), práticas conservacionistas (CP) e fator topográfico (LS), todos os componentes da EUPS foram convertidos em arquivos *Raster* com descrição de cada pixel em células dimensionadas em quadrantes de 20 x 20 metros. Para cada quadrante foram estimados os valores de perda de solos (A) por meio da multiplicação dos fatores integrantes da equação, utilizando a ferramenta *Raster Calculator* do Software ArcGis, versão 10, da ESRI (*Environmental Systems Research Institute*).

Os resultados obtidos para a EUPS, foram enquadrados em diferentes níveis de susceptibilidade a processos erosivos, seguindo recomendação de Ribeiro e Alves (2007), conforme classificação apresentada na Tabela 6-4. Os resultados do mapeamento foram convertidos em porcentagem, com intenção de identificar as mudanças que ocorreram entre os anos de 2005 e 2015 nas SBHs do BCRI.

Tabela 6-4. Classes de perda de solo por erosão laminar

Classes	Perda de solo por erosão laminar (t ha ⁻¹ a ⁻¹)
Muito baixa	0 – 1
Baixa	1 – 10
Baixa a moderada	10 – 50
Moderada	50 – 100
Moderada a forte	100 – 500
Forte	500 – 1000
Muito forte	1000 – 5000
Extrema	> 5000

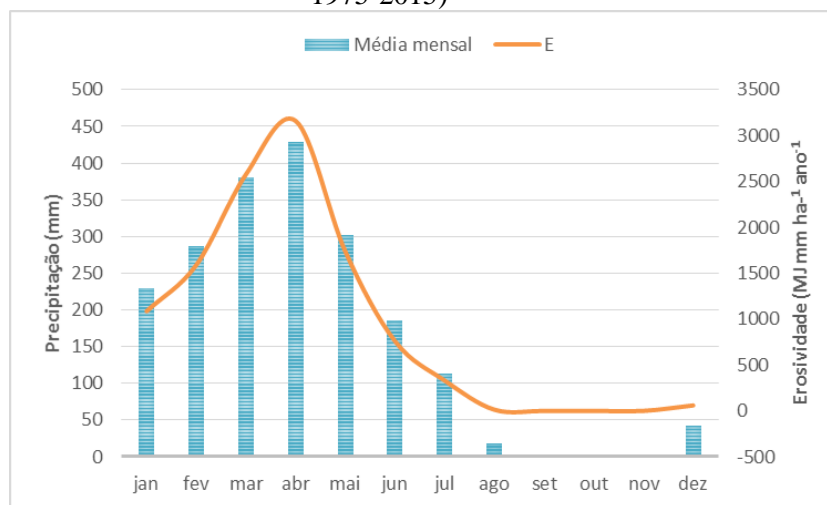
Fonte: Ribeiro e Alves (2007).

6.3 Resultados e Discussão

Erosividade das Chuvas (R)

Os valores de R variaram de 0,0057708 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹, no mês de outubro, a 3.161,046 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹, em abril. Por sua vez, a erosividade média anual foi equivalente a 11.314,5 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹, sendo este valor inserido ao *raster* para a estimativa da EUPS. O potencial de R está relacionado com a incidência das precipitações, logo, nos meses mais chuvosos, ocorre maior influência deste componente no processo erosivo, enquanto que, nos meses de estiagem, seus efeitos tendem a ser abruptamente atenuados (Figura 6-3) (Apêndice A).

Figura 6-3. Precipitação média (mm) e erosividade (mm ha⁻¹ ano⁻¹) das SBHs do BCRI (série histórica: 1975-2015)



Fonte dos dados de precipitação: INMET (2015).

Segundo Oliveira, Wendland e Nearing (2012), os valores de R observados no Brasil variam de 1.672 a 22.452 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹. No mapeamento realizado por estes autores, a zona correspondente ao BCRI apresenta valores de R, entre 10.000 e 12.000 mm ha⁻¹ ano⁻¹, corroborando com os resultados obtidos nesta pesquisa. Tendência similar foi observada por Soares (2010), na bacia hidrográfica do Rio Bacanga, localizada a 40 km da área de estudo, onde o valor de R anual foi de 10.714,05 mm ha⁻¹ ano⁻¹, com maior potencial evidenciado para o mês de abril (3.613,59 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹), e menor no mês de outubro (0,007335 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹).

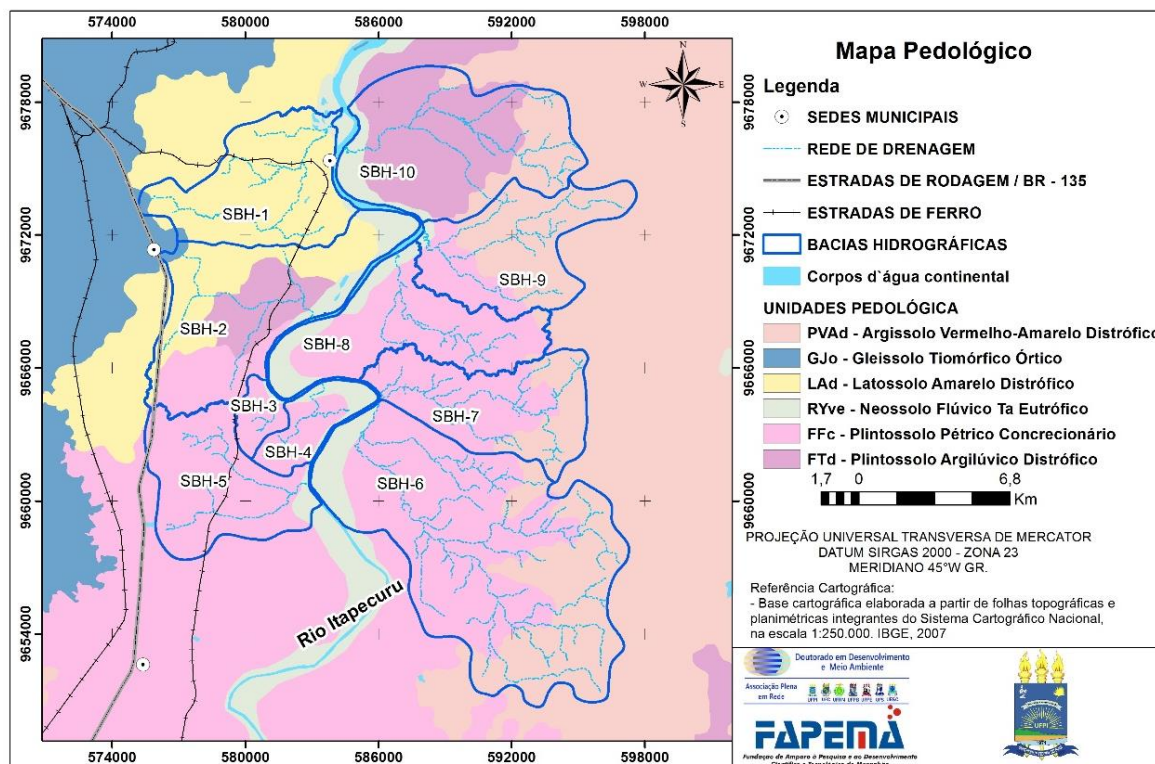
Para Machado et al. (2014), os valores elevados de precipitação anual não necessariamente produzem maior erosividade, pois, a capacidade da água provocar erosão está relacionada com a concentração de chuvas em determinado período do ano. Guerra (2012) relata que a chuva precipita de forma concentrada, em algumas épocas do ano nas regiões tropicais, agravando, nestes períodos, os processos erosivos. Os dados pluviométricos sistematizados para o BCRI, indicaram que as maiores concentrações de chuvas ocorrem entre nos meses de março, abril e maio (Figura 6-3), sugerindo que neste período, o potencial da erosividade pode acarretar em maiores valores de A.

Segundo Hoyos, Waylen e Jaramillo (2005), valores elevados de R são esperados para os trópicos, devido a energia cinética e intensidade das chuvas convectivas. Para Oliveira, Wendland e Nearing (2012), compreender a dinâmica das precipitações é muito importante, porque a chuva constitui a força motriz da erosão. No BCRI, o principal fator climático responsável pela incidência das precipitações é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). Assim, conhecer detalhadamente o comportamento deste sistema meteorológico é peça fundamental para a modelagem precisa dos processos erosivos na região.

Erodibilidade dos Solos (K)

O resultado da espacialização do fator erodibilidade do solo (K) está diretamente relacionado ao mapeamento pedológico do BCRI, uma vez que esse parâmetro é uma propriedade intrínseca de cada classe de solo. De acordo com o IBGE (2007), os principais grupos de solos que ocorrem na área de abrangência das SBHs são: Plintossolos, Argissolos, Latossolos e Gleissolos (Figura 6-4).

Figura 6-4. Mapeamento pedológico das SBHs do BCRI



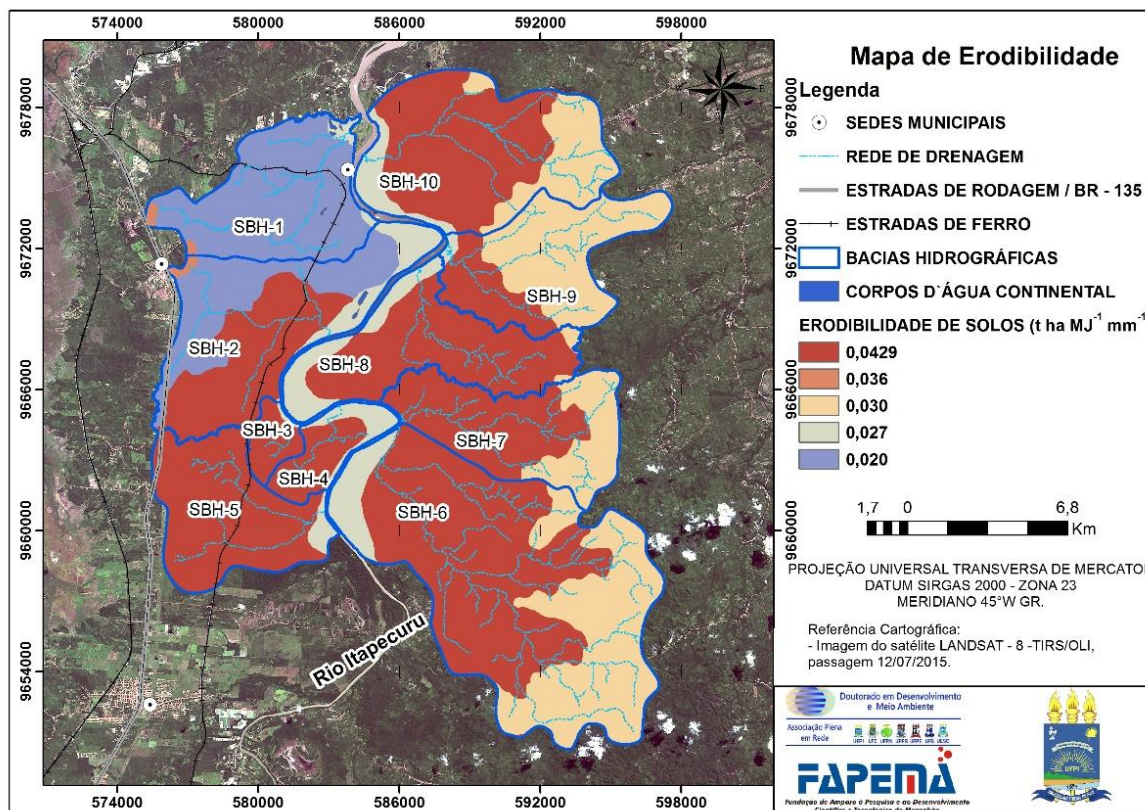
Fonte: IBGE (2007)

As tipologias predominantes de solos são os Plintossolos e Argilossolos, que conjuntamente abrangem uma área de 330,48 km², totalizando 79% da superfície das SBHs do BCRI. Os Latossolos e Neossolos, representaram, respectivamente, 14% e 7% da área mapeadas (Tabela 6-5). Após levantamento pedológico, o cálculo de K foi realizado por meio do cruzamento do tipo de solo nas SBHs com os valores de erodibilidade (K) extraídos na literatura, o PI para K está apresentado na Figura 6-5.

Tabela 6-5. Distribuição das classe de solos das SBHs do BCRI

Sub-bacias Hidrográficas	Argilossolos		Gleissolos		Latosolos		Neossolos		Plintossolos	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
SBH-1	-	-	-	-	36,76	95%	1,15	3%	0,72	2%
SBH-2	-	-	0,61	1%	22,04	41%	5,93	11%	24,90	46%
SBH-3	-	-	-	-	-	-	0,29	5%	5,20	95%
SBH-4	-	-	-	-	-	-	3,41	30%	7,81	70%
SBH-5	-	-	-	-	-	-	1,57	5%	33,02	95%
SBH-6	40,06	36%	-	-	-	-	6,45	6%	64,29	58%
SBH-7	12,22	34%	-	-	-	-	-	-	23,83	66%
SBH-8	0,85	2%	-	-	-	-	7,28	19%	31,07	79%
SBH-9	24,62	69%	-	-	-	-	0,63	2%	10,52	29%
SBH-10	14,23	25%	-	-	-	-	4,70	8%	37,17	66%
TOTAL	91,98	22%	0,61	0,1%	58,81	14%	31,40	7%	238,5	57%

Figura 6-5. Plano de informação da erodibilidade dos solos ($t\ ha\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$) para cálculo da EUPS nas SBH do BCRI



Fonte: o autor.

A compreensão do “Fator K” torna-se fundamental devido diferentes tipologias de solos apresentarem maior ou menor propensão a processos erosivos. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012, p. 61), “a erosão não é a mesma em todos os solos, as propriedades físicas: principalmente estrutura, textura, permeabilidade e densidade, assim como as características químicas e biológicas do solo exercem diferentes influências na erosão”.

Dentre os solos das SBHs do BCRI, o Plintossolo é o que apresenta maior erodibilidade e o que ocupa a maior parcela das SBHs (57%), logo, considerando o Fator K, em condições adversas, estas zonas potencialmente sofrerão maiores efeitos dos processos erosivos (Tabela 6-5). As SBHs 1 e 2, podem ser consideradas como as que apresentam maior resistência natural aos processos erosivos, devido à presença predominante dos Latossolos, que apresenta o menor valor de K para área estudada.

Outro aspecto relevante é a necessidade da calibração dos valores do “Fator K” para o BCRI, apesar da utilização das estimativas na composição da EUPS ser válida e estar amplamente difundidas na literatura, a identificação dos valores de K em escala local permite uma compreensão mais detalhada dos processos erosivos.

Fator Topográfico (LS)

Para Minella, Menter e Ruhoff (2010), com as técnicas disponíveis no SIG, e a facilidade de obtenção de Modelos Numéricos de Elevação, tem sido possível estimar o fator LS de forma menos laboriosa, levando-se em conta as feições geomorfológicas do relevo, que são determinantes em relação aos processos hidrológicos. A determinação do Fator LS neste estudo tomou como base a pesquisa de Kok et al. (1995) que relaciona valores médios de declividade por classes em função das relações estabelecidas entre comprimento da vertente e o gradiente.

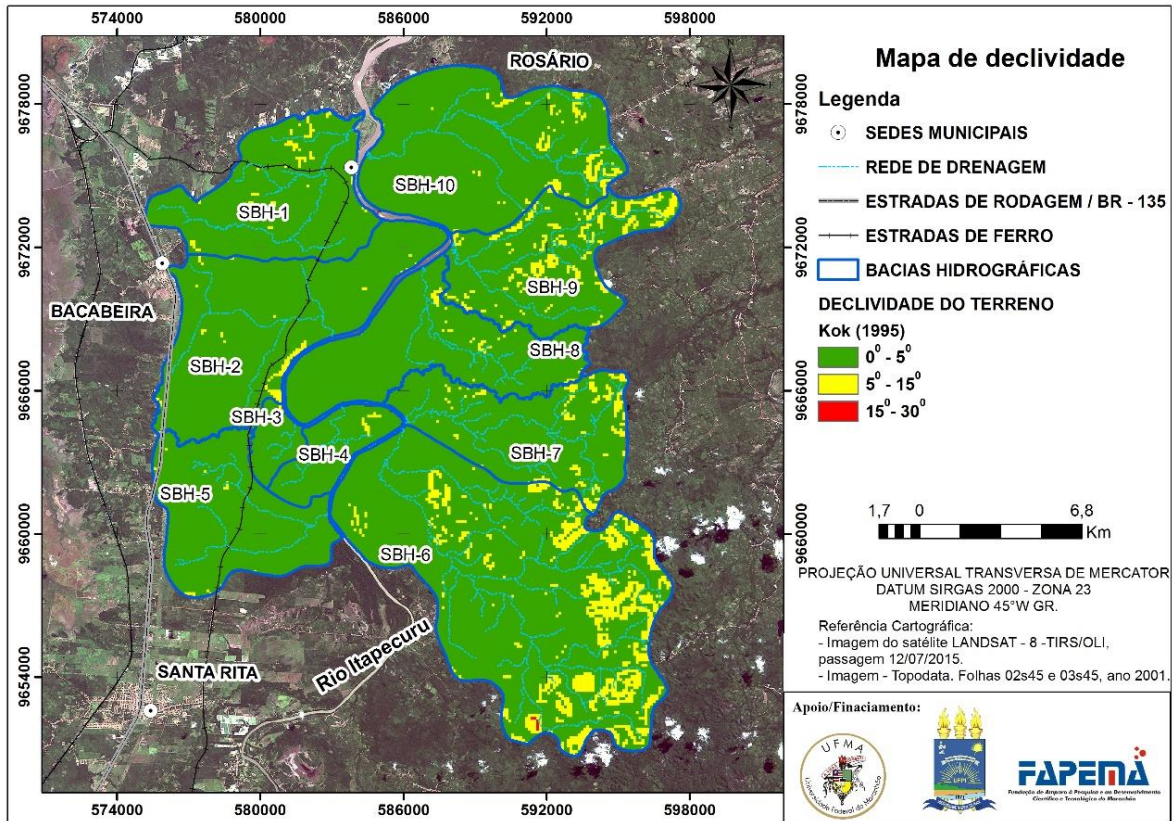
Nas SBHs, predomina relevo plano e suave, com declividades variando entre 0° e 5°, estendendo-se por 93% (329,3 km²) do território. As SBHs que potencialmente apresentaram maior influência do relevo na intensidade erosiva são as SBHs 6, 7, 9 e 10, por apresentarem maiores percentuais de áreas com declividade entre 5° e 15° (Tabela 6-6 e Figura 6-6). Segundo Coutinho et al. (2014, p. 6), “áreas de declividade acentuada podem gerar maior velocidade de escoamento, reduzindo assim o volume de água armazenada no solo, sujeitando a bacia a processos de degradação por erosão”. Neste sentido, as zonas com maior declividade devem ser priorizadas nas ações de conservação do solo, em que se recomenda a manutenção de vegetação. O PI, apresentando o arquivo *Raster* do Fator Topográfico da EUPS, está apresentado na Figura 6-7

Tabela 6-6. Distribuição das classes de declividade das SBHs do BCRI

Sub-bacias	Unidade	Classes de declividade			
		0°-5°	5°-15°	15°-30°	>30°
SBH-1	km ²	37,78	1,01	-	-
	%	97,40	2,60	-	-
SBH-2	km ²	52,09	1,52	0,01	-
	%	97,1	2,83	0,02	-
SBH-3	km ²	5,44	0,06	-	-
	%	98,98	1,02	-	-
SBH-4	km ²	11,01	0,22	-	-
	%	98,08	1,92	-	-
SBH-5	km ²	34,35	0,24	-	-
	%	99,30	0,70	-	-
SBH-6	km ²	95,06	15,64	0,10	-
	%	85,80	14,12	0,09	-
SBH-7	km ²	33,66	2,38	-	-
	%	93,38	6,62	-	-
SBH-8	km ²	38,58	0,62	-	-
	%	98,42	1,58	-	-
SBH-9	km ²	30,64	5,12	-	-
	%	85,66	14,32	-	-
SBH-10	km ²	53,69	2,41	-	-
	%	95,70	4,30	-	-
TOTAL	km ²	329,3	29,22	0,11	-
	%	93	6,93	0,027	-

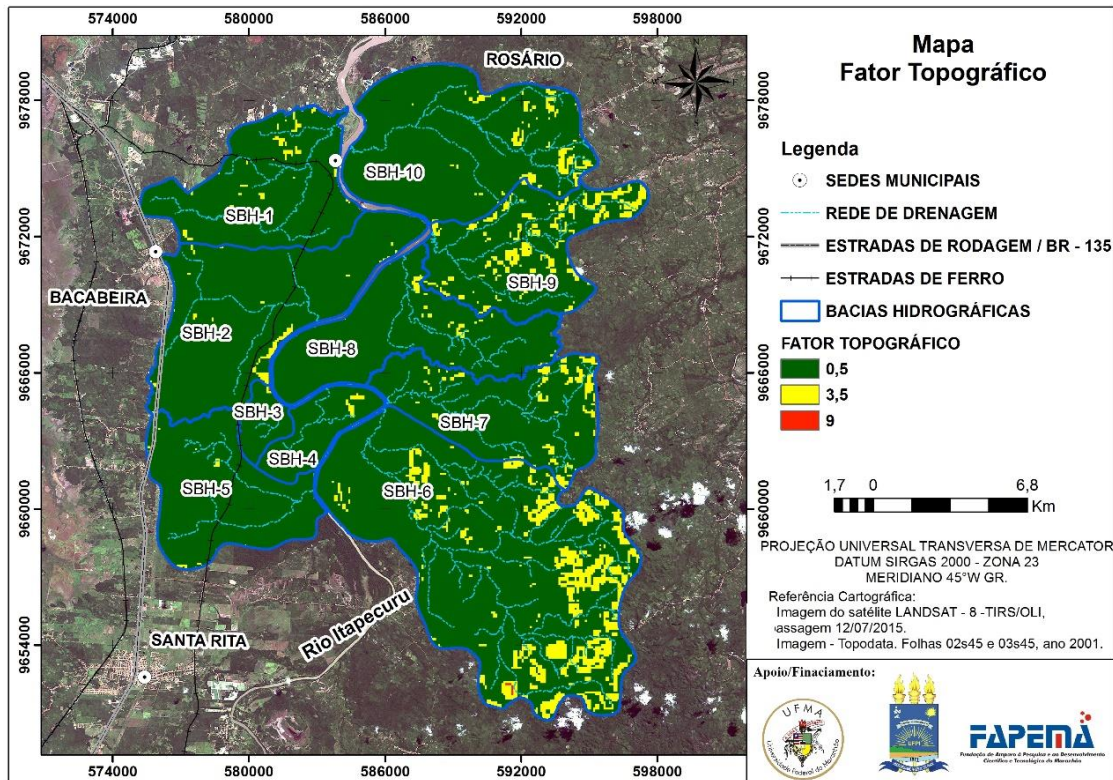
Baseado na Kok et al. (1995).

Figura 6-6. Mapa clinográfico das SBH do BCRI



Fonte: o autor

Figura 6-7. Plano de informação do Fator Topográfico (LS) para cálculo da EUPS nas SBH do BCRI

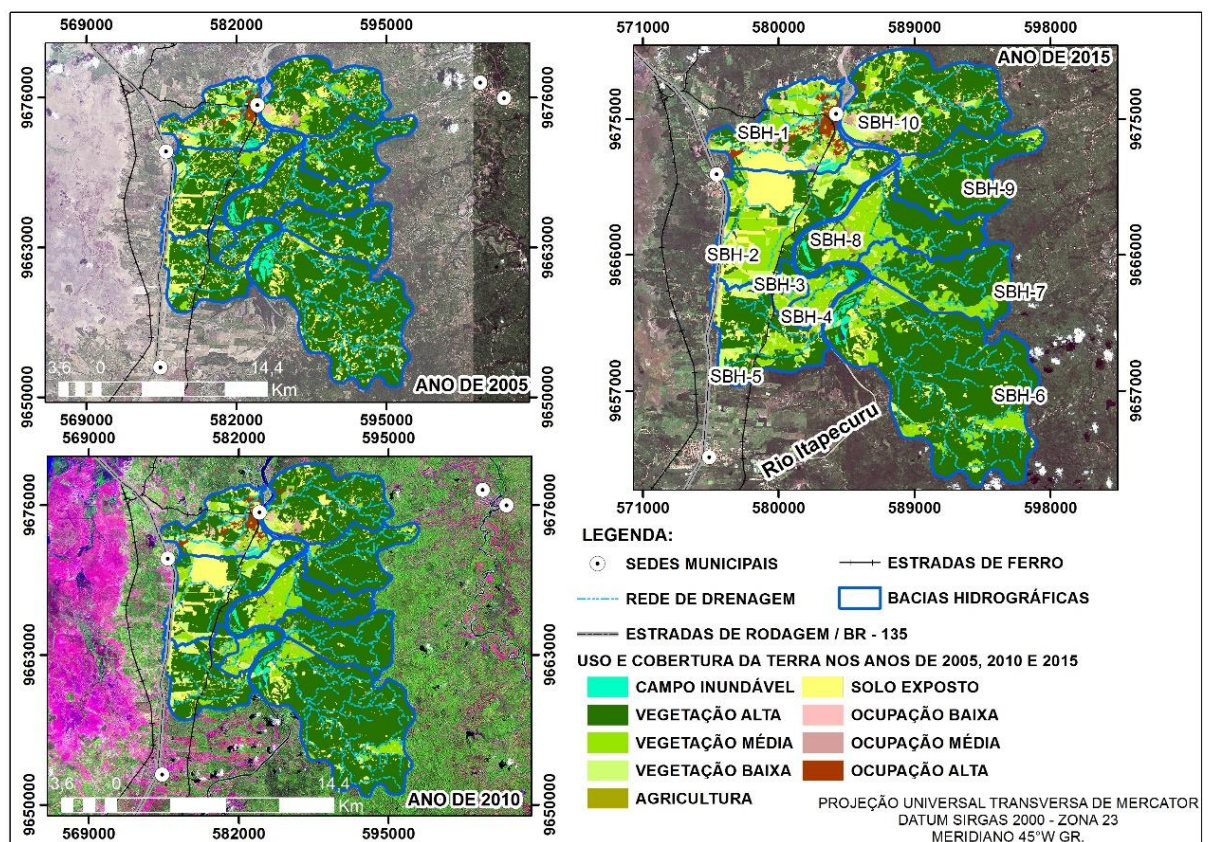


Fonte: o autor

Fator de Uso e Conservação do Solo (CP)

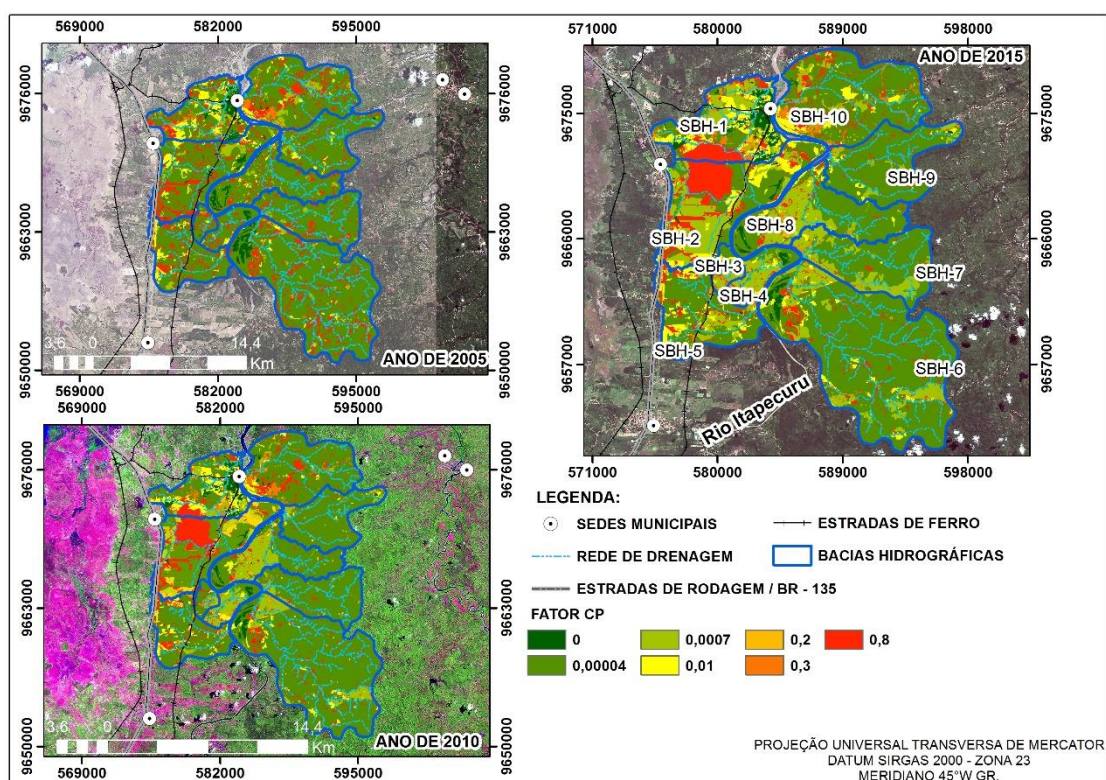
De acordo com os padrões do uso e da cobertura dos solos praticados na área investigada atribuíram-se valores de CP para cada classe mapeada nas SBHs (Figura 6-8), os quais serviram de base para a elaboração do PI do Fator CP (Figura 6-9). Os resultados contendo o detalhamento da vetorização para os anos de 2005, 2010 e 2015 estão apresentados na Tabela 6-7, Tabela 6-8 e Tabela 6-9.

Figura 6-8. Mapa de uso e cobertura da terra das SBHs do BCRI nos anos de 2005, 2010 e 2015



Fonte: o autor

Figura 6-9. Plano de informação do Fator CP para cálculo da EUPS das SBHs do BCRI nos anos de 2005, 2010 e 2015



Fonte: o autor

Tabela 6-7. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Agricultura	0,36	-	0,07	-	0,18	0,82	0,03	1,15	0,24	0,08	0,41
Ocupação alta	8,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79
Ocupação baixa	2,45	0,24	0,91	0,62	0,90	0,23	1,66	0,59	0,99	2,20	0,99
Ocupação média	1,16	-	-	-	0,35	-	-	0,38	-	1,91	0,43
Solo exposto	14,26	20,05	19,11	12,03	15,87	11,68	9,99	8,70	6,41	15,99	13,14
Vegetação alta	45,19	64,67	74,26	79,68	69,67	81,75	84,89	81,38	86,13	67,89	73,84
Vegetação baixa	17,61	7,89	1,46	4,01	10,49	1,30	3,36	1,89	2,79	3,65	4,85
Vegetação média	7,40	5,75	4,19	-	2,32	1,62	0,06	2,33	3,27	7,97	3,92

Tabela 6-8. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Agricultura	0,93	0,00	0,07	1,29	0,18	0,24	1,17	1,32	0,45	0,17	0,48
Ocupação alta	11,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,35	1,10
Ocupação baixa	3,49	0,51	0,69	1,18	0,26	0,23	0,69	0,75	0,40	1,65	0,89
Ocupação média	1,05	0,03	0,68	0,00	0,80	0,00	0,00	0,56	0,00	3,67	0,72
Solo exposto	12,01	29,33	10,99	6,26	11,68	4,41	1,50	4,11	2,38	10,17	9,33
Vegetação alta	34,19	47,16	63,37	32,62	69,15	83,64	92,00	62,88	90,15	76,21	69,99
Vegetação baixa	14,83	10,53	2,72	6,78	12,37	3,10	0,42	2,89	2,53	4,06	5,81
Vegetação média	19,42	11,52	21,48	47,94	5,01	6,72	4,21	25,56	3,89	3,24	10,48

Tabela 6-9. Quantitativo percentual (%) das classes de uso e cobertura da terra nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015

Classes de uso e ocupação do solo	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Agricultura	0,56	-	-	0,04	0,15	0,06	1,17	0,54	0,20	0,30	0,29
Ocupação alta	11,80	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	1,14
Ocupação baixa	4,07	0,64	0,76	1,30	1,01	0,30	0,80	0,92	0,53	2,09	1,14
Ocupação média	1,15	0,07	0,73	-	1,09	-	-	0,67	0,00	2,94	0,67
Solo exposto	18,8	27,52	8,58	8,28	10,11	4,01	-	3,99	2,39	9,75	9,31
Vegetação alta	18,22	27,96	44,42	27,90	60,21	80,49	67,45	58,67	87,77	70,24	60,67
Vegetação baixa	20,86	13,44	6,51	6,37	14,57	3,00	1,00	5,29	2,39	7,28	7,62
Vegetação média	22,05	29,35	38,81	52,36	12,17	10,37	28,53	28,23	6,52	6,58	17,88

Após análise dos resultados, constatou-se que as classes “vegetação alta” e “vegetação média” foram predominantes nas dez SBHs. A superfície das SBHs eram cobertas por 77,76% dos seus limites territoriais no ano de 2005, aumentando para 80,5% em 2010 e estabilizando em 78,6% em 2015. Quanto a “vegetação baixa”, representou apenas 4,85% da cobertura das SBHs no ano de 2005, evoluindo para 5,81% em 2010 e 7,62% em 2015. As maiores mudanças nos estratos de vegetação foram evidenciados para as SBHs 1 e 2.

A classe “solo exposto”, no ano de 2005, cobria 13,14% da área de estudo. As maiores áreas foram evidenciadas na SBHs 6, 2 e 10. Em 2010, o quantitativo reduziu para 9,33%, no entanto, na SBH-2 ocorreu padrão inverso, em que o percentual aumentou de 9,27% para 29,33% de sua área de abrangência. Em 2015, as principais variações ocorreram nas SBHs 1 e 4, onde o aumento do “solo exposto” foi acompanhado da redução das áreas com vegetação.

Com relação às classes com ocupação, foram observados baixos percentuais nos três anos de referência, os quais totalizaram 2,20% da superfície das SBHs, no ano de 2005; 2,71%, em 2010 e 2,94%, em 2015. Nos três anos, as maiores proporções foram evidenciadas na SBHs 1 e 10, devido integrarem os principais eixos de expansão dos Municípios de Bacabeira e Rosário.

A “agricultura” representou os menores percentuais entre as classes destacadas. Os valores representaram 0,41%, no ano de 2005; 0,48%, em 2010 e 0,29%, em 2015. O padrão evidenciado para a agricultura, caracterizada por pequenos polígonos associados a zonas de vegetação de alto e médio porte e distribuídas irregular e aleatoriamente por toda a superfície das SBHs sugere que a atividade se desenvolvia na modalidade de subsistência.

Considerando que dentre os componentes da EUPS, o padrão do uso e cobertura da terra, que representa o “Fator CP”, é um dos principais agentes que pode conduzir, em curto prazo, o incremento ou redução dos processos erosivos, tornando evidente que, do ponto de vista da conservação do solo e dos recursos hídricos, a manutenção da vegetação nativa constitui ação prioritária no gerenciamento ambiental das SBHs do BCRI.

Segundo Mohammad e Adam (2010), estudos sob diferentes condições ambientais têm demonstrado o efeito positivo da cobertura vegetal na redução da erosão hídrica, pois, as florestas previnem e diminuem o risco de escoamento superficial e perda do solo, enquanto o cultivo da terra e o desmatamento criam condições favoráveis para erosão. Este mesmo pensamento foi postulado por Pacheco et al. (2014), após realização de estudo experimental em bacia hidrográfica de pequena dimensão localizada no norte de Portugal, onde foi constatado que o uso adequado da terra reduziu em até 86% a perda de solos, quando comparadas com as áreas em que ocorrem usos inadequados com sua aptidão.

Perda de Solo por Erosão Laminar (A)

Na

Tabela 6-10, Tabela 6-11 e Tabela 6-12 estão apresentados os resultados contendo o percentual das classes de susceptibilidade de perda de solos por erosão laminar, para os anos de 2005, 2010 e 2015.

Tabela 6-10. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2005

Classes de Perda de Solos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Muito baixa	65,31	72,58	78,86	83,78	72,75	86,18	90,07	87,26	89,72	76,57	80,73
Baixa	17,24	7,68	1,49	3,87	9,98	1,26	0,09	1,91	2,45	3,54	4,69
Baixa a moderada	3,81	0,26	0,07	0,45	0,15	0,65	0,03	1,84	0,55	1,41	0,99
Moderada	12,12	7,85	1,01	0,19	1,20	0,23	0,13	0,30	0,83	2,59	2,75
Moderada a forte	1,16	11,43	18,25	11,72	15,87	10,49	9,08	8,60	5,79	15,14	10,24
Forte	0,34	0,11	0,31	-	-	0,91	0,50	0,03	0,63	0,38	0,44
Muito Forte	0,02	0,09	-	-	0,06	0,28	1,73	0,06	0,04	0,36	0,16

Tabela 6-11. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2010

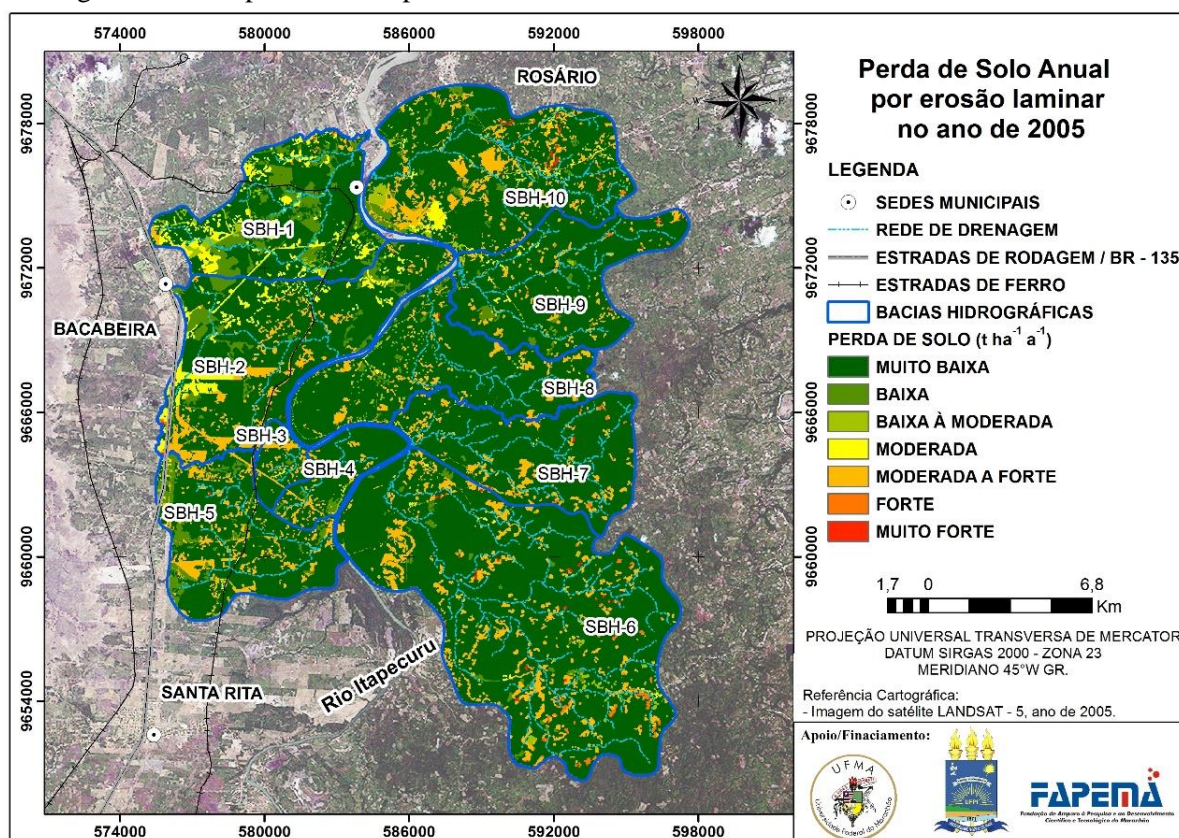
Classes de Perda de Solos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Muito baixa	60,55	60,37	85,37	84,74	75,56	92,06	96,33	90,48	94,32	80,68	82,39
Baixa	22,76	10,20	2,72	6,82	11,57	2,93	0,38	2,87	2,25	3,86	6,33
Baixa a moderada	5,03	0,56	0,07	1,72	0,39	0,45	1,06	1,92	0,61	1,32	1,23
Moderada	10,62	15,62	1,43	0,71	1,00	0,23	0,64	0,63	0,24	3,97	3,81
Moderada a forte	0,73	13,01	10,42	6,01	11,44	3,91	1,54	4,03	2,28	9,86	6,00
Forte	0,26	0,18	-	-	-	0,27	-	-	0,29	0,17	0,17
Muito Forte	0,04	0,06	-	-	0,04	0,15	0,05	0,08	-	0,14	0,08

Tabela 6-12. Classes de perda de solos por erosão laminar (%) para as SBHs do BCRI referente ao ano de 2015

Classes de Perda de Solos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	SBH 1	SBH 2	SBH 3	SBH 4	SBH 5	SBH 6	SBH 7	SBH 8	SBH 9	SBH 10	TOTAL
Muito baixa	56,18	59,01	83,92	84,27	74,10	92,58	96,26	94,41	94,41	78,08	81,29
Baixa	20,32	13,11	6,44	6,58	13,88	3,03	1,24	2,19	2,19	6,99	7,43
Baixa a moderada	5,07	0,65	0,00	0,45	0,47	0,16	0,16	0,61	0,61	1,58	1,05
Moderada	17,23	0,03	1,57	0,83	1,78	0,30	0,71	0,29	0,29	3,56	2,49
Moderada a forte	0,84	26,96	8,07	7,79	9,69	3,75	1,54	2,11	2,11	9,47	7,53
Forte	0,29	0,19	-	0,08	0,02	0,16	0,05	0,39	0,39	0,17	0,16
Muito Forte	0,06	0,04	-	-	0,06	0,04	0,05	-	-	0,15	0,05

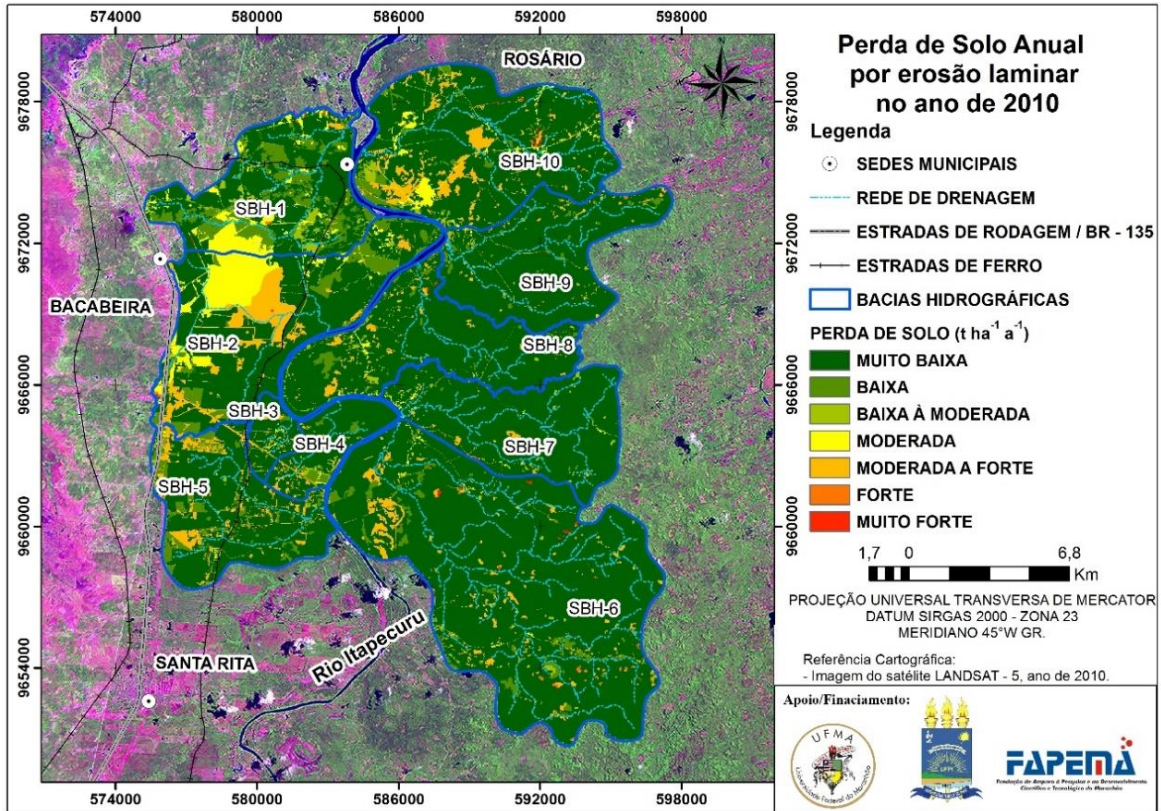
Os mapas finais apresentando o potencial erosivo das SBHs nos anos de 2005, 2010 e 2015 que foram elaborados a partir da interpolação do plano de informação dos fatores erosividade, erodibilidade, topográfico e fator de uso e conservação do solo estão apresentados na Figura 6-10, Figura 6-11 e Figura 6-12.

Figura 6-10. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2005



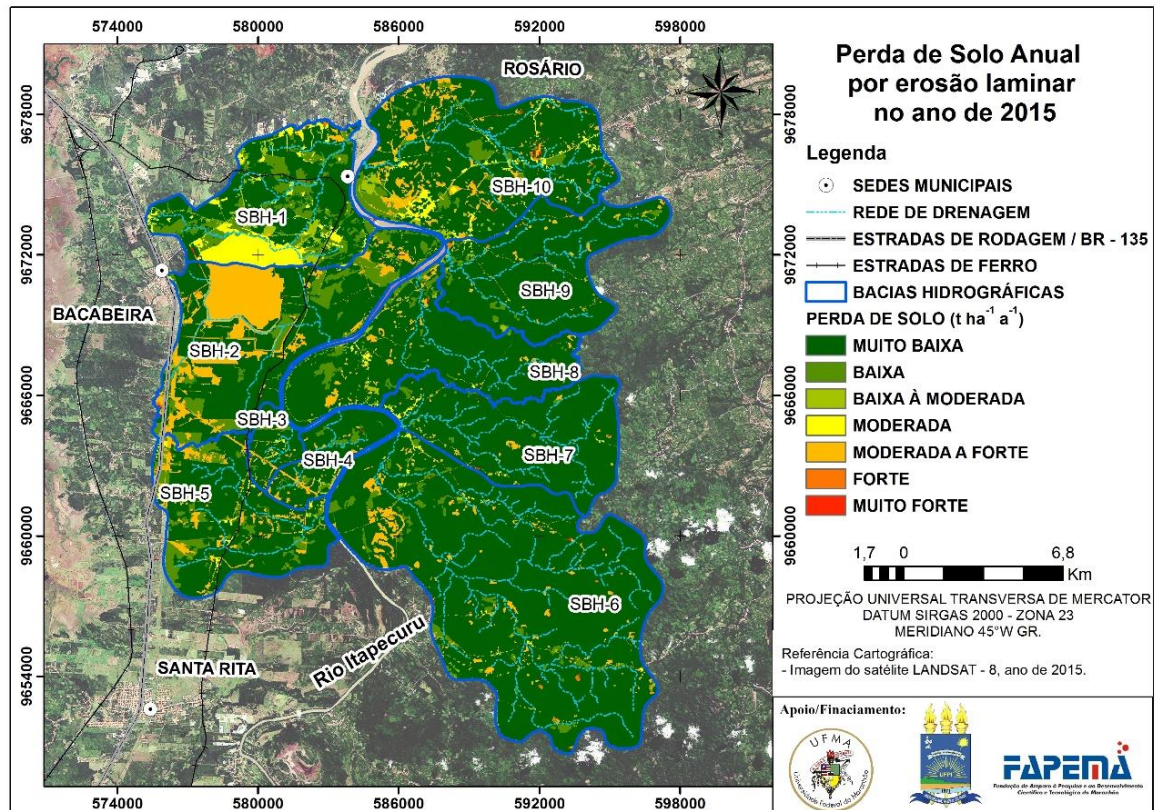
Fonte: o autor

Figura 6-11. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2010



Fonte: o autor

Figura 6-12. Mapeamento do potencial erosivo nas SBHs do BCRI referente ao ano de 2015



Fonte: o autor

Os resultados evidenciaram que a classe predominante de perda de solo por erosão laminar obtidos por meio da aplicação da EUPS foi a categoria “Muito Baixa”, com perda de solos de até $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esta classe representou 80,73% ($339,02 \text{ km}^2$) da superfície das SBHs no ano de 2005, 82,39% ($347,39 \text{ km}^2$) no ano de 2010 e 81,29% ($342,76 \text{ km}^2$) no ano de 2015. Os resultados podem ser atribuídos devido a predominância das áreas com declividade suave e a presença significativa de vegetação com porte arbóreo nas SBHs.

As demais classes que predominaram foram a “Baixa” ($1-10 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e “Moderada a forte” ($100-500 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A classe “Baixa” representou 4,69% da superfície em 2005; 6,33% em 2010 e 7,43% em 2005. As zonas com perda de solo enquadradas como “Moderada a forte” totalizaram 10,24% em 2005; 6,0% em 2010 e 7,53% em 2015. Com relação a classe “Moderada” ($50-100 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), os percentuais representaram 2,75% em 2005; 3,81% em 2010 e 2,49% em 2015. Por sua vez, as áreas com perda de solos enquadradas como “Forte” e “Muito forte” foram as que tiveram menores contribuições nos processos erosivos.

Na pesquisa de Soares (2010), em que foram estimados os valores da EUPS para duas sub-bacias hidrográficas, localizadas na Zona Rural da Cidade de São Luís, a 35 km de distância do BCRI, as principais classes de perda de solo foram as categorias “Muito Baixa” e “Baixa”. Porém, o autor constatou incremento no potencial erosivo entre os anos de 1976 e 2008, associando as principais mudanças a ocupação desordenada do solo e redução das áreas com cobertura vegetal, o que ocasionou assoreamento e alterações na qualidade dos corpos hídricos. Lopes et al. (2011) encontraram padrão similar na sub-bacia hidrográfica do Riacho Varjota no Estado do Ceará ($70,73 \text{ km}^2$), onde 74% da área apresentou perda de solo menor que $11 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que corresponde às áreas mais planas e/ou vegetadas. Os autores identificaram que as áreas com maior potencial erosivo estão nas linhas de drenagens dos riachos e nas regiões degradadas.

No BCRI, as principais mudanças entre os anos de 2005 e 2015 ocorreram nas SBHs 1 e 2, devido ao aumento das áreas com maior potencial erosivo. Os percentuais das zonas com perda de solo inferior a $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ diminuíram de 65,31% para 56,18% na SBH-1 e de 72,58% para 59% na SBH-2, representando a perda de $9,14 \text{ km}^2$ para SBH-1 e $13,57 \text{ km}^2$ para SBH-2 de áreas com menor potencial erosivo. A redução das áreas verdes nestas SBHs, associado a ampliação das áreas de solo exposto, no período chuvoso, contribuiriam inevitavelmente para ampliação das perdas de solo por erosão laminar.

Outro aspecto que merece atenção refere-se ao aumento das áreas da classe “Moderada” para a SBH-1 e “Moderada a forte” na SBH-2. Na SBH-1 as zonas com perdas de solos por

erosão laminar entre 50-100 t ha⁻¹ ano⁻¹, aumentaram de 12,12% em 2005 para 17,23% em 2015. Na SBH-2, o incremento dos processos erosivos passou de 11,43% em 2005 para 26,96%, em 2015. Em termos territoriais, o aumento percentual correspondeu a uma extensão de 2,0 km² para SBH-1 e de 8,33 km² para SBH-2. Ressalta-se que nas demais SBHs não foram evidenciadas mudanças expressivas nos padrões de erosão no período estudo.

Conforme resultados observados para o “Fator CP”, estas alterações estão relacionadas às mudanças nos padrões de paisagem destas SBHs, na SBH 1 e 2 foram provocadas pela terraplanagem de empreendimento petroquímico que iniciou sua instalação nos limites topográficos destas unidades hidrológicas.

Os efeitos dos tensores ambientais destacados sobre o potencial erosivo dos solos são reafirmados por Ruthes et al. (2014, p. 1100)

A erosão hídrica é resultante da ação de diversos fenômenos que modificam as condições normais de uma bacia e que a artificialização não controlada do meio ambiente é o principal fator, que acelera esse processo, pois ao retirar a cobertura vegetal para introduzir lavouras, construir estradas, realizar obras de terraplanagens, obras fluviais, etc., contribui decisivamente para a maior desagregação de sólidos e, conseqüentemente, para o maior transporte.

Outra consequência, causada pela potencialização da perda de solo nas SBHs 1 e 2, é a redução da qualidade de água dos riachos pertencentes a estas unidades hidrológicas. Segundo FSADU (2014), as atividades de terraplanagem do empreendimento petroquímico causaram mudanças nas variáveis turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos dissolvidos, cor verdadeira e transparência da água dos corpos hídricos destas SBHs, principalmente no período chuvoso. Nota-se que, as alterações observadas para estas variáveis são indicadores do aumento de material particulado e dissolvido provenientes de sua bacia de drenagem que foi carregado pela erosão laminar do solo. A ampliação desta contribuição está diretamente relacionada com as mudanças nos padrões de paisagem (Fator CP).

Contudo, percebe-se que a utilização da EUPS como ferramenta de diagnóstico ambiental e previsão das áreas com maior potencial erosivo em sub-bacias hidrográficas é de primordial importância para o planejamento da conservação do solo e dos recursos hídricos. Implementar medidas de gerenciamento das áreas de risco, além de evitar processos erosivos, acarreta em menores custos com recuperação ambiental. Os resultados obtidos sustentam a necessidade de ações que orientem a manutenção das áreas verdes, o ordenamento territorial, reflorestamento das áreas degradadas e da proteção de áreas com declividade superior a 15 graus.

6.4 Considerações Finais

O valor médio observado para erosividade ($11.314,5 \text{ MJ mm ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) enquadra o ambiente como de elevado potencial erosivo, provocado por efeitos das chuvas. Os meses de março e abril foram os que contribuíram com maior parcela da erosividade anual, enquanto que, os de setembro e outubro, representaram a menor influência. A variabilidade encontrada entre os períodos de estiagem e chuvoso apontam para a necessidade de calibração das relações existentes entre a erosividade e padrões de chuva (totais e intensidade) na região. Para uma modelagem mais detalhada de R, é necessário a instalação de estações meteorológicas no BCRI, assim, será possível realizar diagnóstico com escala de detalhamento mais fina.

O levantamento pedológico indicou a presença de Plintossolos, Argilossolos, Latossolos e Neossolos nas SBHs. As áreas desprovidas de vegetação sobre os solos que possuem maior erodibilidade (Fator K) devem ser priorizadas nas ações de conservação, uma vez que são zonas mais susceptíveis aos efeitos da erosão laminar.

As características topográficas indicaram o predomínio do relevo com declividades entre 0° e 5° , o qual apresenta baixa susceptibilidade a perda de solos por erosão laminar, sendo atribuídos valores baixos para o Fator Topográfico” LS. Este aspecto não reduz a necessidade da preservação das áreas verdes, uma vez que os processos erosivos são desencadeados pela sinergia de outros fatores da EUPS.

As áreas verdes foram predominantes nos anos de 2005, 2010 e 2015. No entanto, nas SBH 1 e 2 foram substituídas pelas classes solos exposto e ocupação, potencializando a perda de solo. As áreas com cobertura vegetal apresentam os menores valores do fator “CP”, indicando, então, ser a melhor alternativa de controle da erosão, especialmente em áreas com risco de degradação.

A classe de erosão laminar “Muito Baixa” apresentou os maiores percentuais na série temporal investigada, representando perda anual menor que $1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. No entanto, devido às mudanças no Fator CP, nas SBHs 1 e 2, evidenciou-se o aumento das áreas com risco de erosão “Moderada” e “Moderada a forte” (perdas entre $50\text{-}500 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), provocado pelas alterações nos padrões da paisagem.

Os resultados obtidos são significativos para o planejamento ambiental e priorização das ações de conservação ambiental das sub-bacias hidrográficas. O diagnóstico do potencial erosivo por meio da aplicação da EUPS gerou informações fundamentais na busca pela sustentabilidade dos recursos ambientais do BCRI.

Referências

- ALCANTARA, E. H. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, Maranhão – Brasil. **Caminhos da Geografia**, v. 7, n. 11, p. 97-113, 2004.
- BAPTISTA, G. M. M. **Diagnóstico Ambiental da Perda Laminar de Solo, no Distrito Federal, por meio de Geoprocessamento**. 1997. 132 p. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de Brasília. 1997.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. Ícone, São Paulo. 2012. 355p.
- BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49–59, 2009.
- BEZERRA, I. S.; SILVA, T. C. Análise de riscos à perda de solo para diferentes cenários de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Rio Abiaí-Papocas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 195-204, 2014.
- BRITO, J. L. S. et al. Uso do geoprocessamento na estimativa da perda de solos por erosão laminar em Iraí de Minas, MG, in: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Santos, Brasil. **Anais...INPE**, p. 501-512. 1998.
- CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. INPE. São José dos Campos. 2001. 345 p. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd>>. Acesso em 10 de outubro de 2015.
- COUTINHO, L. M. et al. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@mbiente**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2014.
- DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista Energia Agrícola**, v. 29, n. 2, p.102-114, 2014.
- DEVATHA, C. P.; DESHPANDE, V.; RENUKAPRASAD, M. S. Estimation of Soil loss using USLE model for Kulhan Watershed, Chattisgarh- A case study. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1429-1436, 2015.
- FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. **2º Relatório Anual do Programa de Monitoramento de Águas Superficiais, Sedimentos e Águas Subterrâneas na Área de Influência da Refinaria Premium I, MA**. Relatório Técnico. São Luís/MA: UFMA. 2014. 362 p.
- GUERRA, A. J. T. O Início do Processo Erosivo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Orgs). **Erosão e Conservação do Solo: Conceitos, Temas e Aplicações**. 7ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. p. 17-55.

GUERRA, A. J. T. et al. Soil Erosion and Conservation in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 37, n. 1, p. 81-91, 2014.

HOYOS, N.; WAYLEN, P. R.; JARAMILLO, A. Seasonal and spatial patterns of erosivity in a tropical watershed of the Colombian Andes. **Journal of Hydrology**, v. 314, n. 1-4, p. 177–191, 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Subsídios ao zoneamento ecológico-econômico da bacia do rio Itaipuru – MA: diretrizes gerais para ordenação territorial**. Primeira Divisão de Geociência do Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 1998.187 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas Temáticos do IBGE: **Solos**. 2007. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/solos>. Acesso em: 10 abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**. 2015. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 28 novembro de 2015.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações de dados**. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 21 dezembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catalogo de Imagens**. 2015. Disponível em:<<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 18 de novembro de 2015.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, E.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 336, n. 1-2, p. 30-37, 2007.

KOK, K. et al. Land degradation and land cover change detection using low-resolution satellite images and the CORINE database: a case study in Spain. **ITC Journal**, v. 3, p. 217-228, 1995.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LOPES, F. B. et al. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@ambiente**, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.

MACHADO, D. O. et al. Erosividade da chuva para o bioma Pantanal. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 195-201, 2014.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na Equação Universal de Perda de Solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1455-1461, 2010.

MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena**, v. 81, n. 2, p. 97-103, 2010.

NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, A. N. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139–147, 2012.

PACHECO, F. A. L. et al. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, p. 110-120, 2014.

PRASANNAKUMAR, V. et al. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. G. 2007. Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de Técnicas de Geoprocessamento, in: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, Florianópolis, Brasil. **Anais...Florianópolis**: INPE, p. 3039-3046. 2007.

RUTHES, J. M. et al. Uso de Sistema de Informação Geográfica na Determinação do Fator Topográfico da Bacia do Rio Catorze, Sudoeste do PR. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 5, p. 1099-1109, 2012.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no Córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.1, p. 60–68, 2013.

SHI, Z. H. et al. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. **Journal of Hydrology**, v. 438–439, p. 156–167, 2012.

SHI, Z. H. et al. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 498, p. 165–176, 2013.

SOARES, L. S. **Avaliação da Aplicação do “Índice de Sustentabilidade de Bacias Hidrográficas” como Subsídios para Formulação de Políticas Públicas de Conservação das Sub-bacias Hidrográficas dos Rios Batatã e Maracanã, Ilha de São Luís – MA**. 2010. 216 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Maranhão. 2010.

STEIN, D. P. et al. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica Na bacia do Peixe Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSAO, Marília, Brasil. **Anais...ABGE; DAEE**. v. 1, p. 105-135. 1987.

STIPP, N. A. F; MENDONÇA, F. A.; CAMPOS, R. A. O potencial de erosão de uma bacia hidrográfica: utilização da Equação Universal de Perda de Solos (RUSLE) como ferramenta de gestão ambiental. **Geografia (Londrina)**, v. 20, n. 2, p. 29-51, 2011.

TOMAZONI, J. C. et al. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da Erosão Laminar na Bacia do Rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, v. 3, n. 1, p. 1-21, 2005.

VIEIRA, V, F. Estimativa de perdas de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica. **Geografia (Londrina)**, v. 17, n. 1, 2008.

VITTE, A. C.; MELLO, J. P. Considerações sobre a erodibilidade dos solos e a erosividade das chuvas e suas conseqüências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, p. 107-133, 2007.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA. Agriculture Handbook. 1978. 58 p.

ZHOU, P. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. **Catena**, v. 35, n. 3, p. 319-325, 2008.

**7 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO
CURSO DO RIO ITAPECURU, NORDESTE DO BRASIL**

ARTIGO 4

Artigo a ser encaminhado ao Journal of Hydrology

Qualis A2 em Ciências Ambientais

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU, NORDESTE DO BRASIL

DYNAMIC WATER QUALITY OF SPACE-TEMPORAL IN RIVER COURSE LOW ITAPECURU, IN NORTHEAST BRAZIL

Leonardo Silva Soares¹
Wilza Gomes Reis Lopes²
Antonio Carlos Leal de Castro³

RESUMO

A pesquisa foi desenvolvida para avaliar a qualidade da água superficial do Rio Itapecuru, no trecho compreendido entre a estação de tratamento ITALUÍS e a sede do Município de Rosário, considerando a dinâmica espaço-temporal das variáveis físico-químicas e biológicas. Foram realizadas doze campanhas amostrais entre os anos de 2012 e 2015, em cinco estações de monitoramento, obedecendo uma periodicidade trimestral. As variáveis analisadas foram: temperatura da água, pH, alcalinidade, dureza, condutividade, oxigênio dissolvido, transparência, turbidez, cor verdadeira, demanda química de oxigênio, carbono orgânico total, densidade de coliformes termotolerantes, presença de *Escherichia coli*, densidade de cianobactérias, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade total, dureza, cloreto, fluoreto, nitrogênio total, nitrito, nitrato, fosforo total, sulfato, sulfeto, alumínio dissolvido, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cobalto, ferro (dissolvido e total), lítio, mercúrio, vanádio, zinco, cianeto, hidrocarbonetos, fenóis e agrotóxicos. Constatou-se que ocorre ampla variação espaço-temporal entre as variáveis e que a qualidade da água sofre alteração de forma significativa no sentido montante/jusante para as variáveis sólidos suspensos totais, transparência, turbidez e ferro total, indicando que a qualidade da água foi influenciada por processos erosivos das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru. Os constituintes ferro (total e dissolvido) e alumínio dissolvido foram detectados frequentemente na água, cujas concentrações estão relacionados, principalmente, com a litologia da região. Outros metais e poluentes químicos como os agrotóxicos, hidrocarbonetos, fenóis, cianeto livre e corantes artificiais não foram detectados no trecho investigado. As variáveis biológicas coliformes termotolerantes e presença da bactéria *Escherichia Coli* indicaram que existe lançamento de esgoto sanitário diretamente no rio. A análise de componente principal demonstrou que 44,7% da variabilidade dos dados são explicadas pelos três primeiros eixos, sendo as variáveis sólidos suspensos totais, ferro (total e dissolvido), transparência, sólidos dissolvidos totais, temperatura, cor verdadeira e fósforo total, mais representativas. As informações geradas são fundamentais para identificação das pressões antrópicas sobre o recurso hídrico e para o delineamento de ações de planejamento ambiental.

Palavras-chave: recurso hídrico, qualidade da água, variabilidade, bacia hidrográfica.

ABSTRACT

The research was conducted to evaluate evaluate the quality of surface water of the Itapecuru river, in the stretch between the ITALUÍS treatment plant and Rosario county seat, considering the spatio-temporal dynamics of physicochemical and biological variables. There were two

¹ Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (leonardo.soares@ifma.edu.br)

² Orientadora, Arquiteta, Professora do Departamento de Construção Civil e Arquitetura e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (izalopes@uol.com.br)

³ Coorientador, Agrônomo, Professor do Departamento de Oceanografia e Limnologia e do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Maranhão – UFMA (alec@ufma.br)

sampling campaigns between the years 2012 and 2015, five monitoring stations, following a quarterly basis. The variables analyzed were: water temperature, pH, alkalinity, hardness, conductivity, dissolved oxygen, transparency, turbidity, true color, chemical oxygen demand, total organic carbon density of fecal coliforms, *Escherichia coli*, cyanobacteria density, solids suspended solids dissolved, total alkalinity, hardness, chloride, fluoride, total nitrogen, nitrite, nitrate, total phosphorus, sulfate, sulfite, dissolved aluminum, antimony, arsenic, barium, boron, cadmium, lead, cobalt, iron (dissolved and total), lithium, mercury, vanadium, zinc, cyanide, hydrocarbons, phenols and pesticides. It was found that occurs wide spatio-temporal variation between variables and the water quality suffers a significant change in direction upstream / downstream for total suspended solids variables, transparency, turbidity, and total iron, indicating that the quality of water was influenced by erosion of the sub-basins of the Lower Course Itapecuru River. The constituents Iron (total and dissolved) and aluminum were frequently detected dissolved in water, whose concentrations are relacionadas mainly with the lithology of the region. Other metals and chemical pollutants such as pesticides, hydrocarbons, phenols, free cyanide and artificial dyes were detected in the investigated stretch. The biological variables fecal coliforms and the presence of *E. coli* bacteria indicated that there is sewage launch directly into the river. The principal component analysis showed that 44.7% of the variability of the data are explained by the three axes, with the total suspended solids variables, iron (total and dissolved), transparency, total dissolved solids, temperature, and total phosphorus true color, more representative. The information generated is fundamental for identification of anthropogenic pressures on water resources and the design of environmental management actions.

Key Words: water resource, water quality, variability, watershed.

7.1 Introdução

As atividades antrópicas desenvolvidas na área de drenagem dos rios, se ocorrerem de maneira inadequada, podem gerar impactos diretos ou indiretos nas propriedades físico-químicas e biológicas da água. Compreender a dinâmica da qualidade de água de sistemas lóticos é assunto essencial para avaliação do estado ecológico dos recursos hídricos e, a partir da situação diagnosticada, delinear estratégias de planejamento e gestão das bacias hidrográficas.

Para Alatrística-Salas et al. (2015, p. 127), “a poluição dos rios é um fenômeno observável por meio da medição de indicadores físico-químicos e biológicos de qualidade da água”. Fia (2015, p. 268) ressalta que “o monitoramento das águas superficiais destaca-se como importante instrumento de gestão, independentemente do tamanho da bacia, possibilitando a tomada de decisão por parte dos órgãos ambientais”. Para Marotta, Santos e Prats (2008, p.78), “o monitoramento tem papel técnico de gerar informações e de subsidiar o aprimoramento de metodologias, é imprescindível e insubstituível para a efetiva execução do planejamento e da gestão urbano-ambientais”.

No entanto, a inexistência de redes de monitoramento contínuas, a dificuldade no acesso de dados e o desafio de identificar as inter-relações entre qualidade de água e atividades

desenvolvidas na sua bacia de drenagem, tornam esta tarefa árdua e desafiadora. Além disso, as redes de monitoramento são de alto custo e dependem de amplo aparato tecnológico e humano para gerar informações confiáveis que possam subsidiar a tomada de decisão no âmbito do gerenciamento de bacias hidrográficas e dos recursos hídricos.

Mesmo com todos os desafios, a avaliação dos padrões espaço-temporais da qualidade da água dos rios e sua compreensão, tomando como base as atividades existentes em sua bacia hidrográfica, constitui instrumento essencial de gerenciamento ambiental, podendo subsidiar a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos e direcionar o estabelecimento de políticas públicas voltadas para recuperação e conservação, principalmente em ambientes de águas continentais.

Estudos limnológicos que buscam esta compreensão foram publicados por diversos autores em vários países, alguns destes trabalhos são as pesquisas realizadas no Rio Loire na França (MOATAR; MIQUEL; POIREL, 2001), nos Rios do Norte da Grécia (SIMEONOV et al., 2003), no Rio Gomti na Índia (SINGH; MALIKA, SINHAB, 2005), no Rio Fugi no Japão (SHRESTHA; KAZAMA, 2007), no Rio Han na Coreia do Sul (CHANG, 2008), no Rio Bagmati no Nepal (KANNEL et al., 2007), no Rio Ebro na Espanha (BOUZA-DEAÑO; TERNERO-RODRÍGUEZ; FERNANDEZ-ESPINOJA, 2008), no Rio Johns na Flórida (OUYANG et al., 2006) e no Rio Orinoco na Venezuela (LARAQUE et al., 2013).

No Brasil, país abundante em recursos hídricos, ainda existe uma lacuna com relação a caracterização da qualidade de água de seus principais rios. Publicações que descrevem os padrões das variáveis físico-química e biológica com delineamento espaço-temporal significativo, e que buscam a correlação com as atividades que ocorrem em suas áreas de drenagem são escassas. Alguns exemplos de pesquisas recentes foram realizados para os rios do Estado de Goiás (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008), Rio das Duas Mamas em Santa Catarina (PINHEIRO et al., 2014), Rio Cuiabá e São Lourenço em Mato Grosso (LIMA et al., 2015), Rio Arari no Pará (ALVES et al., 2012) e para o Ribeirão Vermelho em Minas Gerais (FIA et al., 2015).

A carência de informações fica mais evidente em algumas Regiões Hidrográficas do Brasil, como a Atlântico Nordeste Ocidental. O relatório de conjuntura da Agência Nacional das Águas – ANA (ANA, 2013), que sintetizou o panorama da qualidade da água dos principais rios brasileiros nos últimos anos, por meio da avaliação de dados provenientes de 2.463 pontos de amostragem em redes de monitoramento distribuídas em 17 Estados, apesar de amplo, não apresentou nenhuma informação dos corpos hídricos desta região, como os Rios Itaipuru,

Mearim e Grajau que estão localizados no Estado do Maranhão. Dentre esses, o Rio Itapecuru é fonte de água para o abastecimento público de várias cidades do Estado do Maranhão, incluído a Capital, São Luís. Várias atividades do setor primário vinculadas à agricultura, pecuária e pesca na região são totalmente dependentes deste recurso hídrico.

No seu trecho inferior, no espaço correspondente entre a estação de captação e tratamento de água ITALUÍS e a sede do Município de Rosário, o Rio Itapecuru está submetido a um processo desordenado de ocupação de suas sub-bacias hidrográficas marginais, com aumento de atividades urbanas e rurais, que, potencialmente, aumentam as cargas orgânicas de nutrientes e de lançamento de esgotos *in natura*, podendo causar alterações em seus padrões naturais de qualidade da água.

Este trabalho foi realizado buscando compreender a dinâmica espaço-temporal da qualidade da água do Rio Itapecuru, associando possíveis alterações com as atividades desenvolvidas nas sub-bacias hidrográficas situadas no seu baixo curso.

Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

Os recursos hídricos no Estado do Maranhão ocupam posição de destaque em relação ao Nordeste do Brasil e de acordo com Política Nacional de Recursos Hídricos, o Estado está inserido em três Regiões Hidrográficas, sendo elas: Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba e Araguaia-Tocantins. O Rio Itapecuru situa-se na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental.

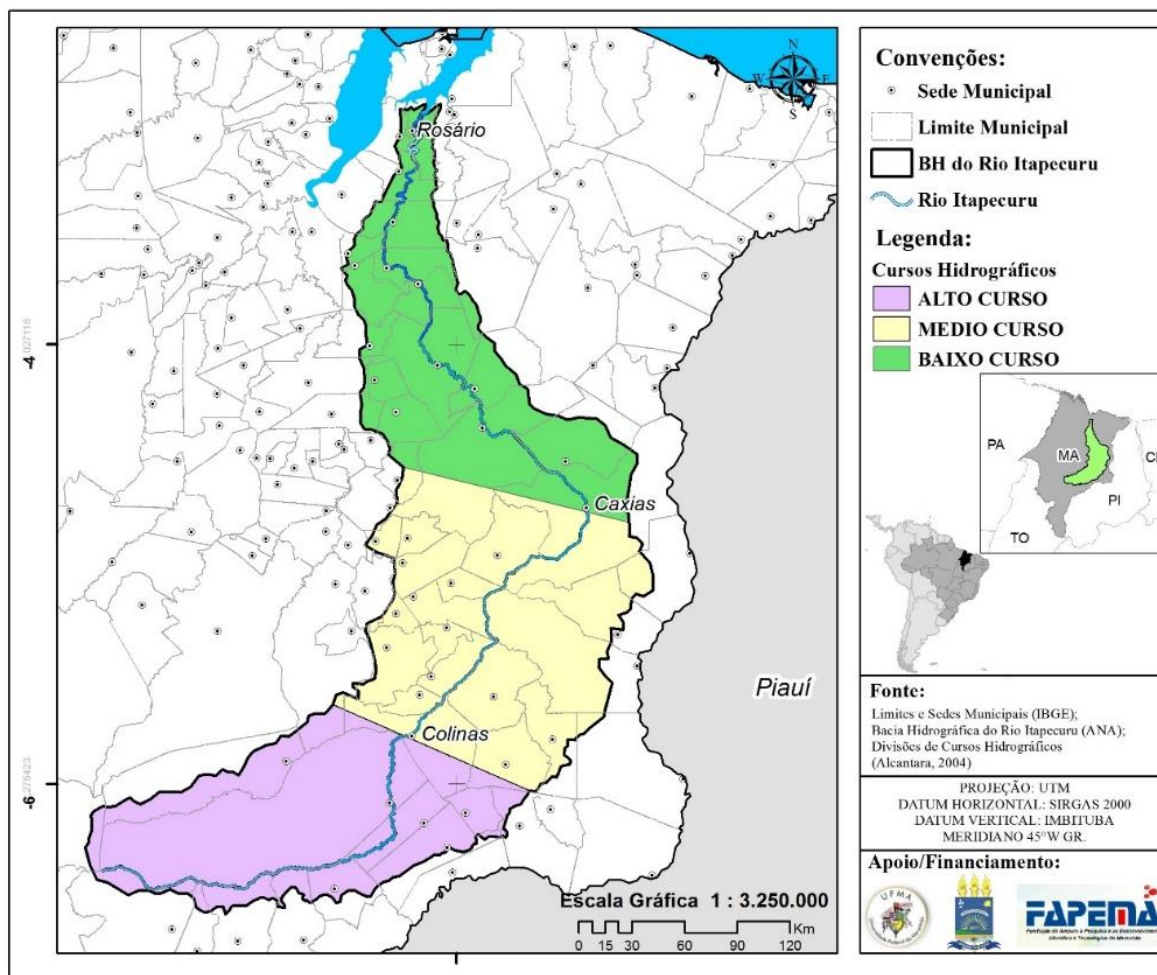
A bacia hidrográfica do Rio Itapecuru tem dimensão de 53.216,84 km², configurando-se como segunda maior do Estado do Maranhão. A área de drenagem ocupa parcela do território de 57 municípios e possui população de 1.019.398 habitantes (NUGEO, 2011). Segundo Alcântara (2004), devido as diferenças altimétricas da bacia hidrográfica, o rio pode ser classificado em alto, médio e baixo curso (Figura 7-1).

Por sua vez, o Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI) compreende o trecho que se estende desde o município de Caxias até a foz do Itapecuru, na Baía de São José, com extensão de, aproximadamente, 360 km (MEDEIROS, 2001). Silva e Conceição (2011) destacam que no BCRI, devido as menores declividades, a velocidade do fluxo é mais lenta, caracterizando-o como um rio de planície.

A área foco da pesquisa abrange 35 km do rio, que integra a área de influência de dez sub-bacias hidrográficas (SBHs), localizadas no seu trecho inferior. Estas sub-bacias totalizam área de 421,6 km², distribuída nos limites dos Municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita. Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião

Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís – Capital do Estado do Maranhão, limitadas pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte (Figura 7-2). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402 que interligam tais municípios a capital do Estado.

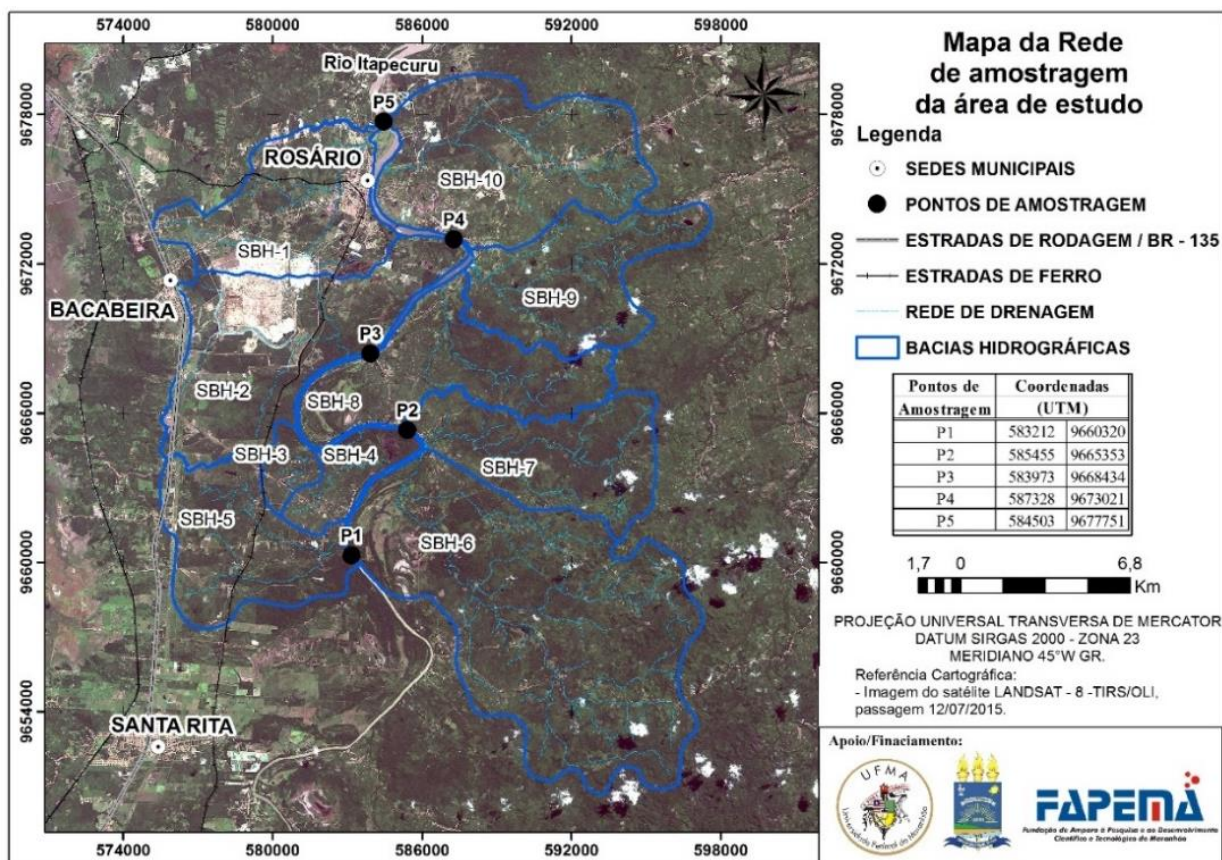
Figura 7-1. Localização da bacia hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso



Fonte: Adaptado de Alcântara (2004)

O padrão climático do BCRI, de acordo com o índice climático de Thornthwaite, é do tipo úmido (LABGEO, 2002). Os dados climáticos da região (1975-2015) registram precipitação média anual de 1.998,8 mm/ano. As chuvas ocorrem em duas estações temporalmente bem delineadas: a chuvosa, que abrange os meses entre janeiro e julho, e a de estiagem, que ocorre entre agosto e dezembro (INMET, 2015).

Figura 7-2. Localização das SBHs e pontos de amostragem do monitoramento da qualidade da água do BCRI



Fonte: o autor.

7.2 Metodologia

Rede de amostragem

Para realização deste estudo foram realizadas doze campanhas amostrais entre os anos de 2012 e 2014 em cinco estações de monitoramento (P1 a P5) distribuídas ao longo de 35 km do BCRI, no trecho compreendido entre o sistema de captação de água da Cidade de São Luís (ITALUIS) e a sede do Município de Rosário (Figura 7-2).

As estações de amostragem foram distribuídas objetivando indicar possíveis alterações na qualidade da água no sentido montante-jusante do rio (P1 → P5), decorrentes da dinâmica de uso e ocupação do solo das sub-bacias hidrográficas (SBHs) de sua área de influência.

As coletas foram realizadas com periodicidade trimestral, sendo realizadas em função da sazonalidade do BCRI. Foram planejadas quatro amostragens para cada período sazonal, ocorrendo nos seguintes meses: Abril (pico do período chuvoso); Julho (transição entre chuvoso-estiagem); Outubro (pico da estiagem); e Janeiro (transição estiagem-chuvoso).

Procedimento de coleta

As técnicas de coleta e preservação das amostras seguiram as diretrizes das normas da ABNT NBR 9897 e ABNT NBR 9898, que fixam as condições exigíveis para a elaboração e planejamento de amostragem de efluentes líquidos domésticos e industriais, sedimentos e amostras de água de corpos d'água receptores interiores e superficiais. Todas as amostras foram coletadas na coluna d'água superficial, com auxílio de embarcação e no período da manhã (entre 08h00min e 12h00min).

Variáveis analisadas

As variáveis utilizadas no monitoramento foram: temperatura da água, pH, alcalinidade, dureza, condutividade, oxigênio dissolvido, transparência, turbidez, cor verdadeira, demanda química de oxigênio, carbono orgânico total, densidade de coliformes termotolerantes, presença de *Escherichia coli*, densidade de cianobactérias, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade total, dureza, cloreto, fluoreto, nitrogênio total, nitrito, nitrato, fósforo total, sulfato, sulfeto, alumínio dissolvido, antimônio, arsênio, bário, boro, cádmio, chumbo, cobalto, ferro (dissolvido e total), lítio, mercúrio, vanádio, zinco, cianeto, hidrocarbonetos, fenóis e agrotóxicos.

As variáveis temperatura da água (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), e condutividade (mS.cm⁻¹) foram mensuradas *in situ* por meio da utilização de aparelho multiparâmetro HANNA HI 9828. As leituras de turbidez (UNT) foram realizadas com a utilização de turbidímetro HANNA HI 93703 e a transparência da água (cm) foi obtida por meio de leituras do Disco de SECCHI. As demais variáveis de qualidade de água foram determinadas de acordo com as técnicas do *Standard Methods Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Os ensaios laboratoriais das variáveis físico-químicas e biológicas foram realizadas nos Laboratórios de Limnologia e Microbiologia da Universidade Federal do Maranhão. Exceção foram as amostras destinadas à determinação de metais, pesticidas e hidrocarbonetos, que foram devidamente fixadas e encaminhadas ao laboratório Mérieux NutriSciences, em São Paulo, para análises, seguindo as recomendações preconizadas por Agências Ambientais Nacionais e Internacionais.

Análise estatística

Os resultados gerados foram submetidos a estatística descritiva para determinação dos valores de medidas centrais e de dispersão das variáveis monitoradas.

Utilizou-se Análise de Variância (ANOVA), para verificar a existência de diferenças temporais e espaciais da composição das variáveis de qualidade na área monitorada, após atendidos as exigências de homogeneidade das variâncias e normalidade dos dados. Nos casos em que os pressupostos da ANOVA não foram atendidos, utilizou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (CONOVER, 1990), acompanhado do teste não paramétrico Mann-Whitney, quando detectado a ocorrência de diferenças significativas entre os grupos.

Procedeu-se a Análise de Componente Principal (ACP), de modo a explicar a estrutura e relações entre as variáveis analisadas. Para verificação do grau de correlação foi gerado um Biplot entre as principais componentes, que explicaram a distribuição dos pontos com padrões de resposta e associação entre as variáveis e estações de amostragem.

A técnica de agrupamento *Cluster* foi aplicada para verificação do padrão espaço-temporal entre as estações de monitoramento, baseado nas variáveis de qualidade de água. A realização desta análise hierárquica foi estabelecida a partir da matriz de distância euclidiana e optou-se pela distância euclidiana média como critério de agrupamento (SIMEONOV et al., 2003). As unidades básicas de análises foram matrizes retangulares constituídas de colunas, que representaram as estações de coleta, e linhas que representaram as variáveis físico-químicas e biológicas devidamente padronizadas.

As avaliações estatísticas foram efetuadas utilizando os pacotes computacionais PALaeontological STatistics (PAST), versão 2.17 (HAMMER; HAPER; RYAN, 2001) Statistica 10.0 (STATSOFT, 2010).

7.3 Resultados e Discussão

Na Tabela 7-1 e Tabela 7-2 são apresentados os resultados contendo a estatística descritiva das variáveis de qualidade de água do BCRI, considerando os valores médios e desvio padrão anual. Os resultados detalhados apresentando a estatística descritiva para os meses estão apresentados nos Apêndices B, C, D e E.

Com relação a variável temperatura da água, os resultados apresentaram pouca variação durante o período amostral. Os valores variaram entre 27,4 °C até 31,3 °C com média e desvio de $30 \pm 0,94$ °C. O padrão evidenciado é característico de rios da zona tropical e indica que o ambiente não sofre alterações nesta variável em função das atividades desenvolvidas nas SBHs do BCRI.

Os valores de pH, variaram entre 5,1 e 8,9. Tendências alcalinas ocorreram no P4 e P5, devido estarem mais próximas a desembocadura do rio, sendo influenciadas pela cunha salina

proveniente da Baía de São José. As estações P1, P2 e P3 apresentaram pH com tendência levemente ácida. No período chuvoso (abril) ocorreram os menores valores ($6,74 \pm 0,19$) na escala deste parâmetro (Tabela 7-1 e Tabela 7-2). Para Maier (1987), o pH das águas dos rios brasileiros varia de neutro a ácido e pode se alterar ao longo do curso. Um exemplo dessa variação ocorre no Rio Amazonas, em que o pH varia de 4,0 no alto curso, com elevação gradativa até 7,8 na sua foz.

Tabela 7-1. Média e desvio padrão das variáveis monitorados no BCRI entre os pontos amostrais

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura da água (°C)	30,12±0,74	30,05±0,67	29,99±0,68	29,88±0,8	29,9±0,65
pH	6,97±0,15	6,74±0,37	6,91±0,21	7,24±0,53	7,4±0,51
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	22,81±11,8	26,28±9,9	24,7±10,23	27,46±6,77	27,5±0,49
Dureza (mg.L ⁻¹)	14,49±3,27	15,22±8,3	13,44±2,01	17,89±4,57	16,8±0,86
Condutividade (mS/cm)	0,0647±0,01	0,062±0,01	0,062±0,009	0,057±0,003	0,062±0,007
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,0±0,13	6,11±0,27	6,17±0,58	6,49±0,55	6,29±0,82
Demanda química de oxigênio (mg.L ⁻¹)	10,43±6,47	14,59±6,47	13,5±4,84	17,15±2,41	16,39±6,75
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	0,59±0,07	1,57±1,34	0,63±0,12	0,59±0,1	0,69±0,2
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,09±0,03	0,1±0,05	0,094±0,009	0,14±0,075	0,14±0,0273
Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)	2,47±1,58	3,14±0,96	2,78±1,05	3,65±0,79	3,17±1,59
Cloreto (mg.L ⁻¹)	8,1±1,93	7,97±1,94	7,97±2,9	9,12±3,74	11,08±3,03
Sulfato (mg.L ⁻¹)	7,29±4,39	7,58±6,81	3,65±1,02	5,45±2,54	8,61±9,39
Alumínio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,088±0,05	0,20±0,14	0,145±0,112	0,22±0,13	0,23±0,077
Ferro total (mg.L ⁻¹)	0,89±0,46	1,1±0,4	1,33±0,57	1,66±0,48	2,46±0,63
Ferro dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,3±0,15	0,39±0,18	0,37±0,106	0,67±0,33	0,67±0,17
Bário (mg.L ⁻¹)	0,0420±0,01	0,0468±0,01	0,046±0,009	0,051±0,009	0,0480±0,015
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	20,58±9,95	29,75±15,8	51,08±17,19	81,91±79,46	71,83±19,54
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	63,33±10,05	59,3±7,84	70,33±19,61	84,6±26,45	168,33±143,6
Transparência (cm)	43,25±12,37	38,91±9,15	36,83±8,86	29,9±5,6	25,1±4,64
Cor verdadeira (Pt/Co)	30,12±18,21	29,69±19,4	32,81±21,08	32,2±18,95	35,69±17,93
Turbidez (NTU)	28,16±9,57	32,68±4,08	43,0±19,03	53,8±9,6	83,62±10,32
Contagem de cianobactérias (cel.mL ⁻¹)	501±597,7	519,7±417,7	249,4±248	611,2±1039	142,1±113,7
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	842,7±375,4	720,3±847,	943,4±722,8	1167,2±638	1538,25±395

A alcalinidade total apresentou concentração média de $25,76 \pm 15,6$ mg.L⁻¹. Os maiores valores ocorreram nos meses chuvosos e nas estações de coleta situadas a jusante (P4 e P5). Destaca-se que, embora o rio receba o lançamento de esgoto nas cidades e comunidades que o margeiam, as concentrações de alcalinidade total foram baixas, provavelmente, em função da alta capacidade de diluição do BCRI. Padrão similar foi observado por Siqueira, Aprile e Migués (2012) em monitoramento realizado no Rio Parauapebas no Norte do Brasil.

No que tange a dureza da água, as concentrações variaram entre 5 mg/L e 42 mg/L. Não houve diferenciação espaço-temporal entre as estações de coleta. De acordo com a classificação de Von Sperling (2005), o Rio Itapecuru enquadra-se como de “água mole”, devido possuir concentração desta variável com teor inferior a 50 mg.L⁻¹.

Tabela 7-2. Média e desvio padrão dos variáveis monitorados no BCRI entre os meses analisados

Parâmetros	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Temperatura da água (°C)	30,37±0,32	28,96±0,61	30,15±0,2	30,3±0,5
pH	7,46±0,68	6,74±0,19	7,03±0,7	7,5±1,7
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	23,18±12,82	36,73±19,09	23,09±5,3	27,7±8,8
Dureza (mg.L ⁻¹)	13,09±4,01	20,73±5,06	14,5±6,3	17,6±3,5
Condutividade (mS/cm)	0,066±0,007	0,065±0,0011	0,071±0,029	0,057±0,04
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,37±0,75	6,23±0,4	6,45±1,1	5,5±1,4
Demanda química de oxigênio (mg/L)	12,43±7,21	19,93±5,59	15,41±10,6	7,2±2
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	1,179±2,158	0,716±0,227	0,794±1,174	0,677±0,225
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,099±0,024	0,087±0,041	0,116±0,058	0,173±0,066
Carbono orgânico total (mg.L ⁻¹)	2,49±1,23	4,56±0,98	3,13±1,6	1,3±0,3
Cloreto (mg.L ⁻¹)	8,33±0,85	8,68±0,93	11,95±4,2	11,9±7,3
Sulfato (mg.L ⁻¹)	6,16±2,41	3,59±2,13	9,88±15,8	4,4±1,7
Alumínio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,199±0,205	0,232±0,216	0,092±0,048	0,185±0,027
Ferro total (mg.L ⁻¹)	1,361±0,471	1,911±0,307	1,293±0,933	3,167±1,439
Ferro dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,396±0,159	0,639±0,337	0,438±0,265	0,513±0,437
Bário (mg.L ⁻¹)	0,045±0,07	0,061±0,005	0,046±0,008	0,031±0,007
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	40,27±37,72	46,2±23,96	40,53±54,2	99,3±42,2
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	80,13±41	90,47±37,51	122±259,4	81,3±34,4
Transparência (cm)	28,93±6,6	27,6±4,37	43,2±10,2	39,53±12,35
Cor verdadeira (Pt/Co)	51,11±12,52	44,6±13,39	20,67±6,8	19,1±7,3
Turbidez (NTU)	54,94±22,33	57,32±21,15	41±23,2	83,3±41,7
Contagem de cianobactérias (cel.mL ⁻¹)	653,7±781	351,4±232,4	584±552	3±0
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	971±791	981±796	861,5±604,5	1753±1120

Os resultados de condutividade elétrica apresentaram valores médios e desvio padrão homogêneos entre as estações de coleta e meses amostrados (Tabela 7-1 e Tabela 7-2). Durante as doze campanhas, foram evidenciadas variações entre 0,015 mS.cm⁻¹ até 0,129 mS.cm⁻¹, os maiores níveis ocorreram nas estações P4 e P5, nos meses de outubro/2012, outubro/2013 (período de estiagem) e janeiro/2014 (transição entre estiagem e chuvoso), indicando que com a redução do caudal fluvial do rio, ocorre maior influência da maré dinâmica e cunha salina. Para melhor compreensão das variações da condutividade no ambiente, sugere-se a realização de amostragem na zona profunda do rio em diferentes fases do ciclo lunar, assim, será possível delinear detalhadamente a influência da cunha salina e maré dinâmica no BCRI.

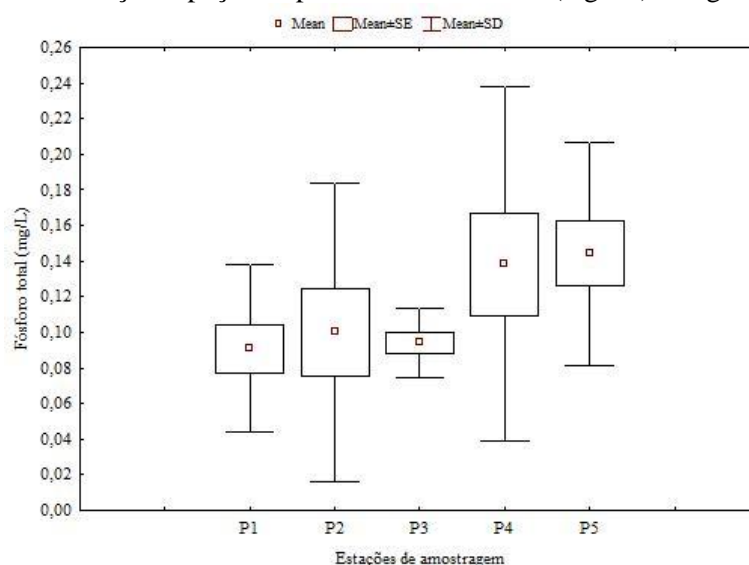
O oxigênio dissolvido (OD) apresentou concentração média e desvio padrão equivalentes a 6,2±1,3 mg.L⁻¹. Os níveis de OD mantiveram-se em quantidade que permite a manutenção das necessidades vitais da comunidade aquática, mesmo nos períodos que ocorreram aumento dos valores dos sólidos suspensos e da turbidez. Siqueira, Aprile e Migués (2012), monitorando a qualidade de água do Rio Parauapebas-PA, verificaram que os padrões de OD permaneceram abaixo dos 5 mg.L⁻¹, sendo que as baixas concentrações de OD coincidem com a alta turbidez (>24 NTU) e baixa transparência (<0,50 m), decorrente do lançamento de efluentes contendo elevada carga de material em suspensão e matéria orgânica.

A demanda química de oxigênio (DQO), variou entre 5 mg.L⁻¹ até 44 mg.L⁻¹, as maiores concentrações foram evidenciadas nos meses chuvosos (abril/2013 e abril/2014). Quanto as estações de coleta, ocorreram valores ligeiramente superiores naquelas situadas a jusante (P3, P4 e P5). Esse delineamento sugere a existência de fontes de lançamento de matéria orgânica na Cidade de Rosário e povoados localizados nas margens do Rio Itapecuru. Padrão similar foi observado por Strohschoen et al. (2009) nos Rios Forqueta e Forquetinha-RS, para os autores, os resultados apontaram aumento dos valores de DQO no sentido montante-jusante devido à carga de dejetos recebidos pelo escoamento superficial das áreas urbanas, provenientes de águas pluviais.

Com relação ao nitrogênio total, baixas concentrações ocorreram entre as estações de coleta e meses amostrados (Tabela 7-1 e Tabela 7-2). Os compostos nitrogenados nitrito e nitrato apresentaram níveis inferiores ao limite de detecção do método analítico, que corresponde, respectivamente, a 0,02 mg.L⁻¹ e 0,1 mg.L⁻¹, durante todo período de monitoramento.

Quanto ao fósforo total, as concentrações foram baixas, variando entre 0,01 mg.L⁻¹ e 0,41 mg.L⁻¹. Verificou-se que a variável apresentou aumento gradativo no sentido montante-jusante (Figura 7-3) e que maiores concentrações ocorreram no período de estiagem (Tabela 7-2). Os níveis no P4 e P5 são explicadas devido à proximidade das estações de coleta com a sede municipal de Rosário e SBHs mais povoadas, enquanto o padrão do período de estiagem está relacionado com a diminuição do caudal fluvial do rio.

Figura 7-3. Variação espaço-temporal do fósforo total (mg.L⁻¹) na água no BCRI



Fonte: o autor

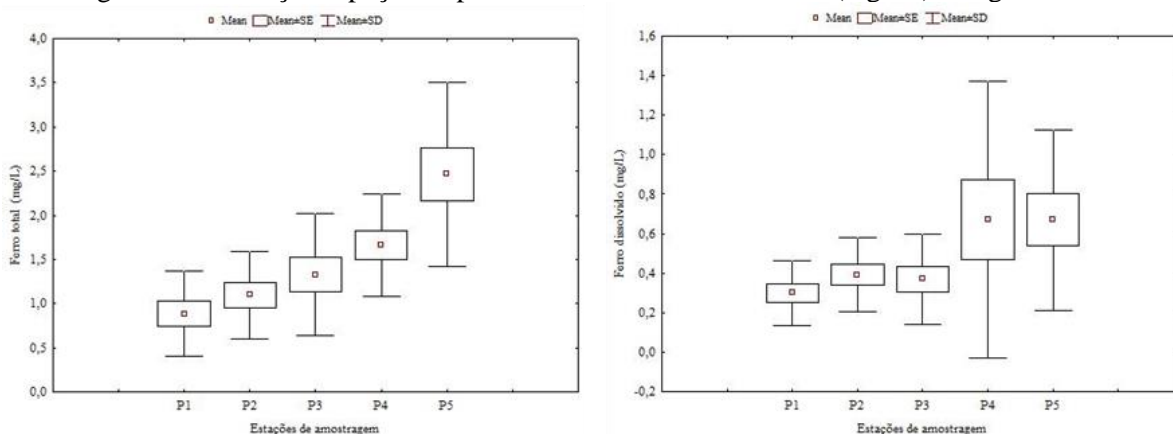
O carbono orgânico total apresentou baixas concentrações, não demonstrando diferenças espaço-temporais entre os meses e estações de coleta. Os maiores valores ocorreram no mês de abril ($4,56\pm 0,98$) e na estação P4 ($3,65\pm 0,79$) (Tabela 7-1).

Quanto ao cloreto, maiores concentrações ocorreram nos meses de transição (janeiro e julho) e estiagem (outubro) nas estações P4 e P5. Este padrão está relacionado com a intrusão da cunha salina na desembocadura do Rio Itapecuru. O sulfato não apresentou diferenças significativas entre os meses e pontos de amostragem, sendo que o valor médio e desvio padrão variaram em torno de $6,5\pm 9,8$ mg.L⁻¹. No que concerne ao fluoreto, todas as medições foram inferiores a 1,4 mg.L⁻¹.

Para os sólidos dissolvidos totais (SDT), os padrões evidenciaram a influência da cunha salina na estação de monitoramento P5, neste ponto, ocorreram as maiores concentrações e variações quando comparadas com as demais estações da malha amostral. O valor médio e desvio padrão no P5 foi de $168,3\pm 143,6$ mg.L⁻¹, enquanto as variações nos outros locais de coleta foram entre $63,33\pm 10$ mg.L⁻¹ no P1 até $84,6\pm 26,45$ no P4. Entre as estações de amostragens, a concentração de SDT aumentou gradativamente no sentido montante-jusante (Tabela 7-1), não revelando diferenças entre o período chuvoso e de estiagem, durante os meses amostrados (Tabela 7-2).

As concentrações de alumínio dissolvido variaram entre 0,028 mg.L⁻¹ até 0,89 mg.L⁻¹, com média e desvio de $0,16\pm 0,17$ mg.L⁻¹. Não foram detectadas diferenças significativas da concentração deste íon no sentido montante-jusante do rio Itapecuru. Quanto aos compostos de ferro (total e dissolvido), maiores concentrações foram detectadas nas estações monitoramento P4 e P5 (Figura 7-4). Porém, diferenças significativas ($p<0,05$) ocorreram apenas para a variável ferro total no P5 em relação as estações P1, P2 e P3.

Figura 7-4. Variação espaço-temporal do ferro total e dissolvido (mg.L⁻¹) na água do BCRI



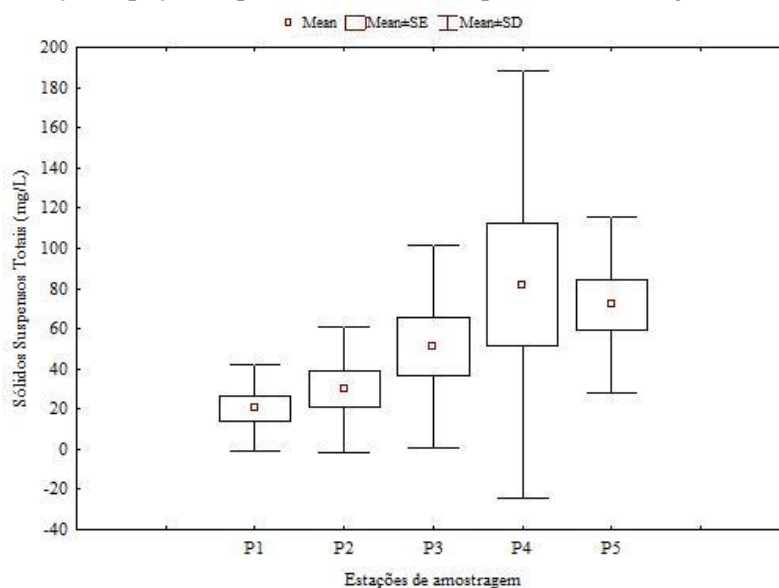
Fonte: o autor

A dinâmica evidenciada para o alumínio total e ferro (total e dissolvido), está associada a litologia das SBHs do BCRI, uma vez que, as principais tipologias de solos são os Plintossolos, Argilossolos e Latossolos (IBGE, 2007). Segundo Lepsch (2010), os Plintossolos e Latossolos são ricos em óxidos de ferro, enquanto os Argilossolos apresentam alta saturação por alumínio.

Quanto ao bário, as concentrações foram baixas. Os resultados variaram entre 0,022 mg.L⁻¹ até 0,086 mg.L⁻¹ e não apresentaram diferenças espaço-temporais entre as estações de coleta (p<0,05). Os demais metais e semimetais analisados, como: antimônio, arsênio, boro, chumbo, cádmio, cobalto, lítio, mercúrio e vanádio apresentaram níveis baixos ou não foram detectados durante o monitoramento. Os resultados indicam que a qualidade de água do Rio Itapecuru, no trecho investigado, não apresenta alterações quanto à presença desses constituintes químicos.

Os padrões da variável sólidos suspensos totais (SST) revelaram que as menores concentrações ocorrem no P1 e P2 e que os níveis aumentam no sentido montante-jusante (Figura 7-5). Diferenças significativas (p<0,05) foram constatadas quando comparados os resultados do P5 em relação aos demais pontos de coleta. Quanto a sazonalidade, no mês de outubro (estiagem) ocorreram os maiores valores desta variável (Tabela 7-2). Alves et al. (2012) avaliando a qualidade de água do Rio Arari-PA encontrou relação similar, os maiores valores de SST ocorreram no período menos chuvoso.

Figura 7-5. Variação espaço-temporal dos sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹) na água do BCRI

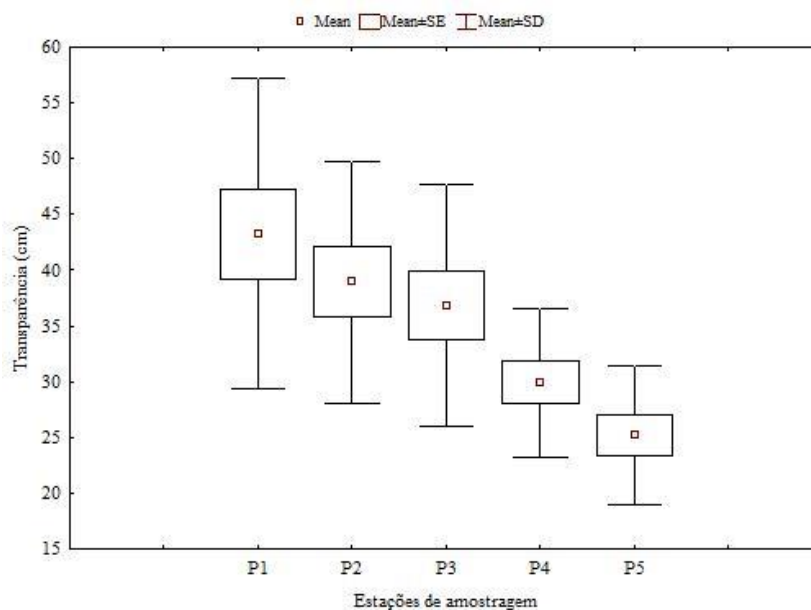


Fonte: o autor

Para transparência, os resultados oscilaram entre 17 cm e 65 cm com média e desvio padrão de $34,8 \pm 11,7$ cm. Menores profundidades de visualização do disco de SECCHI ocorreram na zona mais próxima da desembocadura (P4 e P5), indicando diminuição no sentido montante-jusante, com possível influência da descarga hídrica e atividades das SBHs sobre a qualidade da água no Rio Itapecuru (Figura 7-6). Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram observadas quando comparados os resultados de P5 em relação ao P1, P2 e P3 e de P4 em relação ao P1. Nos meses chuvosos (janeiro e abril), foram observados os menores valores desta variável, em consequência do arraste de material em suspensão e dissolvido provenientes da bacia de drenagem do rio.

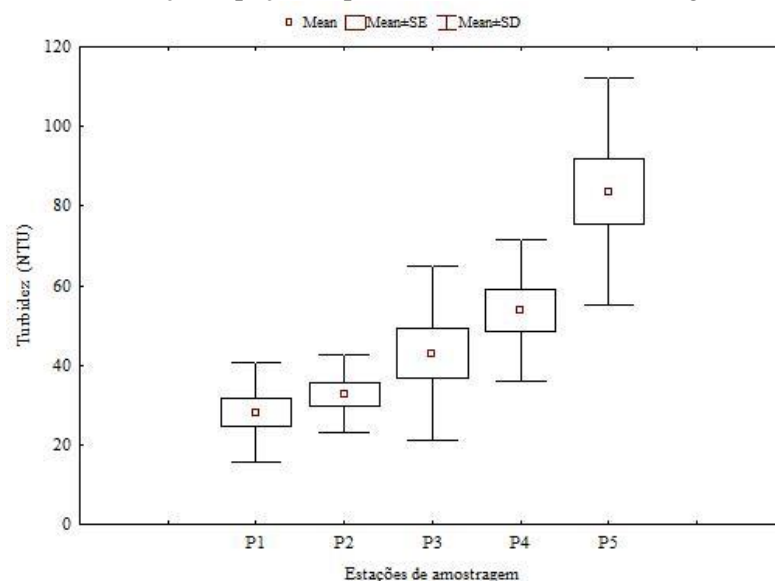
Com relação a variável turbidez, os resultados seguiram o mesmo padrão dos SST e transparência, evidenciando a influência das atividades das SBHs na qualidade de água, com o aumento gradativo dos valores no sentido montante-jusante (Tabela 7-1). As estações P4 e P5 apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) em relação ao P1 e P2. Maiores leituras (UNT) foram constatadas para o período de estiagem (Figura 7-7).

Figura 7-6. Variação espaço-temporal da transparência (cm) da água no BCRI



Fonte: o autor

Figura 7-7. Variação espaço-temporal da turbidez (UNT) na água do BCRI



Fonte: o autor

No que tange a cor verdadeira, a análise dos resultados revelou padrão de homogeneidade entre as estações de coleta. Sazonalmente, as maiores medições ocorreram nos meses de janeiro e abril, estando associadas ao início e pico do período chuvoso. Aguiar Netto et al. (2013) constataram o mesmo padrão no Rio Proxim, Sergipe, Brasil, em que os valores da cor da água aumentaram no período chuvoso. Os autores associaram o comportamento hidrológico ao aumento dos teores de matéria orgânica dissolvida e material particulado provenientes da área de drenagem do rio.

Os resultados da densidade de cianobactérias indicaram que não existem florações destes organismos no BCRI. As atividades das SBHs não estão proporcionando o desenvolvimento das populações destes organismos, tal fato é corroborado com as baixas concentrações dos compostos nitrogenados e fosfatados (Tabela 7-1 e Tabela 7-2).

A análise da variável biológica coliformes termotolerantes (CT) e a identificação da presença da bactéria *Escherichia coli* apontaram que existem lançamentos pontuais e difusos de dejetos de natureza antrópica no Rio Itapecuru. As variações nos níveis de CT e a presença de *E. Coli* ocorreram constantemente entre as estações/meses durante todo o período amostral. As maiores densidades de CT foram evidenciadas para o mês de outubro, nas estações P4 e P5 (Tabela 7-1 e Tabela 7-2). No entanto, a identificação desses organismos no P1 indicam que a contaminação inicia-se a montante da área de estudo, provavelmente, devido à precariedade dos serviços de saneamento ambiental das cidades recortadas pelo Rio Itapecuru. Essa mesma problemática foi constatada em diversos recursos hídricos distribuídos no Brasil, como nos Rios do Estado de Goiás (BONNET; FERREIRA; LOBO, 2008), Rio Arari-PA (ALVES et al.,

2012), Rio Poti-PI (OLIVEIRA; SILVA, 2014) e Rio Paraguaçu-BA (BARROS; CRUZ; SILVA, 2015). A contaminação da água, inviabiliza a multiplicidade de usos e gera riscos à saúde das pessoas, principalmente aquelas que vivem em comunidades ribeirinhas, e utilizam a água sem tratamento adequado.

Com relação aos agrotóxicos, apenas Acrilamida no P2, no mês de janeiro de 2013 foi detectado com concentração de 1,2 mg.L⁻¹. Os demais grupos analisados, como: Aldrin, Alacloro, Aldrin+Dieldrin, Carbaril, Clordano, Demeton, DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD), Dodecacloro pentaciclodecano, Endossulfan, Endrin, Glifosato, Gution, Heptacloroepóxido + Heptacloro, Hexaclorobenzeno, Indeno (1,2,3-cd)pireno e PCB's não foram identificados na água do BCRI.

As determinações analíticas efetuadas para os compostos de Hidrocarbonetos: Clorados e Fenóis Clorados: 1,1,1-Tricloroetano, 1,1,2-Tricloroetano, Cloreto de Vinila, 1,2-Dicloroetano, 1,1-Dicloroetano, 2,4-Diclorofenol, Diclorometano, Tetracloroetano, Pentaclorofenol, 2,4-Dimetilfenol, 2,6-Diclorofenol, 4-Cloro-3-Metilfenol e 2,4,5 - Triclorofenol; Aromáticos Fenóis: 2-Metilfenol, 3+4 Metilfenol, 2-Nitrofenol e 4-Nitrofenol; e Policíclicos Aromáticos (HPAs): Acenaftileno, Fluoreno, Antraceno, Fenatreno, Benzo (g,h,i) Perileno, Pireno, Acenafteno, Fluoranteno, Naftaleno, Benzeno, Estireno, Etilbenzeno, Tolueno, Xileno, Indeno (1,2,3,cd), Pireno; Benzo(a)antraceno, Benzo(a)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, 2,4,6-Triclorofenol, Hexaclorobenzeno, Criseno, Dibenzo (a,h) e Antraceno não indicaram alterações no ambiente, demonstrando que não existe influência das atividades das SBHs na qualidade da água do Rio Itapecuru no que tange a estes constituintes.

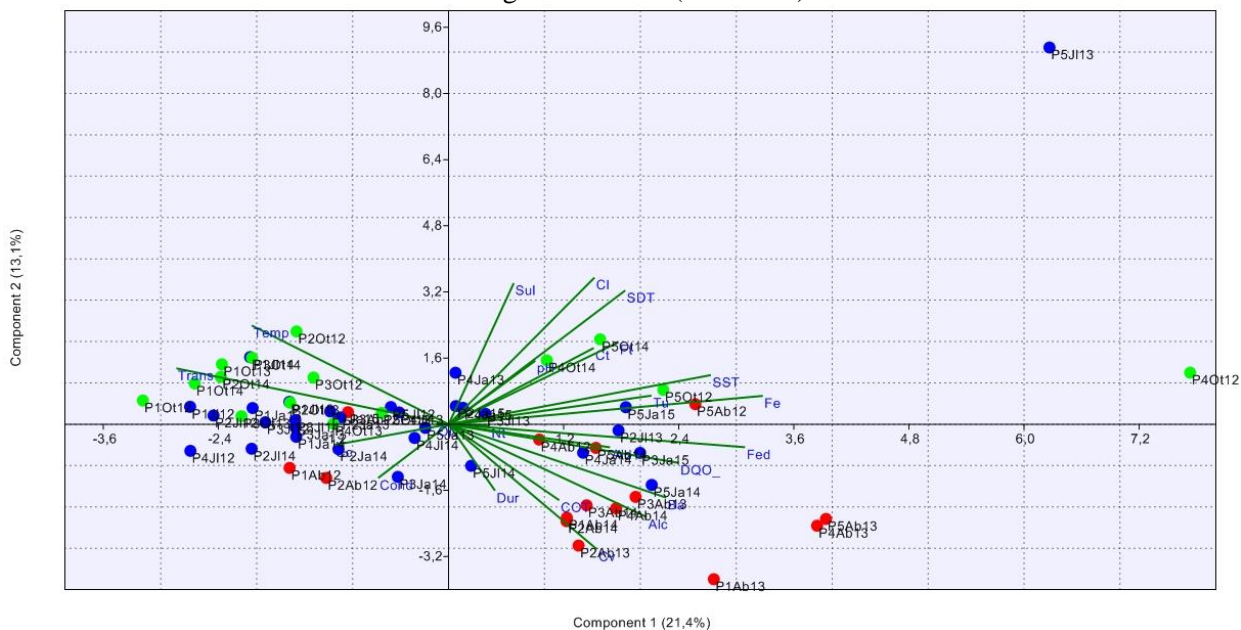
No que se refere aos Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (HTP) não houve detecção nas faixas de gasolina (C8-C11) e diesel (C14-C20) em nenhuma das estações de amostragem durante o período amostral. A faixa de óleo lubrificante (C20-C40), apresentou pontualmente níveis de detecção em julho/2013 no P3 (0,07 mg/L), em janeiro/2014 no P5 (0,06 mg/L) e julho/2014 no P4 (0,06 mg/L) e P5 (2,45 mg/L). No caso dessas amostras, a provável fonte são as embarcações utilizadas nas atividades de pesca artesanal da região, pois este constituinte é constantemente empregado no funcionamento dos motores, que na maioria dos casos apresentam problemas de vazamento.

Outras substâncias tóxicas analisadas, como o cianeto livre, corantes artificiais e índice de fenóis estiveram ausentes ou em concentrações abaixo do limite determinado pelas normas legais que versam sobre a qualidade de água.

Análise exploratória dos dados

A Análise de Componente Principal (ACP) revelou que os três primeiros eixos explicaram 44,7% da variabilidade dos dados. O eixo 1 foi responsável por 21,4%, o eixo 2 por 13,1% e o eixo 3 por 10,2% (Figura 7-8 e Figura 7-9).

Figura 7-8. Análise de Componente Principal entre as variáveis de qualidade de água e estações de amostragem do BCRI (eixo 1 e 2)

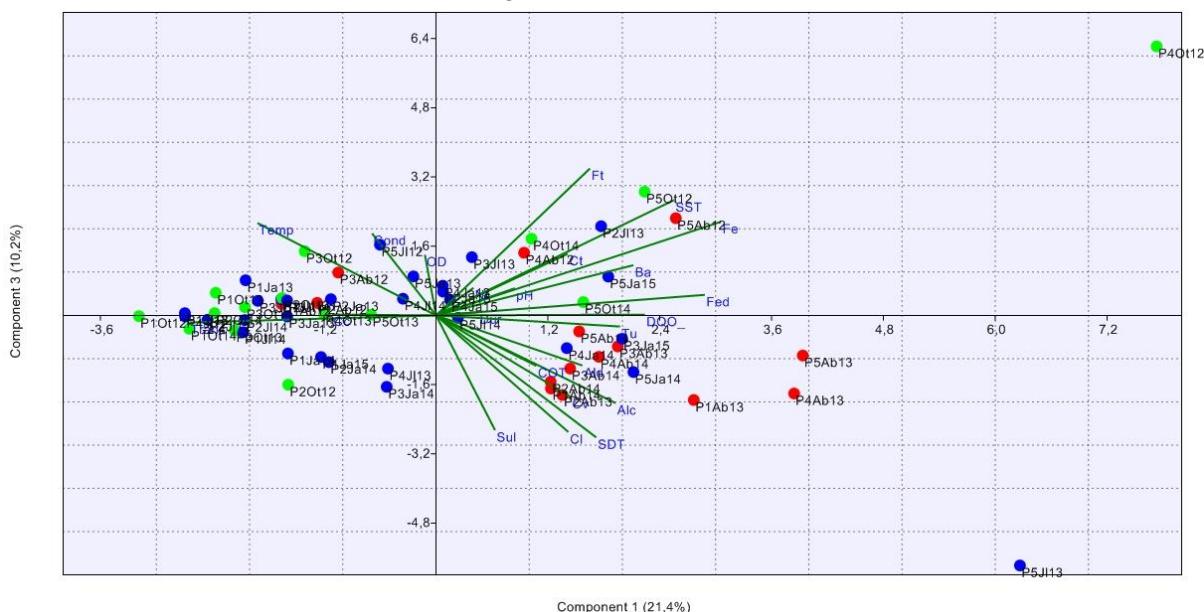


Legenda: Pontos vermelhos (estiagem: outubro); Pontos azuis (chuvoso: abril); e Pontos verdes (transição: janeiro e julho). Estações de amostragem: P1, P2, P3, P4 e P5. Fonte: o autor

A partir da análise dos resultados, do ponto de vista dos componentes 1 e 2, foi observada correlação positiva no eixo 1 com as variáveis sólidos suspensos totais, cor verdadeira, ferro total, sólidos dissolvidos totais e fósforo total. Negativamente, as principais variáveis foram transparência e temperatura da água. Com relação ao eixo 2, positivamente, as principais variáveis foram ferro total, cloreto, sólidos suspensos totais, transparência, sólidos dissolvidos totais e temperatura. Negativamente, os parâmetros mais expressivos foram ferro dissolvido, alcalinidade e bário (Figura 7-8).

Entre as componentes 1 e 3, no primeiro eixo, positivamente, as variáveis mais expressivas foram: ferro total, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, cloreto, ferro dissolvido, turbidez e alcalinidade. Negativamente, correlacionaram-se as variáveis temperatura e condutividade. No terceiro eixo, sólidos suspensos totais, ferro total, ferro dissolvido, fósforo total e temperatura da água apresentaram correlação positiva, enquanto os parâmetros sólidos dissolvidos totais, cloreto, alcalinidade total e sulfato correlacionaram-se negativamente (Figura 7-9).

Figura 7-9. Análise de Componente Principal entre as variáveis de qualidade de água e estações de amostragem no BCRI (eixo 1 e 3)



Legenda: Pontos vermelhos (estiagem: outubro); Pontos azuis (chuvoso: abril); e Pontos verdes (transição: janeiro e julho). Estações de amostragem: P1, P2, P3, P4 e P5. Fonte: o autor

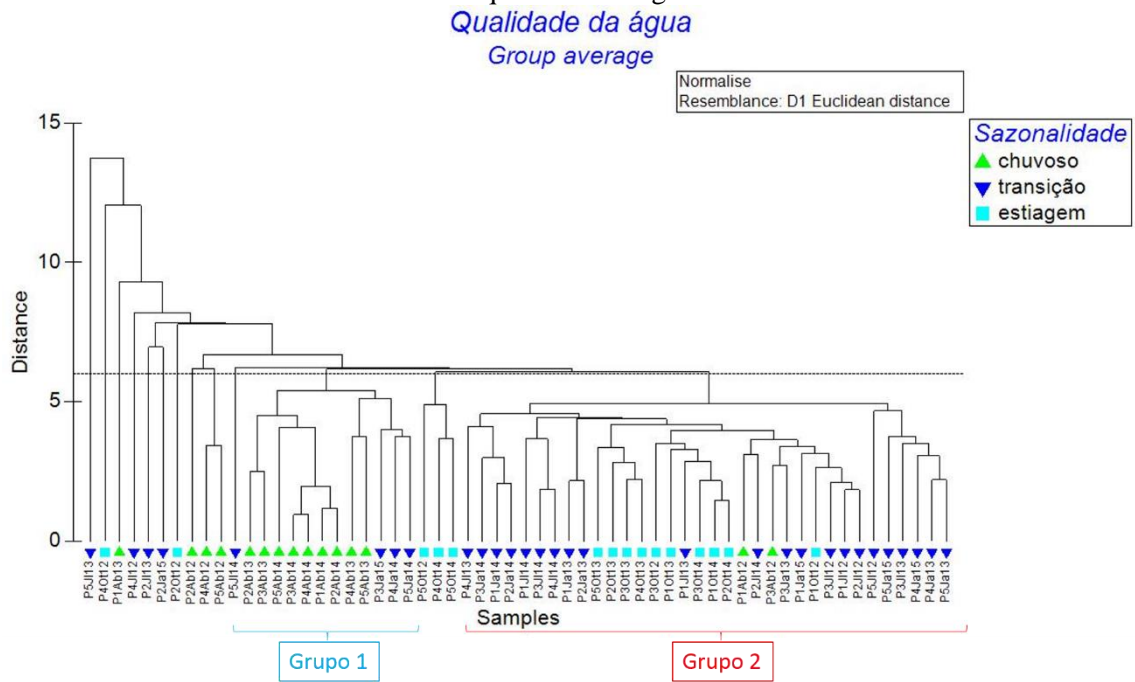
Os resultados da ACP demonstraram que as variáveis selecionadas apresentam a mesma tendência multidimensional nos três eixos destacados, com exceção da condutividade que apresentou associação negativa com o eixo 2 e positiva com o eixo 3.

Com relação ao agrupamento, constatou-se que as variáveis se distribuíram em função das estações de amostragem e período sazonal. Foi observado que o P1 e P2 agrupam-se distintamente em relação as demais estações de amostragem (P3, P4 e P5). As principais variáveis relacionadas a esta separação espaço-temporal são temperatura, transparência, cloreto, sulfato, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, ferro, ferro dissolvido, DQO, alcalinidade, turbidez, pH, bário

Outra tendência, refere-se à distribuição espacial entre os períodos chuvoso, estiagem e de transição. Verificou-se que as amostras da estação de estiagem se agruparam de maneira distinta em relação ao período chuvoso. Por sua vez, as transições de chuvoso/estiagem e de estiagem/chuvoso apresentam características intermediárias entre duas épocas sazonais (Figura 7-8 e Figura 7-9). As principais variáveis associadas ao período chuvoso foram bário, alcalinidade, carbono orgânico total e cor verdadeira. Com relação à estiagem, os parâmetros mais representativos foram transparência e temperatura da água, e, com menor peso, evidenciou-se a correlação com a condutividade e pH.

A análise de agrupamento *Cluster* revelou a formação de dois grupos distintos em nível de 6 unidades de distância (Figura 7-10). Os grupos foram formados em função do período sazonal, sendo que no primeiro estiveram associadas as amostras do período chuvoso (mês de abril) e no segundo àquelas do período de estiagem (mês de outubro). O resultado obtido corroborou com os evidenciados na ACP.

Figura 7-10. Dendrograma para análise da similaridade entre as unidades amostrais em função das variáveis da qualidade da água no BCRI



Legenda: Cada objeto provém do local (P1, P2, P3, P4 e P5), no mês (janeiro, abril, julho e outubro) e ano de coleta (2012, 2013, 2014 e 2015). Fonte: o autor

7.4 Considerações Finais

A maioria das variáveis físico-químicas e biológicas na água do BCRI apresentaram valores elevados nas medidas de dispersão, indicando que os mesmos apresentam ampla variabilidade sazonal. Do ponto de vista espacial, apresentaram diferenças expressivas entre montante e jusante, os sólidos suspensos totais, transparência, turbidez e ferro total, indicando que a qualidade de água no P4 e P5 foi influenciada por processos erosivos. Essas variáveis são indicadoras de mudanças promovidas por atividades que potencializam processos erosivos. O aumento dos valores está diretamente relacionado com o carreamento de partículas de solos para os corpos hídricos de sua bacia de drenagem.

O pH, alcalinidade, condutividade, cloreto e DQO apresentaram aumento gradativo no sentido montante para jusante, porém sem diferenças significativas entre o P4 e P5 em relação

ao P1, P2 e P3. Os resultados sugerem que a dinâmica dessas variáveis no P4 e P5 pode estar relacionada com a influência da cunha salina e maré dinâmica no BCRI.

Os resultados obtidos para o fósforo total e compostos nitrogenados indicam que o rio não está em processo de eutrofização, e que, no trecho investigado, possui alta capacidade de diluição. Esta tendência é fortalecida devido à ausência de florações e baixa densidade de cianobactérias.

Os níveis de coliformes termotolerantes e a presença da bactéria *E. Coli* indicaram que existe lançamento de esgotos diretamente no rio. Os resultados no P1 indicaram que a contaminação se inicia a montante da área de estudo, porém, os maiores valores detectados no P4 e P5 sugerem que ocorrem emissões oriundas da Cidade de Rosário e comunidades que margeiam o Rio Itapecuru. Isto impõe, como prioridade, o levantamento dos usuários do Rio Itapecuru, especialmente aqueles que consomem a água sem tratamento, para conscientizá-los sobre os cuidados necessários antes do uso, devido os riscos à saúde.

Os elementos químicos antimônio, arsênio, boro, chumbo, cádmio, cobalto, lítio, mercúrio e vanádio apresentaram níveis baixos ou não foram detectados durante o monitoramento. Os resultados obtidos para ferro (total e dissolvido) e alumínio dissolvido estão relacionados com a litologia da bacia hidrográfica do Rio Itapecuru.

Não foi detectado poluição por agrotóxicos, hidrocarbonetos, fenóis, cianeto livre e corantes artificiais, comprovando que, em relação a estes constituintes, não existe influência das atividades das SBHs na qualidade da água do Rio Itapecuru.

A análise exploratória dos dados oriundos de 23 variáveis de qualidade da água descreveu que as três principais componentes explicaram 44,7% da variabilidade dos dados. Nos três eixos analisados, as variáveis tenderam para a mesma distribuição multidimensional, sendo os sólidos suspensos totais, ferro (total e dissolvido), transparência, sólidos dissolvidos totais, temperatura, cor verdadeira e fósforo total as variáveis que mais contribuíram para a formação dos eixos. Estas devem ser consideradas como importantes indicadoras do monitoramento da qualidade de água do Rio Itapecuru.

A análise de agrupamento revelou a diferenciação da qualidade de água do Rio Itapecuru em função da sazonalidade. As amostras da estação de estiagem se agruparam de maneira distinta em relação ao período chuvoso.

A partir das análises multivariadas, foi observado que existem diferenças entre o período de estiagem e chuvoso na área de estudo e que as variáveis selecionadas sofrem alterações no sentido montante-jusante (P1→P5). Desta forma, considerando que o P1 não sofre influência

das sub-bacias hidrográficas delimitadas neste estudo, constata-se que as atividades desenvolvidas em suas áreas de drenagem, provavelmente, estão causando alterações nos padrões de qualidade de água no trecho investigado do Rio Itapecuru.

O Rio Itapecuru é um recurso hídrico estratégico para o Estado do Maranhão. A garantia para manutenção de suas propriedades ecológicas inicia-se com o monitoramento contínuo da qualidade de água. As informações geradas são fundamentais para identificação das pressões antrópicas sobre o recurso hídrico e para o delineamento de ações que almejem a recuperação e/ou manutenção das suas propriedades naturais, notadamente nas bacias hidrográficas da sua área de influência.

Referências

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - procedimento**. Rio de Janeiro, 1987. 14 p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR. 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1987. 22 p.

AGUIAR NETTO, O. A. et al. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 5, p. 4417–4426, 2013.

ALATRISTA-SALAS, H. et al. A knowledge discovery process for spatiotemporal data: Application to river water quality monitoring. **Ecological Informatics**, v. 26, n. 2, p. 127–139, 2015.

ALCANTARA, E. H. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, Maranhão – Brasil. **Caminhos da Geografia**, v. 7, n. 11, p. 97-113, 2004.

ALVES, I. C. C. et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

APHA/AWWA/WEF. 2012. **Standard methods for examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 22st ed., Washington, USA. 4358 p.

BARROS, L. S. S.; CRUZ, C. R.; SILVA, V. C. Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 668-676, 2015.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v.32, n.2, p.311-322, 2008.

BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v. 361, n. 3-4, p. 227– 239, 2008.

CHANG, H. Spatial analysis of water trends in the Han River basic, South Korea. **Water Research**, v. 42, n. 43, p. 3285-3304, 2008.

CONOVER, W. J. **Practical nonparametric statistics**. New Jersey: John Willey & Sons, 1990. 584 p.

FIA, R. et. al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas Temáticos do IBGE: Solos**. 2007. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/solos>. Acesso em: 10 de abril de 2014.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações de dados**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 21 de dezembro de 2015.

KANNEL, P. R. et al. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. **Ecological Modeling**, v. 202, n. 3-4, p. 503–517, 2007.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

LARAQUE, A. et al. Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large tropical river: The Orinoco, Venezuela. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 4-17, 2013.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010. 216 p.

LIMA, C. R. N. et al. Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n.1, p. 169-178, 2015.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do Rio Jacaré Pepira (47°55" - 48°55"W; 22°30" - 21°55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1987.

NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; PRATS, A. H. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 67-79, 2008.

MEDEIROS, R. **Itapecuru: águas que correm entre pedras**. São Luís-MA: ABES 2001. 120p.

MOATAR, F.; MIQUEL, J.; POIREL, A. A quality control method for physical and chemical monitoring data. Application to dissolved oxygen levels in the river Loire (France). **Journal of Hydrology**, v. 252, n. 1-4, p. 25-36, 2001.

OLIVEIRA, L. N.; SILVA, C. E. Qualidade da água do Rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 128-147, 2014.

OUYANG, Y. et al. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, v. 20, n. 40, p. 3800-3810, 2006.

PINHEIRO, A. et al. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 127-139, 2014.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007.

SILVIA, D. J.; CONCEIÇÃO, G. M. Rio Itapecuru: Caracterização Geoambiental e Socioambiental, Município de Caxias, Maranhão, Brasil. **Scientia Plena** v, 7, n. 1, p. 1-26, 2011.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17 p. 4119–4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIKA, A.; SINHAB, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 355–374, 2005.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do Rio Parauapebas (Pará – Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 3, p. 413-422, 2012.

STATSOFT. **Statistica (data analysis software system)**. Version 10. 2010. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 23 janeiro de 2015.

STROHSCHOEN, A. A. G. et al. Estudo preliminar da qualidade da água dos Rios Forqueta e Forquetinha, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, p. 372-375, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed.
Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 243 p.

**8 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU,
ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL**

ARTIGO 5

Artigo publicado na Revista Espacios (Caracas)

Qualis B2 em Ciências Ambientais

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA DO BAIXO CURSO DO RIO ITAPECURU,
ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL**

**WATER QUALITY INDEX OF THE LOWER COURSE OF THE ITAPECURU
RIVER, STATE OF MARANHÃO, BRAZIL**

Leonardo Silva Soares¹
Wilza Gomes Reis Lopes²
Antonio Carlos Leal de Castro³

RESUMO

O objetivo deste artigo foi avaliar a qualidade da água do Rio Itapecuru, localizado na Região Nordeste do Brasil, entre os meses de abril/2012 e janeiro/2015, por meio do IQA-CETESB. Os resultados revelaram que o rio se enquadra nas classes “Boa” e “Regular” e que existem diferenças espaciais entre as estações de amostragem. As principais variáveis que contribuíram para redução do IQA foram coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos suspensos totais e turbidez. Suas dinâmicas, provavelmente, estão associadas ao lançamento de esgotos da Cidade de Rosário, localizada na foz do Rio Itapecuru e aos processos erosivos das sub-bacias hidrográficas do entorno das estações amostrais.

Palavras-chave: Monitoramento, Atlântico Ocidental, qualidade de água, variação espaço-temporal.

ABSTRACT

This article aimed to evaluate the quality of the water in the Itapecuru River, located in the Northeast of Brazil, between the months of April/2012 and January/2015, through the WQI-CETESB. The results revealed that the river falls in the class "Good" and "Fair" and that there are spatial differences between the sampling stations. The main variables that contributed to reducing the WQI were thermotolerant coliforms, total phosphorus, total suspended solids and turbidity. Its dynamics are probably associated with the dumping of sewage from the City of Rosario, located at the mouth of the Itapecuru River and the erosion of the surrounding sub-basins of the sampling stations.

Keywords: Monitoring, Western Atlantic, water quality, spatial and temporal variations.

¹ Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (leonardo.soares@ifma.edu.br)

² Orientadora, Arquiteta, Professora do Departamento de Construção Civil e Arquitetura e do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, PRODEMA/UFPI (izalopes@uol.com.br)

³ Coorientador, Agrônomo, Professor do Departamento de Oceanografia e Limnologia e do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas, da Universidade Federal do Maranhão – UFMA (alec@ufma.br)

8.1 Introdução

O conhecimento dos padrões espaço-temporais da qualidade de água dos recursos hídricos continentais é de extrema relevância para avaliação do status de conservação do ambiente monitorado, pois, permitem a identificação de possíveis tensões ambientais e a indicação de estratégias de gerenciamento ambiental, que almejam garantir o equilíbrio entre as demandas da sociedade e os atributos naturais dos mananciais (características físico-químicas, biológicas e ecológicas).

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes que devem ser considerados quando se avalia o desenvolvimento sustentável de uma dada região (CÓRDOBA et al., 2010). Dentre as ferramentas de avaliação e monitoramento da qualidade de água, destacam-se os Índices de Qualidade de Água (IQA's).

Estes indicadores objetivam atribuir um único valor para expressar a qualidade hídrica, utilizando um conjunto de variáveis de determinada amostra de água. Pode-se, então, comparar a qualidade de diferentes amostras com base nos valores obtidos no índice (ABBASI; ABBASI, 2012).

Para Cardoso e Motta Marques (2006, p. 123) os IQA's buscam:

Revelar a condição ambiental de um determinado recurso hídrico, no tempo e no espaço, utilizando-se uma formulação matemática agregadora. No estabelecimento dos IQA's escolhe-se um grupo de parâmetros físicos, químicos e biológicos (variáveis), que representa, da melhor forma possível, a função que se pretenda dar ao corpo d'água.

A utilização dos IQA's para o monitoramento de corpos hídricos continentais está amplamente difundida na literatura. A pesquisa de Terrado et al. (2010) indicou um quantitativo de 55 IQA's. Estes são mensurados em função das características físico-químicas, biológicas e hidro morfológicas do ambiente monitorado.

Apesar de amplamente difundidos na literatura, os IQA's apresentam algumas limitações, como a perda de informação das variáveis de qualidade de água, que são sumarizadas em um único valor, que expressará o nível de qualidade do corpo hídrico sob investigação (LERMONTOV et al., 2009). Entre as vantagens, destaca-se a integração de diferentes variáveis, com distintas unidades de medidas em um único número (SIMÕES et al., 2008; LERMONTOV et al., 2009) e sua capacidade de comunicação intuitiva (FENG et al., 2015).

O IQA adequado deve ser o mais objetivo possível, ter uma boa capacidade de síntese, e ser capaz de alcançar um equilíbrio razoável entre a simplificação da realidade e da complexidade do ambiente (TERRADO et al., 2010). Nesta perspectiva, enquadra-se o IQA da

Companhia de Saneamento de São Paulo – CETESB, que foi adaptado a partir do IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF), desenvolvido nos Estados Unidos, no ano de 1970, e utilizado no Brasil desde 1975 (CETESB, 2015). Segundo a ANA (2013), o IQA-CETESB é o índice mais utilizado no país para monitoramento da qualidade de água.

No Brasil, país rico em recursos hídricos, ainda existem algumas lacunas com relação a alguns de seus principais rios. Dentre estes, insere-se o Rio Itapecuru, importante contribuinte da Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental. O Rio Itapecuru é fonte de água para o abastecimento público de várias cidades do Estado do Maranhão, incluindo a Capital São Luís. Várias atividades do setor primário vinculadas à agricultura, pecuária e pesca, na região, são totalmente dependentes deste recurso hídrico.

Neste sentido, devido à importância socioeconômica e ambiental do Rio Itapecuru, no presente artigo, procurou-se avaliar o status de conservação e as variações espaço-temporais da qualidade de água do baixo curso do rio Itapecuru, por meio do IQA da CETESB, gerando informações para subsidiar o gerenciamento ambiental deste corpo hídrico.

Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru

Os recursos hídricos no Estado do Maranhão ocupam posição de destaque em relação ao Nordeste do Brasil, no contexto da Política Nacional de Recursos Hídricos, o estado está inserido em três Regiões Hidrográficas, sendo elas: Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, Região Hidrográfica do Parnaíba e Região Hidrográfica do Araguaia – Tocantins. O Rio Itapecuru situa-se na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental (Tabela 8-1).

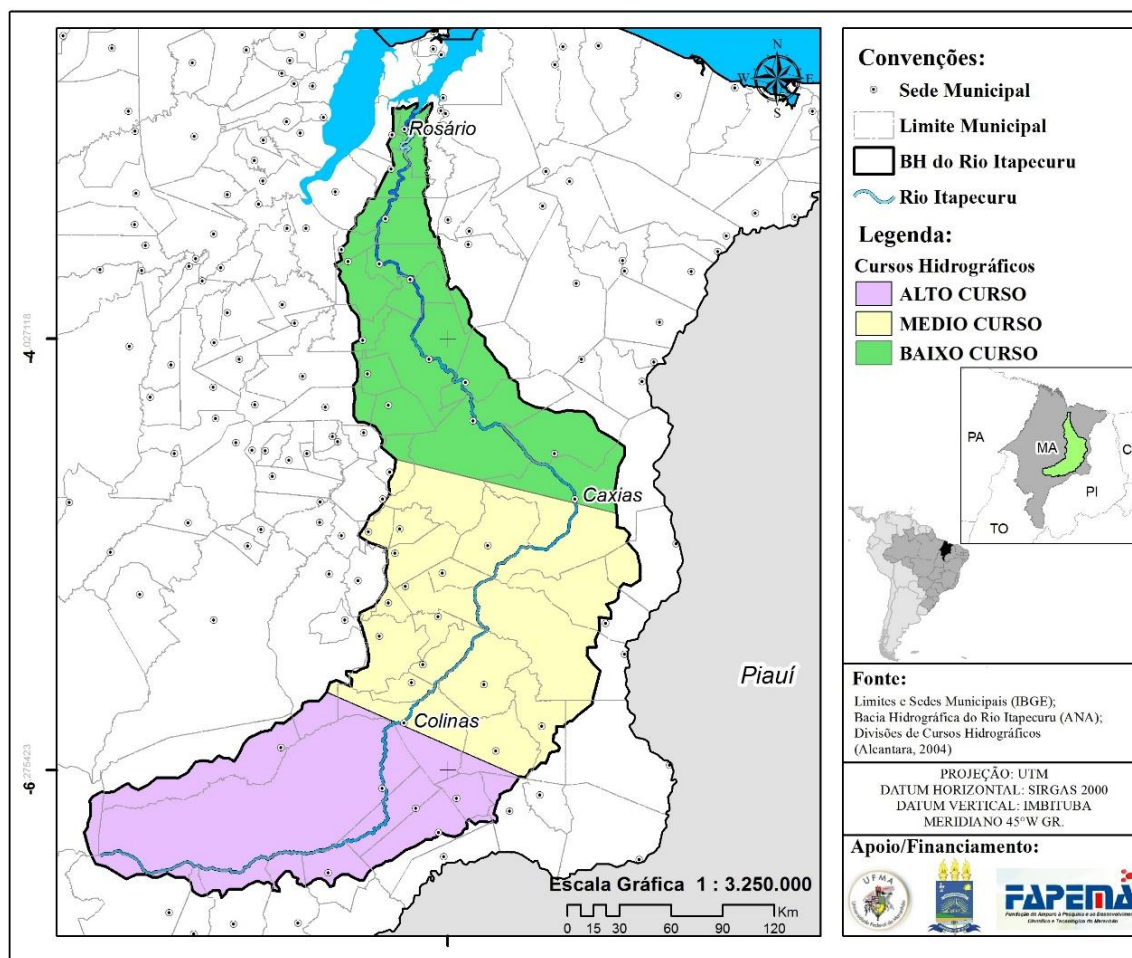
A bacia hidrográfica abrange área de 53.216,84 km², configurando-se como segunda maior do Estado do Maranhão. A área de drenagem ocupa parcela do território de 57 municípios e possui conta com população de 1.019.398 habitantes (NUGEO, 2011). Segundo Alcântara (2004), devido as diferenças altimétricas da bacia hidrográfica, o rio pode ser classificado em alto, médio e baixo curso (Figura 8-1).

Tabela 8-1. Descrição das bacias hidrográficas inseridas na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental, com destaque para a bacia hidrográfica do Rio Itapecuru

Regiões Hidrográficas	Regiões Hidrográficas do Maranhão	Área (km ²)	% sobre a área estadual
Domínio Estadual			
<i>Região hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental</i>	Sistema hidrográfico do Litoral Ocidental	10.226,22	3,08
	Sistema hidrográfico das Ilhas Maranhenses	3.604,62	1,09
	Bacia Hidrográfica do Rio Mearim	99.058,68	29,84
	Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru	53.216,84	16,03
	Bacia Hidrográfica do Rio Munim	15.918,04	4,79
	Bacia Hidrográfica do Rio Turiaçu	14.149,87	4,26
	Bacia Hidrográfica do Rio Maracaçumé	7.756,79	2,34
	Bacia Hidrográfica do Rio Preguiças	6.707,91	2,02
	Bacia Hidrográfica do Rio Periaá	5.395,37	1,62

Fonte: NUGEO (2011).

Figura 8-1. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, e sua divisão altimétrica em alto médio e baixo curso



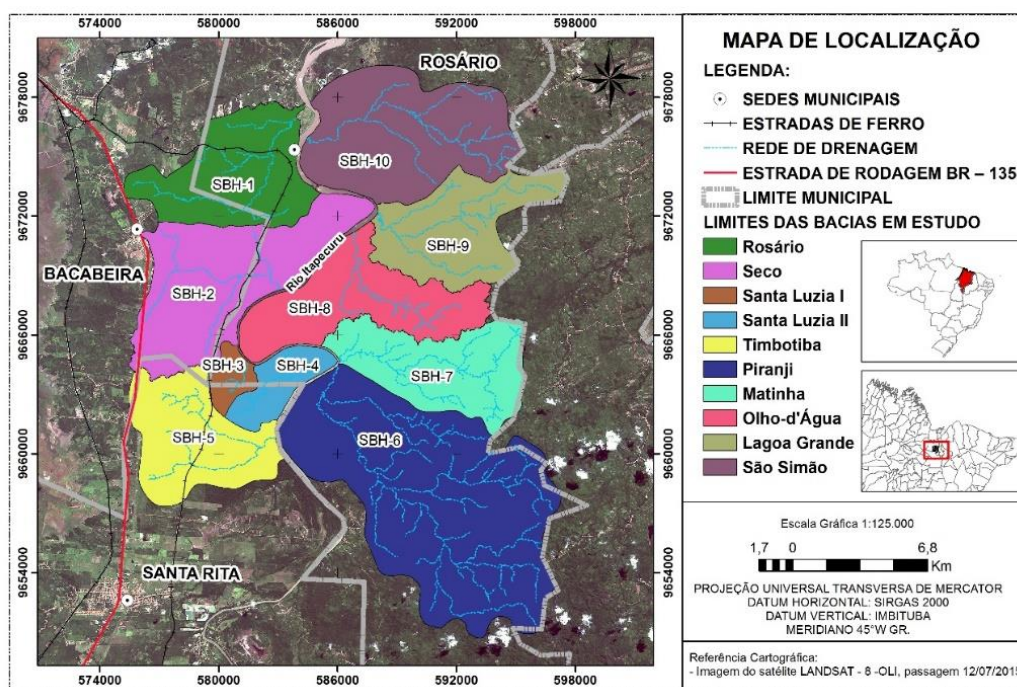
Fonte: Adaptado de Alcantara (2004).

Baixo Curso do Rio Itapecuru

O Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI) compreende o trecho que estende-se desde o município de Caxias até a foz do Itapecuru, na Baía do Arraial, com extensão de aproximadamente 360 km (MEDEIROS, 2001). Silva e Conceição (2011) destacam que no baixo curso do Rio Itapecuru, devido às menores declividades, a velocidade do fluxo é mais lenta, caracterizando-o como um rio de planície.

A área foco da pesquisa, compreende 35 km do rio que estão na área de influência de dez sub-bacias hidrográficas (SBHs) localizadas no seu trecho inferior, totalizando 421,6 km², distribuídos nos limites dos municípios de Rosário, Bacabeira e Santa Rita. Geograficamente, as SBHs estão situadas na microrregião do Itapecuru Mirim, mesorregião Norte Maranhense, a cerca de 50 km de São Luís – Capital do Estado do Maranhão, limitada pelas seguintes coordenadas UTM 598658/574822 Leste e 9678715/9653145 Norte (Figura 8-2). Os principais acessos são as rodovias BR-135 e BR-402 que interligam tais municípios a Capital do Estado.

Figura 8-2. Localização das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru



Fonte: o autor

Os Municípios de Bacabeira, Rosário e Santa Rita possuem populações, respectivamente, de 16.553, 41.694 e 35.980 habitantes. Seus domínios territoriais possuem 615,58 km² em Bacabeira, 685 km² em Rosário e 706,4 km² em Santa Rita (IBGE, 2015). O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) referente ao ano de 2010 corresponde a 0,629 para Bacabeira, 0,632 para Rosário e 0,609 para Santa Rita (ATLAS BRASIL, 2013).

A área apresenta alta relevância ambiental e é habitada por uma diversidade populacional (urbanas, rurais, comunidades quilombolas e ribeirinhas), que possuem características peculiares e desempenham relações socioeconômicas e ambientais que são históricas e peculiares à região. O rio possui grande disponibilidade hídrica, e, apesar de sua importância, observa-se não haver preocupação com relação à preservação e conservação de sua bacia hidrográfica e qualidade de água, visto que, no trecho estudado, verifica-se o despejo indiscriminado de esgotos domésticos e a ocupação irregular das margens.

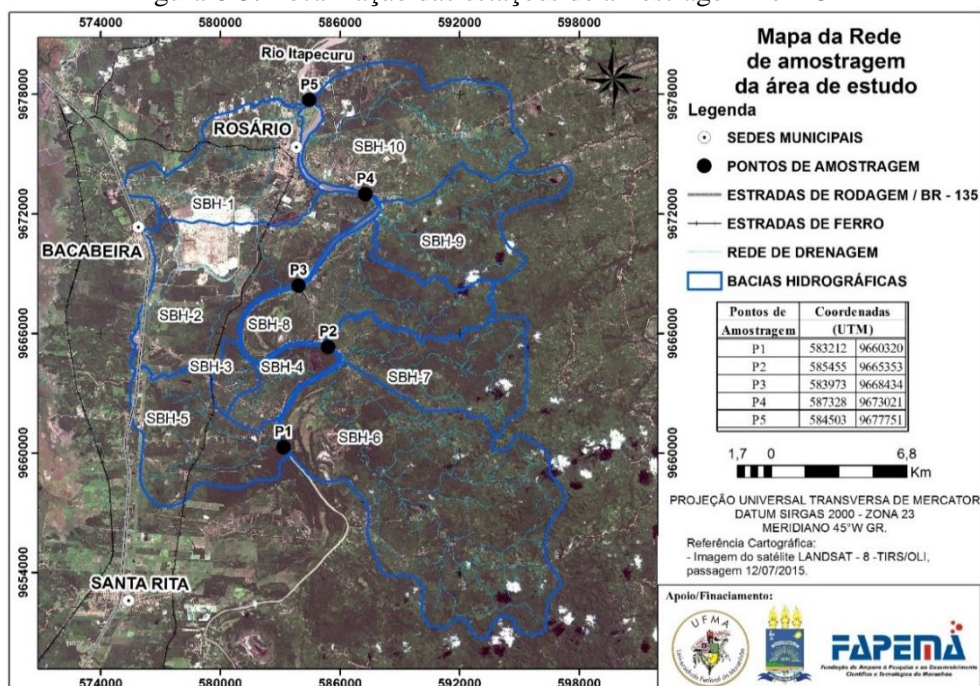
O padrão climático do BCRI, de acordo com o índice climático de Thornthwaite é do tipo úmido (LABGEO, 2002). Os dados climáticos da região (1975-2015) registram uma precipitação média anual de 1.998,8 mm/ano. As chuvas ocorrem em duas estações temporalmente bem delineadas: a chuvosa, que abrange os meses entre janeiro e julho, e a de estiagem, que ocorre entre agosto e dezembro (INMET, 2015).

8.2 Metodologia

- *Rede de amostragem*

Os dados que suportam este estudo foram provenientes de 12 campanhas amostrais, realizadas entre os anos de 2012 e 2015, em 5 estações de monitoramento (P1 a P5), distribuídas ao longo de 35 km do Baixo Curso do Rio Itapecuru, no espaço compreendido entre o sistema de captação de água da Cidade de São Luís (ITALUIS) e a sede do Município de Rosário (Figura 8-3).

Figura 8-3. Localização das estações de amostragem no BCRI



Fonte: o autor.

As estações de amostragem foram distribuídas objetivando indicar possíveis alterações na qualidade da água no sentido montante-jusante do rio (P1 → P5), decorrentes da dinâmica de uso e ocupação do solo das SBHs da sua área de influência.

As coletas obedeceram uma periodicidade trimestral, sendo distribuídas em função da sazonalidade da área de estudo. Foram realizadas 4 amostragens para cada período sazonal, contemplando os seguintes meses: Abril (período chuvoso); Julho (transição entre chuvoso-estiagem); Outubro (período de estiagem); e Janeiro (transição entre estiagem-chuvoso).

- *Procedimento de coleta*

A metodologia de coleta e preservação das amostras seguiu as diretrizes das normas da ABNT NBR 9897 e 9898, que fixam as condições exigíveis para a elaboração e planejamento de amostragem de efluentes líquidos domésticos e industriais, sedimentos e amostras de água de corpos d'água receptores interiores e superficiais. Todas as amostragens e medições realizadas *in situ* ocorreram no período da manhã (entre 08h00min e 12h00min).

- *Índice de Qualidade de Água (IQA)*

O IQA adotado para classificar a qualidade da água corresponde à metodologia empregada pela CETESB (2015), que utiliza os seguintes parâmetros e respectivos pesos: Oxigênio Dissolvido - OD (0,17), Coliformes Termotolerantes – CT (0,15), pH (0,12), Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_{5,20°} (0,10), Temperatura – T (0,10), Nitrogênio Total – NT (0,10), Fósforo Total – P (0,10), Turbidez – TU (0,08) e Sólidos Suspensos Totais - SST (0,08).

O IQA-CETESB foi calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros, de acordo com a seguinte equação:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Em que:

(IQA) = um número entre 0 e 100;

(q_i) = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, em função de sua concentração ou medida;

(w_i) = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

A partir do cálculo efetuado foi determinada a qualidade das águas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100. Os indicadores de qualidade da água, a partir do IQA

foram: Ótima ($80 \leq \text{IQA} \leq 100$), Boa ($52 \leq \text{IQA} \leq 80$), Regular ($37 \leq \text{IQA} \leq 52$), Ruim ($20 \leq \text{IQA} \leq 37$) e Péssima ($0 \leq \text{IQA} \leq 20$) (CETESB, 2015).

Os parâmetros físico-químicos temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH e oxigênio dissolvido (mg/L) foram mensurados *in situ* por meio da utilização de aparelho multiparâmetro HANNA HI 9828. As leituras de turbidez (UNT) foram realizadas com a utilização de turbidímetro HANNA HI 93703.

As demais variáveis de qualidade de água analisadas foram determinadas de acordo com as técnicas do *Standard Methods Water and Wastewater* (APHA, 2012). As análises das variáveis físico-químicas e biológicas foram realizadas nos Laboratórios de Limnologia e Microbiologia da Universidade Federal do Maranhão (UFMA).

Para uma melhor interpretação e estabelecimento das tendências de comportamento do IQA, utilizou-se a Análise de Variância (ANOVA), para verificar a existência de diferenças temporais e espaciais entre as amostras de água. Porém, antes da aplicação da ANOVA, utilizou-se o teste de Levene, para avaliar os pressupostos de homocedasticidade das variâncias, norteando a aplicação da estatística paramétrica. Quando os resultados da Análise de Variância indicavam a presença de diferenças significativas ($p < 0,05$), utilizou-se o teste a posteriori de Tukey para identificar quais médias eram diferentes.

Os procedimentos multivariados de ordenação foram efetuados a partir da Análise de Componente Principal (ACP), a qual permitiu compreender a estrutura e as relações entre as variáveis que constituíram o IQA. Para verificação do grau de correlação foi gerado um Biplot entre os componentes 1 e 2, que explicaram a distribuição dos pontos com padrões de resposta e associação entre as variáveis e estações de amostragem.

As avaliações estatísticas foram efetuadas utilizando os pacotes computacionais PALaeontological STatistics (PAST), versão 2.17 (HAMMER et al., 2001) e Statistica 10.0 (STATSOFT, 2010).

8.3 Resultados e Discussão

O IQA no Baixo Curso do Rio Itapecuru (BCRI) enquadrou a qualidade da água nas classes “Boa” e “Ruim”. Nas estações de monitoramento P1, P2 e P3 todas as amostras foram classificadas como “Boa”. Nos pontos P4 e P5, ocorreram, respectivamente, duas e quatro campanhas em que IQA foi enquadrado como “Ruim”. O melhor nível de qualidade foi evidenciado no P1 no mês de outubro de 2012, totalizando pontuação equivalente a 76,3,

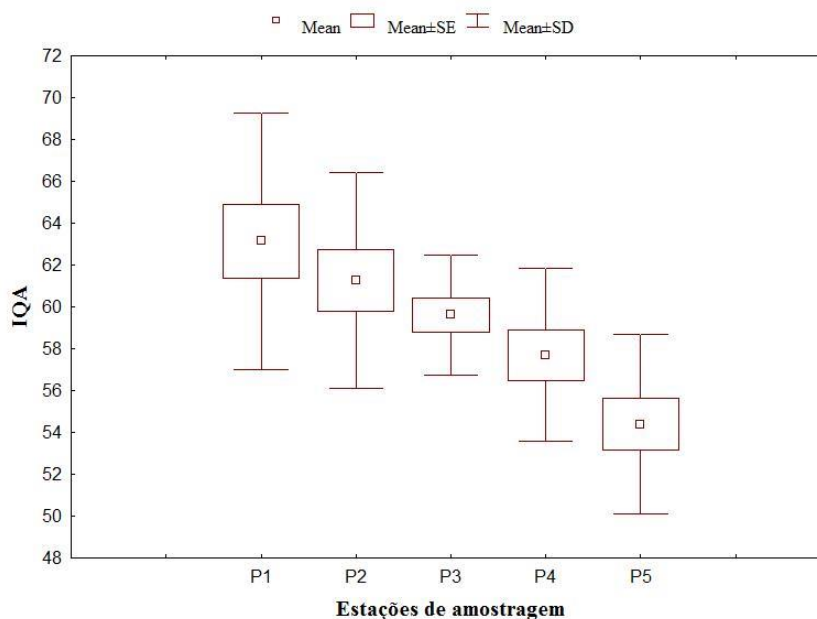
enquanto o menor valor, ocorreu no P5 no mês de janeiro de 2015, com a pontuação igual 48,1 (Tabela 8-2).

Tabela 8-2. Pontuação do Índice de Qualidade de Água no BCRI

Meses/Estações	P1	P2	P3	P4	P5
Abril 2012	67,4	66,6	60,6	58,3	56,2
Julho de 2012	68,3	69,8	59,8	62,3	54,9
Outubro de 2012	76,3	68,4	63,5	55,9	57
Janeiro de 2013	57,7	57,7	60,6	58,9	60,4
Abril de 2013	60	64,9	58,5	57,8	57,8
Julho de 2013	58,1	55,6	60,6	51,7	53,2
Outubro de 2013	54,2	54,6	53	54,8	51,9
Janeiro de 2014	61,6	61,8	61,9	62,9	60,7
Abril de 2014	60,6	61,4	55,5	55,8	54,1
Julho de 2014	60,9	56	59,8	57,1	48,1
Outubro de 2014	63,6	60,4	59,6	51,9	50,2
Janeiro de 2015	69	58	62	65	48,1

Apesar da maioria das amostras estar classificada na mesma classe de qualidade da água, a análise espacial entre as cinco estações de amostragem revelou que o nível do IQA diminui no sentido montante→jusante (P1→P5) (Figura 8-4). Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram evidenciadas entre os resultados do P5 em relação ao P1 e P2, além do P4 em relação ao P1 (Tabela 8-3).

Figura 8-4. Valores médios do Índice de Qualidade de Água entre as estações P1 e P5 localizadas no BCRI



Fonte: o autor

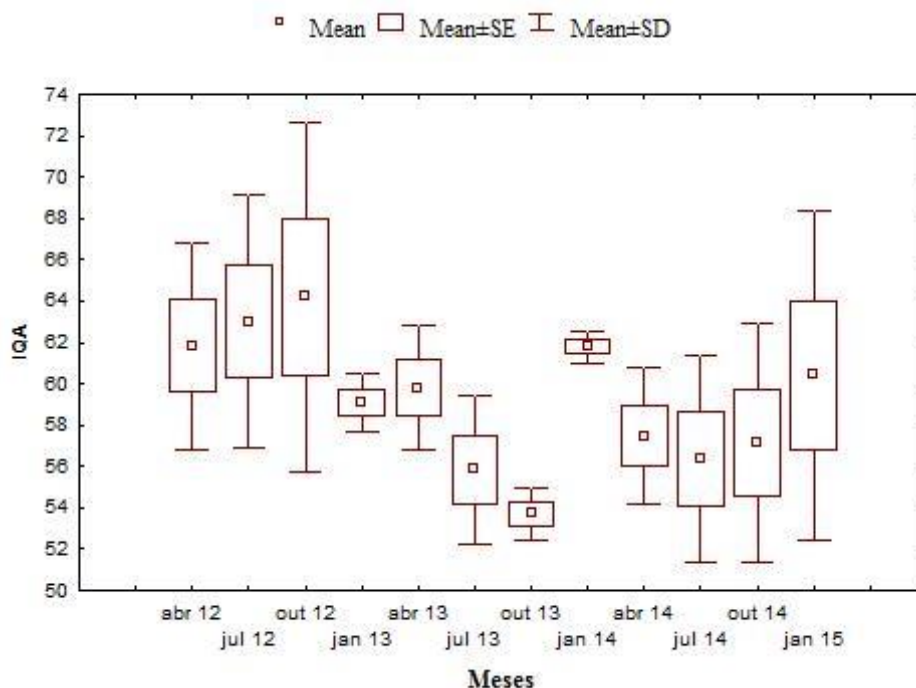
Tabela 8-3. Matriz do Teste de Tukey entre o IQA das cinco estações de amostragem do BCRI

Estações de amostragem	P2	P3	P4	P5
P1	0,8594	0,3517	0,04438*	0,00034*
P2		0,9067	0,3399	0,00554*
P3			0,8495	0,05812
P4				0,4136

* Diferença significativa (p<0,05).

Com relação às variações temporais, o ambiente monitorado não apresentou tendências sazonais entre os 12 meses monitorados (Figura 8-5). As análises estatísticas revelaram que, predominantemente, os meses de outubro de 2013 e janeiro de 2014 diferenciaram-se dos demais períodos amostrais (Tabela 8-4). No mês de outubro de 2013 ocorreram os menores valores do IQA, enquanto no mês janeiro de 2014, o IQA apresentou níveis de qualidade melhores e com pouca variação entre as 5 estações de monitoramento.

Figura 8-5. Índice de Qualidade de Água no período compreendido entre abril de 2012 e janeiro de 2015 no BCRI



Fonte: o autor

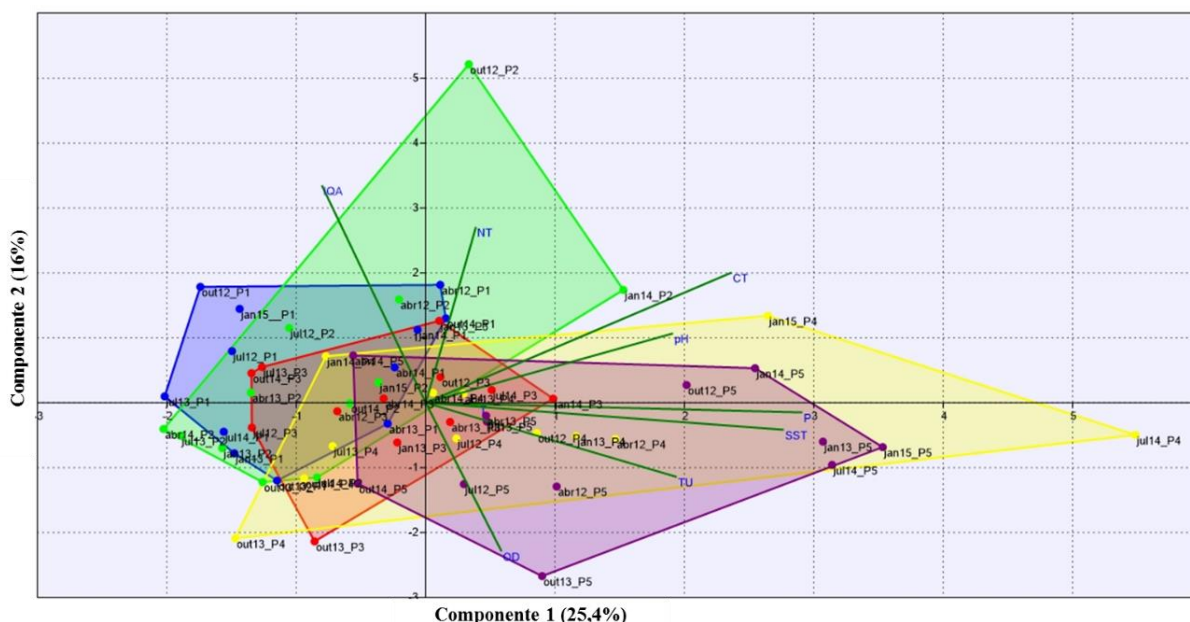
Tabela 8-4. Matriz do Teste de Tukey's para os valores de IQA nos doze meses de amostragem no BCRI

Meses	jan/14	jan/15	abr/12	abr/13	abr/14	jul/12	jul/13	jul/14	out/12	out/13	out/14
jan/13	0,011*	0,402	0,462	0,833	0,599	0,294	0,247	0,402	0,675	0,011*	0,916
jan/14		0,834	0,676	0,142	0,021*	0,834*	0,012*	0,021	0,676	0,012*	0,143
jan/15				0,529	0,296	0,676	0,296	0,249	0,834	0,143	0,530
abr/12				0,529	0,173	0,676	0,074	0,210	0,834	0,012*	0,296
abr/13					0,402	0,402	0,208	0,294	0,834	0,011*	0,834
abr/14						0,210	0,463	1	0,094	0,060	0,834
jul/12							0,094	0,173	0,834	0,012*	0,210
jul/13								0,676	0,094	0,403	0,834
jul/14									0,296	0,143	0,834
out/12										0,012*	0,296
out/13											0,600

* Diferença significativa ($p < 0,05$).

No que tange a dinâmica das variáveis que compõem o IQA, a ACP revelou que os dois primeiros eixos explicaram 41,4% da variabilidade dos dados. As principais variáveis que estão correlacionadas com as variações do IQA foram coliformes termotolerantes, fósforo total e sólidos suspensos totais, seguidos pela turbidez, nitrogênio total e oxigênio dissolvido (Figura 8-6).

Figura 8-6. Análise de Componente Principal entre as variáveis do IQA e estações de amostragem no BCRI



Legenda: Pontos vermelhos (estiação: outubro); Pontos azuis (chuvoso: abril); e Pontos verdes (transição: janeiro e julho). Polígono azul (P1), verde (P2), vermelho (P3), roxo (P4) e amarelo (P5). Fonte: o autor

Assumindo como pressuposto que quanto maior é o conjunto dos valores dos parâmetros que compõem o IQA (exceção para OD), menor será a qualidade da água expressada pelo

índice, os resultados, do ponto de vista da componente 1, demonstraram associação inversa do IQA com todos os parâmetros que o compõem. Sendo assim, ressalta-se as variáveis turbidez, sólidos suspensos totais e fósforo total como grandes contribuintes para os padrões obtidos na área de estudo, uma vez que apresentaram relação inversa ao IQA, tanto do ponto de vista da componente 1, como da componente 2. O oxigênio dissolvido, por sua vez, não apresentou o comportamento esperado na sua associação com o índice, devido sua relação inversa ao IQA, em ambos os eixos, provavelmente associado à baixa variabilidade desta variável, durante os registros de campo.

Os parâmetros, coliformes termotolerantes, fósforo total e sólidos suspensos totais apresentaram-se como os mais representativos, enquanto temperatura da água e DBO_{5,20°} expressaram as menores relações com os valores do IQA, para as avaliações ao longo do BCRI.

A ACP revelou que as estações de amostragem situadas a jusante do rio (P4 e P5) estão fortemente associadas com as variáveis fósforo total, sólidos suspensos totais, coliformes termotolerantes, turbidez e pH. Os maiores valores destes parâmetros fizeram com que houvesse uma diminuição significativa na qualidade de água nas estações P4 e P5.

A associação dos coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos suspensos totais e turbidez nas estações de amostragem P4 e P5 está relacionada, principalmente, com o lançamento de dejetos de esgotos domésticos *in natura*, na Cidade de Rosário e processos erosivos das sub-bacias hidrográficas da área de influência destas duas estações de amostragem. Com relação ao pH, a principal influência pode ser atribuída à dinâmica da cunha salina da Baía de São José.

Dados semelhantes foram encontrados em estudos em outros locais, como o realizado no Rio Ariri, no Estado do Pará, por Alves et al. (2012), em que o IQA enquadrou o ambiente como “Ruim” e “Péssimo”. Os resultados foram associados principalmente aos elevados níveis de coliformes termotolerantes, as baixas concentrações de oxigênio dissolvido e ao pH ácido do rio. Com relação aos níveis de coliformes termotolerantes os autores relatam que o aumento da concentração está relacionado à contaminação da água por esgoto doméstico.

Na pesquisa desenvolvida por Siqueira et al. (2012) no Rio Parauapebas, no Estado do Pará, o IQA enquadrou o rio na classe “Regular”. A ACP identificou as variáveis oxigênio dissolvido, DBO_{5,20°}, fósforo total e coliformes termotolerantes como as que explicaram 75% na variação do índice.

Melhores condições foram encontradas na avaliação do IQA, do Rio Tapajos, no Estado do Pará, realizada por Batalha et al. (2014), o ambiente foi enquadrado, na maioria das amostras,

na classe “Boa” e “Ótima”. A aplicação da ACP demonstrou que as duas primeiras componentes responderam por aproximadamente 67% da variabilidade dos dados e as principais variáveis foram sólidos suspensos totais, turbidez, $DBO_{5,20^{\circ}}$ e coliformes termotolerantes. Para os autores, a expansão urbana atingiu as áreas próximas às reservas de mata ciliar, comprometendo, em parte, a qualidade das águas superficiais do Rio Parauapebas.

Moretto et al. (2012) avaliaram o IQA do Rio Pardo, no Estado do Rio Grande do Sul, o ambiente foi enquadrado nas classes “Boa” e “Regular”. A ACP apresentada no estudo revelou que duas primeiras componentes principais representaram 40,6% da variância acumulada dos dados, sendo que as variáveis mais significativas foram sólidos suspensos totais, turbidez, coliformes termotolerantes e oxigênio dissolvido.

Ortega e Carvalho (2013) identificaram redução dos valores do IQA no Córrego do Ipê no Estado de São Paulo entre os anos de 2002 e 2011. Os autores associaram esta redução da qualidade de água em função das ações antrópicas na bacia de drenagem do rio. A variável que sofreu maior alteração foi o oxigênio dissolvido.

A aplicação do IQA permite aos tomadores de decisão e a comunidade em geral obter respostas rápidas e genérica quanto à qualidade de água do recurso hídrico monitorado. Porém, em um mesmo rio, em locais e períodos diferentes, ou em mananciais de distintas regiões, a avaliação por meio do IQA pode indicar níveis de qualificação iguais em ambientes com dinâmicas totalmente distintas, pois, apenas a utilização numérica do índice não é totalmente capaz de demonstrar as interações da qualidade de água e as suas variáveis-chave.

A avaliação do IQA, considerando somente o enquadramento das classes propostas na metodologia (“Péssima” a “Ótima”), pode mascarar diferenças entre estações de amostragens e períodos sazonais quando qualificada na mesma categoria. Desta forma, avaliação pautada em estatística exploratória multivariada torna-se ferramenta auxiliar e de suma relevância para a compreensão da dinâmica do IQA e da interação das variáveis que o compõem.

Com relação ao BCRI, o IQA utilizado enquadrado o ambiente de forma preponderante na classe “Boa”, e, somente por meio das avaliações exploratórias foi possível evidenciar as principais variáveis de qualidade de água e os padrões espaço-temporais do índice. O resumo dos resultados da qualificação do IQA não permitiria o delineamento e a diferenciação do comportamento da qualidade de água do rio.

Neste sentido, evidenciou-se neste estudo, a necessidade de adaptação das classes de qualificação, variáveis e pesos dos parâmetros que compõem o IQA utilizado, ou mesmo, a elaboração de um novo índice, que, numericamente, evidencie possíveis diferenças espaço-

temporais na qualidade de água do Rio Itapecuru. Os resultados indicaram que oxigênio dissolvido, temperatura da água e $DBO_{5,20^{\circ}}$ devem ter menor peso ou serem exclusas, e que as variáveis coliformes termotolerantes, turbidez e sólidos suspensos totais devem ser mais relevantes na ponderação do IQA.

O IQA deve ser adaptado em função da realidade local/regional e os resultados devem representar a especificidade de cada recurso hídrico, gerando resultados que evidenciem possíveis diferenças espaço-temporais, atendam a enquadramentos legais e indiquem medidas de controle e recuperação ambiental.

8.4 Considerações Finais

A partir da análise IQA, a água do Rio Itapecuru foi classificada nos níveis de qualidade “Boa” e “Regular”. Apesar dos valores do IQA ocorrerem com predominância na classe “Boa”, variações espaciais entre as estações de amostragem foram constatadas, com redução da qualidade de água no sentido montante-jusante do rio.

Os melhores níveis do IQA foram constatados no P1 e P2. Por meio de análise estatística, foi constatado que existem diferenças significativas entre estas duas estações de amostragem, em comparação ao P4 e P5. Observou-se, ainda, que não foram evidenciadas diferenças temporais, no período compreendido entre abril de 2012 e janeiro de 2015.

As principais variáveis que apresentaram associação e estabeleceram padrões de ordenação com as estações de amostragem foram coliformes termotolerantes, fósforo total, sólidos suspensos totais e turbidez.

Os principais tensores ambientais que contribuiram para redução do IQA nas estações de amostragem situadas na jusante do Rio Itapecuru, provavelmente estão associadas ao lançamento de efluentes domésticos da Cidade de Rosário e processos erosivos nas sub-bacias hidrográficas da área de influência dos pontos de monitoramento.

Para evidenciação detalhada da qualidade de água do Rio Itapecuru por meio de IQA, recomenda-se a adaptação dos pesos ou estrados de qualificação do índice utilizado ou a construção de um IQA específico para este recurso hídrico, em que sejam incorporadas outras variáveis-chave da dinâmica deste ambiente.

Agradecimento

À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Estado do Maranhão, pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa e pelo financiamento da bolsa de doutorado do primeiro autor.

Referências

- ABBASI, T.; Abbasi, S.A. (2012); **Water quality indices**. Elsevier, UK, 384 p.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (1987); **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – procedimento**. Rio de Janeiro, 14 p.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (1987); **NBR. 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento**. Rio de Janeiro, 22 p.
- ALCANTARA, E. H. (2004); “Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, Maranhão – Brasil”. *Caminhos da Geografia*, 7 (11), 97-113.
- ALVES, I. C. C.; El-Robrini, M.; Santos, M. L. S.; Monteiro, S. M.; Barbosa, L. P. F.; Guimarães, J. T. F. (2012); “Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil)”. *Acta Amazônica*, 42 (1), 115-124.
- ANA (Agência Nacional de Águas). (2013); **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 432 p.
- APHA/AWWA/WEF. (2012); **Standard methods for examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 22st ed., Washington, USA. 4358 p.
- ATLAS BRASIL. (2013); **O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro**. – Brasília: PNUD, Ipea, FJP, 93 p.
- BATALHA, S. S. A.; Martorano, L. G.; Biase, A. G.; Gundisalvo, P. M.; Altem, N. P.; Santos, L. S. (2012); “Condições físico-químicas e biológicas em águas superficiais do Rio Tapajós e a conservação de Floresta Nacional na Amazônia, Brasil”. *Revista Ambiente e Água*, 9 (4), 647-663.
- CARDOSO, L. S.; Motta Marques, D. M. L. (2012); “Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplânctônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil)”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 11 (2), 123-134.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo). (2015); **Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo**. (2015). São Paulo, SP.

371 p. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 28 de dezembro de 2015.

CÓRDOBA, E. B.; Martínez, A. C.; Ferrer, E. V. (2010); “Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). *Ecological Indicators*, 10 (5), 1049 – 1054.

FENG, Y.; Ling, L.; Yanfeng, L.; You, Z.; Musong, Z.; Xigang, X. (2015); “A dynamic water quality index model based on functional data analysis”. *Ecological Indicators*, 57 (10), 249-258.

HAMMER, O.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. (2001); “Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis”. *Palaeontologia Electronica*, 4 (1), 1-9.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2015); **IBGE Cidades**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 28 de novembro de 2015.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). (2015); **Estações de dados**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: 21 de dezembro de 2015.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

LERMONTOV, A.; Yokoyama, L.; Lermontov, M.; Machado, M. S. S. (2009); “River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil”. *Ecological Indicators*, 9 (6), 1188-1197.

MEDEIROS, R. (2001); **Itapecuru: águas que correm entre pedras**. São Luís-MA, ABES, 120 p.

MORETTO, D. L.; Panta, R. E.; Costa, A. B.; Lobo, E. A. (2012); “Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA)”. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24 (1), 29-42.

NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.

ORTEGA, D. J. P.; Carvalho, S. L. (2013); “Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropólicas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18 (3), 97-108.

SILVIA, D. J.; Conceição, G. M. (2011); “Rio Itapecuru: Caracterização Geoambiental e Socioambiental, Município de Caxias, Maranhão, Brasil”. *Scientia Plena*, 7 (1), 1-26.

SIMÕES, F. S.; Moreira, A. B.; Bisinoti, M. C.; Gimenez, S. M. N.; Yabe, M. J. S. (2008); “Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies”. *Ecological Indicators*, 8 (5), 476-484.

SIQUEIRA, G. W.; Aprile, F.; Miguéis, A. M. (2012); “Diagnóstico da qualidade da água do Rio Parauapebas (Pará – Brasil)”. *Acta Amazônica*, 42, (3), 413-422.

STATSOFT. (2010); **Statistica (data analysis software system)**. Version 10. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 15 ed dezembro de 2015.

TERRADO, M.; Borrell, L.; Campos, S.; Barceló, D.; Tauler, R. (2010); “Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks”. *Trends in Analytical Chemistry*, 29 (1), 40-52.

9 CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica é reconhecida cientificamente como unidade territorial para o desenvolvimento de estratégias de planejamento e gestão ambiental para o uso e manejo do solo e dos recursos hídricos. Na sua área de abrangência, existem complexas inter-relações sistêmicas dos seus componentes físicos, bióticos e socioeconômicos. Tal característica justifica a necessidade da implantação do planejamento ambiental nas bacias hidrográficas de forma integrada.

Dentre as abordagens utilizadas para avaliação integrada de bacias hidrográficas, as que consideram as características morfométricas, a dinâmica de uso e ocupação do solo, o potencial erosivo e a qualidade dos recursos hídricos, podem subsidiar a compreensão da dinâmica ambiental e auxiliar os tomadores de decisão quanto ao estabelecimento de estratégias de gestão territorial e ambiental, assim como na indicação de planos, programas e políticas governamentais direcionadas para a solução das problemáticas identificadas.

As sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru são de pequena dimensão e, na rede de drenagem predominam canais intermitentes e de primeira ordem. Estas duas características, associadas às suas propriedades de relevo impõem a necessidade do planejamento integrado para sua área de abrangência, com a indicação de estratégias que busquem conciliar o uso e ocupação do solo com a proteção e manutenção dos ecossistemas naturais e dos recursos hídricos.

Baseado nos resultados, foi constatado que o escoamento dos canais fluviais das SBHs apresentam baixa capacidade de transporte e que ocorre erosão do canal fluvial, sugerindo que os mesmos são susceptíveis a processos de assoreamento, sendo potencializado naqueles de menor ordem hierárquica de drenagem. Por outro lado, a baixa declividade das SBHs diminui o processo de erosão laminar de suas respectivas áreas de drenagem, uma vez que o escoamento superficial será mais lento em função desta característica.

Devido as SBHs apresentarem relevo com predominância de declividade baixa e cotas altimétricas entre 0 e 10 metros, controlar a ocupação do espaço é ação primordial no processo de planejamento territorial e ambiental, visto que, num cenário de enchente e conseqüente transbordamento do Rio Itapecuru, pode ocorrer inundações e alagamentos das zonas a jusante das SBHs.

A aplicação da técnica WSA permitiu indicar quais as áreas prioritárias para implementação de ações de conservação do solo e dos recursos hídricos, considerando os

componentes geomorfológicos. Na hierarquia obtida, por meio da aplicação do modelo de priorização, a SBH-6 obteve a maior prioridade, seguida pelas SBHs 7 e 9. Este aspecto é positivo, pois estas três SBHs ainda apresentam alto percentual de áreas com vegetação nativa, demonstrando forte potencial de conservação.

Foi constatado que 83,3% da área em estudo representam zonas de alta e média susceptibilidade ambiental. As decisões sobre planejamento urbano e gestão do uso do solo nas SBHs, deve considerar os componentes geomorfológicos de todo o sistema.

Considerando o período compreendido entre os anos de 2005 e 2015, as classes de UCT mapeadas para as SBHs do BCRI apresentaram pequenas variações percentuais. As principais alterações ocorreram nas SBHs 1 e 2, onde foi possível constatar redução zonas com vegetação de alto e médio porte. A redução das áreas verdes foi acompanhada pela ampliação das parcelas de solo exposto entre os anos de 2005 e 2010. As demais SBHs do BCRI apresentaram significativos percentuais de vegetação arbórea, e, não apresentaram transformações abruptas nas características da paisagem, no período compreendido entre os anos de 2005 e 2015.

As atividades agrícolas não causaram alterações nos padrões de paisagem das SBHs, considerando que a pequena dimensão e a forma de distribuição dos polígonos indicam que a atividade se enquadra na modalidade de subsistência.

Os processos de perda de solo por erosão laminar nas SBHs tendem a ser mais intensos entre os meses de março e maio, período de maior concentração das chuvas no Baixo Curso do Rio Itapecuru. Os valores de erosividade neste período são fortes, concentram 66% (7.400,00 MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹) de toda energia anual das chuvas com potencial de desencadear processos erosivos.

Foi detectado que a classe predominante de perda de solo por erosão laminar, obtidos por meio da aplicação da EUPS, foi a categoria “Muito Baixa”, com perda de solos de até 1 t ha⁻¹ ano⁻¹. Esta classe representou 80,73% (339,02 km²) da superfície das SBHs no ano de 2005, 82,39% (347,39 km²) no ano de 2010 e 81,29% (342,76 km²) no ano de 2015. Para manutenção dos baixos valores de perda de solo por erosão laminar nas SBHs, então, seria necessária a manutenção das áreas verdes, principalmente naquelas localizadas em zonas de maior declividade.

As principais mudanças entre os anos de 2005 e 2015, quanto à perda de solos por erosão laminar, ocorreram nas SBHs 1 e 2, devido à redução das áreas verdes e ampliação das zonas de solo exposto, que, no período chuvoso, contribuíram inevitavelmente para ampliação da perda dos solo por erosão laminar.

No geral, a SBH-2 foi a mais impactada entre as unidades geográficas analisadas, sofrendo severas alterações ambientais, como supressão de vegetação e alterações topográficas e hidrológicas, em função das atividades de terraplanagem na fase de implantação de um grande empreendimento petroquímico.

A qualidade de água do Rio Itapecuru, indicou sofrer influência da drenagem das SBHs. No trecho investigado, foram evidenciadas mudanças significativas em algumas variáveis indicadoras de alterações na qualidade de água, que são promovidas por processos erosivos das sub-bacias hidrográficas. Na zona de influência das SBHs foi identificado aumento dos valores de sólidos suspensos totais e turbidez, além da redução da transparência.

Os níveis de coliformes termotolerantes e a presença da *E. Coli* indicaram que existe lançamento de esgotos diretamente no rio. Com base nos resultados encontrados no P1, foi verificado que a contaminação se inicia a montante da área de estudo, porém, os maiores valores detectados no P4 e P5, sugerem que ocorrem emissões oriundas da cidade de Rosário e comunidades que margeiam o Rio Itapecuru. Isto impõe, como prioridade, o cadastramento dos usuários do rio, especialmente aqueles que consomem a água sem tratamento, para conscientizá-los sobre os cuidados necessários antes do uso, devido os riscos à saúde.

Os resultados obtidos para o fósforo total, compostos nitrogenados, antimônio, arsênio, boro, chumbo, cádmio, cobalto, lítio, mercúrio, vanádio, agrotóxicos, hidrocarbonetos, fenóis, cianeto livre e corantes artificiais, indicaram que a qualidade de água não apresenta alterações para estas variáveis nas SBHs analisadas.

A água do Rio Itapecuru foi classificada nos níveis de qualidade “Boa” e “Regular”, considerando o IQA-CETESB. Apesar dos valores do IQA ocorrerem com predominância na classe “Boa”, variações espaciais entre as estações de amostragem foram constatadas, com redução da qualidade de água no sentido montante-jusante do rio. Para conhecimento detalhado da qualidade de água do Rio Itapecuru por meio da utilização de IQA, recomenda-se a adaptação do índice utilizado ou elaboração de um específico para o Rio Itapecuru, em que seriam incorporadas outras variáveis-chave da dinâmica deste ambiente.

Os resultados obtidos neste estudo, são de fundamental importância para o Baixo Curso do Rio Itapecuru, tendo em vista que se trata-se de uma região atrativa para grandes investimentos industriais, que caso sejam implantados, geram diversos riscos a sociedade local, uma vez que persistem comunidades que possuem modo de vida tradicional, conectada ao campo e que dependem dos recursos naturais. As informações de cunho geomorfológico, dinâmica de uso e cobertura da terra, potencial erosivo e qualidade de água são preponderantes

para sustentar o processo de planejamento ambiental e subsidiar o fortalecimento de ações voltadas para a geração de políticas públicas ambientais que privilegiem as comunidades locais e a promoção do desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N.; MULLER-PLANTENBERG, C. (Org.). **Previsão de Impactos: O Estudo de Impacto Ambiental no Leste, Oeste e Sul. Experiências no Brasil, na Rússia e na Alemanha.** 2 Ed. São Paulo: EDUSP. 2006. 576p.
- ABBASI, T.; ABBASI, S.A. **Water quality indices.** Elsevier, UK, 2012. 384p.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - procedimento.** Rio de Janeiro, 1987. 14 p.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR. 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento.** Rio de Janeiro, 1987. 22 p.
- ABUD, E. A. et al. Caracterização morfométrica das sub-bacias no município de Xapuri: subsídios à gestão territorial na Amazônia Ocidental. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 2, p. 431-441, 2015.
- AGUIAR NETTO, O. A. et al. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 5, p. 4417–4426, 2013.
- AHEARN, D. S. et al. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, v. 313, n. 3-4, p. 234–247, 2005.
- AHER, P. D.; ADINARAYANA, J.; GORANTIWAR S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 850–860, 2014.
- ALATRISTA-SALAS, H. et al. A knowledge discovery process for spatiotemporal data: Application to river water quality monitoring. **Ecological Informatics**, v. 26, n. 2, p. 127–139, 2015.
- ALCANTARA, E. H. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Itapecuru, Maranhão – Brasil. **Caminhos da Geografia**, v. 7, n. 11, p. 97-113, 2004.
- ALVES, I. C. C. et al. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazônia**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.
- ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-127, 2003.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos - Brasília: MMA, 2006. 135 p.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013**. Brasília: ANA, 2013. 432 p.

ANDRADE, N. L. R. et al. Caracterização morfométrica e pluviométrica da Bacia do Rio Manso – MT. **Geociências**, v. 27, n. 2, p. 237-248, 2008.

ANDRADE, S. L.; FERREIRA, V. O.; SILVA, M. M. Elaboração de um mapa de risco de inundações da bacia hidrográfica do córrego São Pedro, área urbana de Uberlândia-MG. **Caderno de Geografia**, v. 24, n. 41, p. 1-16, 2014.

APHA/AWWA/WEF. 2012. **Standard methods for examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 22st ed., Washington, USA. 4358 p.

ARAÚJO, G. M. **Avaliação da Sustentabilidade Ambiental das sub-bacias dos Riachos Seco e Precuá, nos municípios de Bacabeira e Rosário – MA: Bases para o ordenamento territorial**. 2013. 103 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Maranhão. 2013.

ARAÚJO, R. S. et al. Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 815–828, 2015.

ARAÚJO-JR. Fatores de risco a inundação na bacia hidrográfica da Estrada Nova Belém – PA. **Geografia (Londrina)**, v. 22, n. 2, p. 57-78, 2013.

ATLAS BRASIL. **O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro**. Brasília: PNUD, IPEA, FJP, 2013. 93 p.

BADAR, B.; ROMSHOO, S. A.; KHAN, M. A. Integrating biophysical and socioeconomic information for prioritizing watersheds in a Kashmir Himalayan lake: a remote sensing and GIS approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 8, p. 6419-6445, 2013.

BAGDI, G. L.; KUROTHE, R. S. People's participation in watershed management programmes: Evaluation study of Vidarbha region of Maharashtra in India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 3, p. 57-66, 2014.

BAHAR, M.; OHMORI, H.; YAMAMURO, M. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. **Limnology**, v. 9, p. 19–26, 2008.

BAPTISTA, G. M. M. **Diagnóstico Ambiental da Perda Laminar de Solo, no Distrito Federal, por meio de Geoprocessamento**. 1997. 132 p. Dissertação (Mestrado em Ciências), Universidade de Brasília. 1997.

BARBOSA, Y. B.; LORANDI, R. Geoprocessamento aplicado ao estudo da vulnerabilidade à erosão na bacia hidrográfica do ribeirão do Pântano nos municípios de São Carlos, Analândia e Descalvado (SP). **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 1, p. 103-123, 2012.

- BARROS, K. O. et al. Análise temporal das classes de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Rio Vieira, Montes Claros, Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 5, n. 2, p. 43-54, 2013.
- BARROS, L. S. S.; CRUZ, C. R.; SILVA, V. C. Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do Rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 668-676, 2015.
- BATALHA, S. S. A. et al. Condições físico-químicas e biológicas em águas superficiais do Rio Tapajós e a conservação de Floresta Nacional na Amazônia, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 4, p. 647-663, 2014.
- BEEKMAN, G. B. **Gerenciamento integrado dos recursos hídricos**. Brasília: Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura - IICA, 1999. 64p.
- BEHERA, S.; PANDA, R. K. Evaluation of management alternatives for an agricultural watershed in a sub-humid subtropical region using a physical process based model. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 113, n. 1-4, p. 62-72, 2006.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. Ícone, São Paulo. 2012. 355p.
- BERTOSSI, A. P. A. et al. Análise morfométrica da sub-bacia do Córrego Horizonte, Alegres, utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Revista Nucleus**, v. 8, n. 2, p. 209-218, 2011.
- BESKOW, S. et al. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49-59, 2009.
- BEZERRA, I. S.; SILVA, T. C. Análise de riscos à perda de solo para diferentes cenários de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Rio Abiaí-Papocas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 195-204, 2014.
- BOLFE, E. L.; BOLFE, A. P. F.; SIQUEIRA, E. R. Dinâmica do uso e ocupação do solo: subsídio à recuperação de áreas degradadas em Japaratinga, SE. **Geomática**, v. 2, n. 2, p. 13-29, 2008.
- BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p.311-322, 2008.
- BOSCH, D. et al. Community Decisions: Stakeholder focused watershed planning. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 226 – 232, 2012.
- BOSSEL, H. **Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications: A report to the Balaton Group**. Winnipeg: IISD, 1999. 138 p.
- BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. (Org.). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. 2 ed. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 2010. p. 153-192.

BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v. 361, n. 3-4, p. 227– 239, 2008.

BRASIL. 1997. Lei Federal Nº 9.433/1997, de 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em:<www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L943>. Acesso em: 8 de janeiro de 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Conjuntos de normas legais: recursos hídricos**. 8. ed. Brasília, DF: MMA, 2014.

BRITO, J. L. S. et al. Uso do geoprocessamento na estimativa da perda de solos por erosão laminar em Iraí de Minas, MG, in: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Santos, Brasil. **Anais...INPE**, p. 501-512. 1998.

BU, H. et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 187–197, 2014.

CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à ciência da geoinformação**. INPE. São José dos Campos. 2001. 345 p. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd>>. Acesso em: 10 de outubro de 2015.

CARDOSO, C. A. et al. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.

CARDOSO, L. S.; MOTTA MARQUES, D. M. L. Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplânctônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 2, p. 123-134, 2012.

CARVALHO, R. G; KELTING, F. M. S; AGUIAR, P. F. Diagnóstico ambiental integrado do Município de Grossos/RN: Subsídios ao Planejamento Ambiental. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 23, p. 105-129, 2012.

CASALÍ, J. et. al. Sediment production and water quality of watersheds with contrasting land use in Navarre (Spain). **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 10, p. 1683–1694, 2010.

CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do Rio Turvo - GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia Plena**, v. 5, n. 2, p. 1-7, 2009.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo**. São Paulo, SP, 2015. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 28 de dezembro de 2012.

CHANG, H. Spatial analysis of water trends in the Han River basic, South Korea. **Water Research**, v. 42, n. 43, p. 3285-3304, 2008.

CHORLEY, R. J. Geomorphology and general systems theory. USGS, Professional paper 500 B, 1962. Tradução em: **Notícia Geomorfológica**, v. 22, n. 23, p. 3-22, 1971.

CHORLEY, R. J.; KENNEDY, B. A. **Physical Geography: a systems approach**. London: Prentice Hall International, 1971. 370 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise morfométrica de bacias hidrográficas no Planalto de Poços de Caldas**. Tese de Livre Docência, Instituto de Geociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1970. 375 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980, 183p.

CONOVER, W. J. **Practical nonparametric statistics**. New Jersey: John Willey & Sons, 1990. 584 p.

CÓRDOBA, E. B.; MARTÍNEZ, A. C.; FERRER, E. V. Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1049 – 1054, 2010.

COUTINHO, L. M. et al. Cálculo do fator LS da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS) para a bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Revista Agro@ambiente**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2014.

COUTINHO, L. M. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio da Prata, Castelo, ES. **Irriga**, v. 16, n. 4, p. 369-381, 2011.

DE ROO, A. P. J. et al. A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: theory, input and output. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 8, p.1107-1117, 1996.

DEMARCHI, J. C.; ZIMBACK, C. R. L. Mapeamento, erodibilidade e tolerância de perda de solo na sub-bacia do Ribeirão das Perobas. **Revista Energia Agrícola**, v. 29, n. 2, p.102-114, 2014.

DERRUAU, M. **Geomorfologia**. 5. ed. Barcelona: Ariel, 1966. 435 p.

DEVATHA, C. P.; DESHPANDE, V.; RENUKAPRASAD, M. S. Estimation of Soil loss using USLE model for Kulhan Watershed, Chattisgarh- A case study. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1429-1436, 2015.

DIPAK, R. S.; SHIRISH, G. S.; NAGARAJAN, R. GIS based drainage morphometry and its influence on hydrology in parts of Western Ghats region, Maharashtra, India. **Geocarto International**, v. 30, n. 7, p. 755-778, 2015.

DONHA, A. G.; SOUZA, L. C. P.; SUGAMOSTO, M. L. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 175-181, 2006.

DSG-SUDENE. Divisão do Serviço Geográfico do Exército Nacional-Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. **Cartas Planialtimétricas na escala 1:100.000, folhas 549 e 610**. Escala: 1:100.000. DSG/SUDENE, 1980.

EC. European Commission Directive. **Directive 2000/60/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**. Official Journal 22 December 2000 L 327D 1. European Commission, Brussels. 2000.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006. 306 p.

EROL, A.; RANDHIR, T. O. Watershed ecosystem modeling of land-use impacts on water quality. **Ecological Modelling**, v. 270, p. 54– 63, 2013.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS Professional GIS for the desktop**, version 9.2. Software. 2006.

FELIPE, A. C. et al. Geoprocessing applied in morphometric of the Ribeirão do Veado watershed – Piratininga (SP), seeking the conservation of the water resources. **Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science**, v. 6, n. 2, p. 89-95, 2013.

FENG, Y. et al. A dynamic water quality index model based on functional data analysis. **Ecological Indicators**, v. 57, p. 249-258, 2015.

FERNANDES, M. R. **Parâmetros básicos de bacias hidrográficas**. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2014. 18 p.

FIA, R. et. al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FRAGA, M. S. et al. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014.

FRANÇA, G. V. de. **Interpretação fotográfica de bacias e de redes de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba**. Piracicaba. 1968, 151p. Tese (Doutorado em Agricultura) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 1968.

FRANCO, G. B. et al. Diagnóstico ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Almada (BA). **Geografia (Londrina)**, v. 20, n. 3, p. 071-094, 2011.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Volume 4: Meio Antropico**. São Luís/MA: UFMA. 2008a. 230 p.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Volume 2: Meio Físico**. São Luís/MA: UFMA. 2008b. 440 p.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. Estudo de Impacto Ambiental-EIA/Relatório de Impacto do Meio Ambiente-RIMA da Refinaria Premium I. **Banco de Dados**. São Luís/MA: UFMA. 2009.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. **Relatório de Acompanhamento das Principais Cadeias Produtivas da Região de Entorno da Refinaria Premium I**. Produto 7 – Relatório Final. São Luís/MA: UFMA. 2013. 188 p.

FSADU. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal do Maranhão. **2º Relatório Anual do Programa de Monitoramento de Águas Superficiais, Sedimentos e Águas Subterrâneas na Área de Influência da Refinaria Premium I, MA**. Relatório Técnico. São Luís/MA: UFMA 2014. 362 p.

FUSEINI, I.; KEMP, J. A review of spatial planning in Ghana's socio-economic development trajectory: A sustainable development perspective. **Land Use Policy**, v. 47, p. 309-320, 2015.

GOSAIN, A. K.; RAO, S. GIS-based technologies for watershed management. **Current Science**, v. 87, n. 7, p. 948–953, 2004.

GUERRA, A. J. T. et al. Soil Erosion and Conservation in Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 37, n. 1, p. 81-91, 2014.

GUERRA, A. J. T. O Início do Processo Erosivo. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Orgs). **Erosão e Conservação do Solo: Conceitos, Temas e Aplicações**. 7 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2012. p. 17-55.

GYAWALI, S. et al. Assessment of relationship between land uses of riparian zone and water quality of river for sustainable development of river basin, A case study of U-Tapao river basin, Thailand. **Procedia Environmental Sciences**, v. 17, p. 291 – 297, 2013.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

HAMMOND, A. et al. **Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development**. Washington: World Resources Institute. 1995. 58 p. Disponível em: <http://pdf.wri.org/environmentalindicators_bw.pdf>. Acesso em: 12 de novembro de 2015.

HANAI, F. Y. Desenvolvimento sustentável e sustentabilidade do turismo: conceitos, reflexões e perspectivas. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, v. 8, n. 1, 2012.

HARRIS G. P.; HEATHWAITE A. L. Inadmissible evidence: knowledge and prediction in land and waterscapes. **Journal of Hydrology**, v. 304, p. 3–19, 2005.

HEATHWAITE A. L. Multiple stressors on water availability at global to catchment scales: understanding human impact on nutrient cycles to protect water quality and water availability in the long term. **Freshwater Biology**, v. 55 (Suplemento 1), p. 241–257, 2010.

HORTON, R. E. Drainage basin characteristics. Trans. **Transactions, American Geophysical Union**, v. 13, n.1 p. 350-361, 1932.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins; hydrological approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 56, n. 3, p. 275–370, 1945.

HOYOS, N.; WAYLEN, P. R.; JARAMILLO, A. Seasonal and spatial patterns of erosivity in a tropical watershed of the Colombian Andes. **Journal of Hydrology**, v. 314, n. 1-4, p. 177–191, 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Subsídios ao zoneamento ecológico-econômico da bacia do Rio Itapecuru – MA: diretrizes gerais para ordenação territorial**. Primeira Divisão de Geociência do Nordeste. Rio de Janeiro: IBGE, 1998.187 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas Temáticos do IBGE: Geologia**. 2003. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/geologia>. Acesso: 10 de abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas Temáticos do IBGE: Solos**. 2007. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/solos>. Acesso em: 10 de abril de 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Localidades**. 2010a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/territ_localidades.shtm>. Acesso em 10 de março de 2016.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Infraestrutura de Transporte**. 2010b. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/mapas_doc4.shtm>. Acesso: 21 de novembro de 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Cidades**. 2015. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 28 novembro de 2015.

IERODIACONOU, D. et al. The consequences of land use change on nutrient exports: a regional scale assessment in south-west Victoria, Australia. **Journal of Environmental Management**, v. 74, n. 4, p. 305–316, 2005.

IMESC. Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Enciclopédia dos Municípios Maranhenses: microrregião geográfica de Rosário**. São Luís: IMESC, 2014. 238 p.

IMIRANTE. **Como Funciona o Sistema de Abastecimento de Água de São Luís**. 2015. Disponível em: <<http://imirante.com/sao-luis/noticias/2015/02/28/como-funciona-o-sistema-de-abastecimento-de-agua-de-sao-luis.shtml>>. Acesso em: 5 de janeiro de 2016.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações de dados**. 2015. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 21 de dezembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **TOPODATA: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. 2008. Disponível em: <www.dsr.inpe.br/topodata>. Acesso em: 10 de novembro de 2015.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Imagem LANDSAT TM e ETM**. 2009. Disponível em: <www.dgi.inpe.br/siteDgi/ATUS_LandSat.php>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2016.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Catalogo de Imagens**. 2015. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 18 de novembro de 2015.

IRVEM, A.; TOPALOGLU, E.; UYGUR, V. Estimating spatial distribution of soil loss over Seyhan River Basin in Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 336, n. 1-2, p. 30–37, 2007.

JAVED, A.; KHANDAY, M.Y.; AHMED, R. Prioritization of sub-watersheds based on morphometric and land use analysis using remote sensing and GIS techniques. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 37, p. 261–274, 2009.

KANNEL, P. R. et al. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. **Ecological Modeling**, v. 202, n. 3-4, p. 503–517, 2007.

KOK, K. et al. Land degradation and land cover change detection using low-resolution satellite images and the CORINE database: a case study in Spain. **ITC Journal**, v. 3, p. 217–228, 1995.

LABGEO. Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Estadual do Maranhão. **Atlas do Maranhão**. São Luís: GEPLAN. 2002. 44 p.

LAFLEN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R. The water erosion prediction project – a new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, p. 34-38, 1991.

LANNA, A. E. L.; CÁNEPA, E. M. O Gerenciamento de bacias hidrográficas e o desenvolvimento sustentável: uma abordagem integrada. **Ensaio FEE**, v. 15, n. 1, p. 269-282, 1994.

LANNA, A. E. L. Sistemas de gestão de recursos hídricos: análise de alguns arranjos institucionais. **Ciência e Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 21-56, 2001.

LARAQUE, A. et al. Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large tropical river: The Orinoco, Venezuela. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 4-17, 2013.

LEACH, W. D. Collaborative Public Management and Democracy: Evidence from Western Watershed Partnerships. **Public Administration Review**, Special Issue, 2006.

- LEACH, W. D.; PELKEY, N. W.; SABATIER, P. A. Stakeholder partnerships as collaborative policymaking: Evaluation criteria applied to watershed management in California and Washington. **Journal of Policy Analysis and Management**, v. 21, n. 4, p. 645–670. 2002.
- LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Formiga, Tocantins. **Revista Eletrônica de Geografia**, v. 4, n. 12, p. 90-106, 2012.
- LÉLÉ, S. M. Sustainable development: a critical review. **World Development**, v. 19, n. 6, p. 607-621, 1991.
- LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, v. 294, n. 3, p. 185–199, 1994.
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010. 216 p.
- LERMONTOV, A. et al. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1188-1197, 2009.
- LI, S. et al. Water quality in relation to land use and land cover in the upper Han River Basin, China. **Catena**, v. 75, p. 216–222, 2008.
- LIMA, C. R. N. et al. Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 169-178, 2015.
- LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ - Departamento de Ciências Florestais, 2008. 253 p.
- LIRA, E. M.; NASCIMENTO, F. I. C.; ALMEIDA, G. O. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Amaro, Acre-Brasil. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 3, n. 4, p. 606-616, 2012.
- LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.
- LOPES, F. B. et al. Uso de geoprocessamento na estimativa da perda de solo em microbacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Agro@mbiente**, v. 5, n. 2, p. 88-96, 2011.
- LUBOWE J. K. Stream junction angles in the dendritic drainage pattern. **American Journal of Science**, v. 262, n. 3, p. 325-339.1964.
- MACHADO, D. O. et al. Erosividade da chuva para o bioma Pantanal. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 195-201, 2014.
- MAIER, M. H. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55" - 48°55"W; 22°30" - 21°55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, v. 39, n. 2, p. 164-185, 1987.

- MALIK, M. I.; BHAT, M. S. Integrated Approach for Prioritizing Watersheds for Management: A Study of Lidder Catchment of Kashmir Himalayas. **Environmental Management**, v. 54, p. 1267–1287, 2014.
- MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; PRATS, A. H. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 67-79, 2008.
- MARQUES-NETO, R. A abordagem sistêmica e os estudos geomorfológicos: algumas interpretações e possibilidades de aplicação. **Geografia (Londrina)**, v. 17, n. 2, 2008.
- MATA, C. L. et al. Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na bacia do rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perda de Solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, p. 57-71, 2007.
- MEDEIROS, R. **Itapecuru: águas que correm entre pedras**. São Luís-MA: ABES 2001. 120 p.
- MELO, J. A. B. et al. Identificação das Áreas de Conflito de Uso da Terra na Microbacia do Riacho do Tronco, Boa Vista, PB. **Revista de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 185-201, 2010.
- MENDOZA, M. E. et al. Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975 - 2003). **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 237-250, 2011.
- MENESES, B. M. et al. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. **Science of the Total Environment**, v. 527–528, p. 439–447. 2015.
- MIGUEL, A. E. et al. Análise do Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Bacia do Ribeirão do Meio, Brasilândia/MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, p. 1088-1098, 2012.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na Equação Universal de Perda de Solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1455-1461, 2010.
- MOATAR, F.; MIQUEL, J.; POIREL, A. A quality control method for physical and chemical monitoring data. Application to dissolved oxygen levels in the river Loire (France). **Journal of Hydrology**, v. 252, n. 1-4, p. 25-36, 2001.
- MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena**, v. 81, n. 2, p. 97-103, 2010.
- MOLLE, F. River-basin planning and management: The social life of a concept. **Geoforum**, v. 40, p. 484–494. 2009.
- MORELI, A. P.; PEREIRA, D. P.; SILVA, S, F. Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do Córrego Cancã em Venda Nova do Imigrante – ES – BRASIL. **Nucleus**, v. 11, n. 2, p. 385-396, 2014.

MORETTO, D. L. et al. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012.

MORGAN, R. P. C. et al. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 23, n. 6, p. 527-544, 1998.

MÜLLER, V. C. **A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area**. New York: Virginia and Tennessee. Dept. of Geology. n. 3, 1953. 30 p.

NARDINI, R. C. et al. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma microbacia hidrográfica. **Irriga**, v. 18, n. 4, p. 687-699, 2013.

NERY, C. V. M. et al. Aplicação do Novo Código Florestal na Avaliação das Áreas de Preservação Permanente em Topo de Morro na Sub-Bacia do Rio Canoas no Município de Montes Claros/MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 6, p. 1673-1688, 2013.

NIE, W. M. et al. Assessing impacts of landuse changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. **Journal of Hydrology**, v. 407, n. 1-4, p. 105–114, 2011.

NUGEO. Núcleo Geoambiental da Universidade Estadual do Maranhão. **Bacias Hidrográficas: Subsídios para o planejamento e a gestão territorial**. Relatório Técnico. 2011. 47 p.

OLIVEIRA, L. N.; SILVA, C. E. Qualidade da água do Rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 128-147, 2014.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 819-825, 2010.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, A. N. Rainfall erosivity in Brazil: A review. **Catena**, v. 100, p. 139–147, 2012.

OLSZEWSKI, N. et al. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do Rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos Efeitos das Atividades Antropólicas nos Recursos Hídricos na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego do Ipê — SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013.

OUYANG, Y. et al. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, v. 20, n. 40, p. 3800-3810, 2006.

PACHECO, F. A. L. et al. Soil losses in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, p. 110–120, 2014.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. U Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2915 -2926, 2000.

PINHEIRO, A. et al. Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na Bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 86-93, 2013.

PINHEIRO, A. et al. Relação Entre o Uso do Solo e a Qualidade da Água em Bacia Hidrográfica Rural no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 3, p. 127-139, 2014.

POLLO, R. A. et al. Caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Água da Lucia, Botucatu-SP. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 5, n. 1, p. 163-167, 2012.

PORTO, M. F. A.; PORTO R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PRASANNAKUMAR, V. et al. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. **Geoscience Frontiers**, v. 3, n. 2, p. 209-215, 2012.

QUEIROZ, P. H. B.; SALES, M. C. L.; SILVA, J. M. O. Indicadores morfométricos como subsidio ao planejamento ambiental em um setor do médio curso da bacia hidrográfica do Rio Pacoti - CE. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 3-24, 2014.

RATHA, D.; AGRAWAL, V. P. A digraph permanent approach to evaluation and analysis of integrated watershed management system. **Journal of Hydrology**, v. 525, p. 188–196, 2015.

REIS, A. A. et al. Land Use and Occupation Analysis of Permanent Preservation Areas in Lavras County, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 36, n. 3, p. 300-308, 2012.

RIBEIRO, L. S.; ALVES, M. G. 2007. Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos dos Goytacazes/RJ através de Técnicas de Geoprocessamento, in: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13, Florianópolis, Brasil. **Anais...Florianópolis: INPE**, p. 3039-3046. 2007.

RODRIGUES, F. M.; PISSARA, T. C. T.; CAMPOS, S. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do Córrego da Fazenda Gloria, Município de Taquaritinga, SP. **Irriga**, v. 13, n. 3, p. 310-322, 2008.

RODRIGUES, V. M. et al. Degradação ambiental da microbacia do Ribeirão Tamanduá em relação com sua morfometria. **Revista Forestal Venezolana**, v. 55, n. 1, p. 23-28, 2011.

ROGERS, P. P.; LLAMAS, M. R.; MARTÍNEZ-CORTINA, M. (Ed.) **Water crisis: myth or reality?** London: Fundación Marcelino Botín, Taylor & Francis, 2006. 331p.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 7 ed. Uberlândia: EDUFU, 2009. 264p.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63-74, 1994.

ROTHWELL, J. J. et al. A spatial and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 4, p. 841–855, 2010.

RUTHES, J. M. et al. Uso de Sistema de Informação Geográfica na Determinação do Fator Topográfico da Bacia do Rio Catorze, Sudoeste do PR. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 5, p. 1099-1109, 2012.

SANTOS, A. M. et al. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 195-211, 2012.

SANTOS, D. A. R.; MORAIS, F. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Lago Verde como subsídio à compartimentação do relevo da região de Lagoa da Confusão – TO. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 617-629, 2012.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n. 1, p. 60–68, 2013.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental - teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004, 184 p.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise morfométrica como subsídio ao zoneamento territorial: o caso das bacias do Córrego Carioca, Córrego do Baçõ e Ribeirão Carioca na região do Alto Rio das Velhas-MG. **Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 1, p.77-85, 2008.

SCHMIDT, P.; MORRISON, T. H. Watershed management in an urban setting: process, scale and administration. **Land Use Policy**, v. 29, n. 1, p. 45– 52, 2012.

SCHUMM S. A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. **Geological Society of America Bulletin**, v. 67, n. 5, p. 597-646, 1956.

SEEBOONRUANG, U. A statistical assessment of the impact of land uses on surface water quality indexes. **Journal of Environmental Management**, v. 101, p. 134-142, 2012.

SEINC. Secretária de Estado e de Indústria e Comércio do Maranhão. **Distritos Industriais**. 2015. Disponível em: < <http://www.seinc.ma.gov.br/distritos-industriais/>>. Acesso em: 22 de dezembro de 2015.

SHERBININ, A. et al. **Indicators in Practice: How Environmental Indicators are Being Used in Policy and Management Contexts**. Earth Institute, Columbia University. 2013. 38 p.

SHI, Z. H. et al. Soil conservation planning at the small watershed level using RUSLE with GIS: a case study in the Three Gorge Area of China. **Catena**, v. 55, n. 1, p. 33–48, 2004.

SHI, Z. H. et al. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A case study in the Three Gorges Area, China. **Journal of Hydrology**, v. 438–439, p. 156–167, 2012.

SHI, Z. H. et al. Partial least-squares regression for linking land-cover patterns to soil erosion and sediment yield in watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 498, p. 165–176, 2013.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007.

SILVA, C. B. et al. Delimitação de Geoambientes numa Bacia Hidrográfica na Zona da Mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 5, p. 1259-1274, 2012.

SILVA, D. J.; CONCEIÇÃO, G. M. Rio Itapecuru: Caracterização Geoambiental e Socioambiental, Município de Caxias, Maranhão, Brasil. **Scientia Plena** v. 7, n. 1, 2011.

SILVA, N. C. L. et al. Uso do Solo No Manejo de Bacias Hidrográficas: O Caso da Microbacia Córrego Prata, Três Lagoas/MS. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v. 2, n. 1, p. 1-13, 2009.

SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17 p. 4119–4124, 2003.

SIMÕES, F. S. et al. Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. **Ecological Indicators**, v. 8. p. 476-484, 2008.

SINGH, K. P.; MALIKA, A.; SINHAB, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 355–374, 2005.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do Rio Parauapebas (Pará – Brasil). **Acta Amazônica**, v. 42, n. 3, p. 413-422, 2012.

SMITH, K. G. Standards for grading textures of erosional topography. **American Journal of Science**, v. 248, p. 655–668, 1950.

SOARES, L. S. **Avaliação da Aplicação do “Índice de Sustentabilidade de Bacias Hidrográficas” como Subsídios para Formulação de Políticas Públicas de Conservação das Sub-bacias Hidrográficas dos Rios Batatã e Maracanã, Ilha de São Luís – MA.** 2010. 216 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas), Universidade Federal do Maranhão. 2010.

SOARES, M. R. G. J.; SOUZA, J. L.; JESRZURKI, D. Fragilidade ambiental da Bacia do Rio Pequeno em São José dos Pinhais (PR). **Revista Geografia (Londrina)**, v. 20, n. 3, p. 057-070, 2011.

SOARES, M. R. G. J.; SOUZA, J. L. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Pequeno em São José dos Pinhais (PR). **Geografia (Londrina)**, v. 21, n. 1, p. 19-36, 2012.

SOUZA, V.; GALVANI, E.; SOUZA, M. L. Determinação e Adequação da Capacidade de Uso da Terra em Bacia Hidrográfica por Meio de Sistematização Metodológica no SIG SPRING. **Geografia (Londrina)**, v. 24, n. 1, p. 55- 69, 2015.

STATSOFT. **Statistica (data analysis software system)**. Version 10. 2010. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2015.

STEIN, D. P. et al. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica Na bacia do Peixe Paranapanema. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO, Marília, Brasil. **Anais...ABGE; DAEE**. v. 1, p. 105-135. 1987.

STIPP, N. A. F; MENDONÇA, F. A.; CAMPOS, R. A. O potencial de erosão de uma bacia hidrográfica: utilização da Equação Universal de Perda de Solos (RUSLE) como ferramenta de gestão ambiental. **Geografia (Londrina)**, v. 20, n. 2, p. 29-51, 2011.

STRAHLER A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Bulletin of the Geological Society of America**. v. 63, n. 10, p. 1117-1142, 1952.

STRAHLER A. N. Quantitative slope analysis. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 67, n. 5, p. 571-596, 1956.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transaction of American Geophysical Union**. v. 38, p. 913-20, 1957.

STROHSCHOEN, A. A. G. et al. Estudo preliminar da qualidade da água dos Rios Forqueta e Forquetinha, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, p. 372-375, 2009.

SWAT. 2008. **Soil and Water Assessment Tool: ArcSWAT**. College Station, Tex.: Texas A&M University. Disponível em:<www.brc.tamus.edu/swat/arcsWat.html>. Acesso em: 10 de fevereiro de 2014.

TAN, Q. et al. A non-probabilistic programming approach enabling risk-aversion analysis for supporting sustainable watershed development. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 4771-4788, 2016.

TEODORO, V. L. I. et al. Conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, n. 20, p. 137-156, 2007.

TERRADO, M. et al. Surface-water-quality indices for the analysis of data generated by automated sampling networks. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 29. n. 1, p. 40-52, 2010.

TEZER, A. et al. Integrated planning for the resilience of urban riverine ecosystems: the Istanbul-Omerli Watershed case. **Ecology Hydrobiology**, v. 12, n. 2, p. 153-163. 2012.

TOMAZONI, J. C. et al. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da Erosão Laminar na Bacia do Rio Anta Gorda (PR). **Estudos Geográficos**, v. 3, n. 1, p. 1-21, 2005.

- TONELLO, K. C. et al. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões – MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.
- TONG, S.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, v. 66, p. 377-393. 2002.
- TRICART, J. **Principles e Methodes de la Geomorphologie**. Paris: Masson et Cie. Ed., 1965. 496p.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.
- UMETSU, R. K. et al. Análise morfométrica e socioambiental de uma bacia hidrográfica amazônica, Carlinda, MT. **Revista Árvore**, v. 36, n. 1, p. 83-92, 2012.
- VALLE JUNIOR, R. F. et al. Environmental land use conflicts: A threat to soil conservation. **Land Use Policy**, v. 41, p. 172–185, 2014.
- VEIGA JÚNIOR, J. P. **São Luís NE/SE, folhas SA-23-X e SA-23-Z: estados do Maranhão e Piauí**. Brasília, DF: CPRM, 2000. p. 5-23. Escala 1:500.000. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil.
- VEIGA, L. B. E.; MAGRINI, A. The Brazilian water resources management policy: Fifteen years of success and challenges. **Water Resources Management**, v. 27, n. 7, p. 2287–2302, 2013.
- VENTE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, n. 1-2, p. 95–125. 2005.
- VIEIRA, V, F. Estimativa de perdas de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica. **Geografia (Londrina)**, v. 17, n. 1, 2008.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245 p.
- VITTE, A. C.; MELLO, J. P. Considerações sobre a erodibilidade dos solos e a erosividade das chuvas e suas conseqüências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 2, n. 2, p. 107-133, 2007.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2005. 243 p.
- WANG, L. et al. An interval fuzzy multiobjective watershed management model for the lake Qionghai watershed, China. **Water Resources Management**, v. 20, n. 5, p. 701–721, 2006.
- WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, v. 61, n. 1, p. 25–36, 2001.

WCED. World Commission on Environment and Development. **Our Common Future**. Oxford and New York: Oxford University Press, 1987. 300 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA. Agriculture Handbook. 1978. 58 p.

WMO. The Dublin Statement and Report of the Conference. **International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st Century**. 26-31 January 1992. Dublin, Ireland.

YASSUDA, E. R. Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais. **Revista de Administração Pública**, v. 27, n. 2, p. 5-18, 1993.

YOUNG, W. J.; MARSTON, F. M.; DAVIS, M. J. Nutrient Exports and Land Use in Australian Catchments. **Journal of Environmental Management**, v. 47, n. 2, p. 165–183, 1996.

ZERNITZ E. R. Drainage patterns and their significance. **Journal of Geology**, v. 40, n. 6, p. 498-521, 1932.

ZHOU, P. Effect of vegetation cover on soil erosion in a mountainous watershed. **Catena**, v. 35, n. 3, p. 319-325, 2008.

APÊNDICES

Apêndice A. Média dos totais mensais e anuais de precipitação (mm) entre os anos 1975 a 2014 com seus respectivos valores de erosividade (R) em MJ.mm ha⁻¹ ano⁻¹ (Fonte de dados: INMET)

Meses	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	Totais	Média
1975	259,6	431,7	304,3	429,3	378,8	195,6	122,2	19,7	68,7	3,8	14,6	48,2	2276,5	259,6
1976	196,1	412,6	325,1	345,2	167,1	31,6	53,4	0,6	0	14,6	23,3	41,4	1611	196,1
1977	359,1	240,9	374	470,4	226	218,1	78,4	15,4	3,9	0	0	39,6	2025,8	359,1
1978	173,5	152,9	381,6	438,4	307,7	185	205,1	21,6	10,6	3,2	0	91	1970,6	173,5
1979	284,8	208,1	368,9	320,6	404,2	84,3	162,5	14,7	66,2	1,3	37,1	9,1	1961,8	284,8
1980	274,4	824,7	379,5	446,7	228,3	213,8	87,6	8,5	11,2	0	1,7	2,1	2478,5	274,4
1981	75,9	161,5	350,3	265	372,3	82	71,6	0,7	0	0	0	139,5	1518,8	75,9
1982	302	477,1	356,6	468,6	146,2	119,9	12,6	19,7	8,6	2,1	11,6	1,7	1926,7	302
1983	21,7	243	156,5	245,6	49,1	76,8	2,5	1,4	0	2,4	1,2	83,5	883,7	21,7
1984	205,9	324,3	534,2	640,8	454,5	131,8	85,8	58	17,5	26,1	13,2	59,6	2551,7	205,9
1985	503,5	689,1	797,1	849,2	407	266,3	227,9	22,6	11,7	0,3	2,6	204	3981,3	503,5
1986	343,4	328	732,4	749,2	172,4	225,3	155,6	21,4	23,2	37,8	1,2	33,3	2823,2	343,4
1987	104,5	277,8	689,2	183,5	333,4	130,8	32,5	53,2	0	28	0	0,3	1833,2	104,5
1988	364,5	529,9	382,2	423,4	406,4	190,1	313,5	81,5	0	3	3,2	145,7	2843,4	364,5
1989	205,9	228,5	280,8	562,7	389,1	322,4	235,9	60,7	33,3	29,3	71,8	335,2	2755,6	205,9
1990	109,2	501,5	198,3	285,9	146,6	154,3	228,4	35,1	33,4	1	3,1	56,8	1753,6	109,2
1991	280,1	168,9	587,9	428	341,4	244,1	94,2	19,3	0,3	3,4	0	0	2167,6	280,1
1992	307,1	165,7	438,9	94,4	94,2	49,3	46,6	0,2	0,1	0,6	1,1	0,2	1198,4	307,1
1993	102,7	264,1	406,7	189,8	199,6	96,4	102,6	12,2	0	0	0,6	262,8	1637,5	102,7
1994	409,9	293,3	712,4	405,3	404,1	235,9	161,5	33,4	16,2	0,2	0	48	2720,2	409,9
1995	51,3	415,4	367,2	605	457	312,3	142,9	6,5	0	2,9	81,4	28,2	2470,1	51,3
1996	252,1	174,5	548,5	592,3	521,7	90,4	127,7	88,1	14,4	0,8	2,6	6,1	2419,2	252,1
1997	107,1	113,4	403,2	422	267,4	16,1	20,7	0	0	0,3	41,4	29,6	1421,2	107,1
1998	306,7	58,8	366,1	246,6	144,4	128,2	152,4	2,7	0	0	0,3	53,6	1459,8	306,7
1999	135,7	375	660,8	474,4	241,9	171	131	44,1	0,1	1,1	0	131,1	2366,2	135,7
2000	267,1	392,1	606	609,6	422,2	146,1	202,1	63,9	12,6	0	0,2	43,3	2765,2	267,1
2001	336,2	445,4	370,7	590,1	201,8	327,2	150,2	0,5	7,4	0	6,1	44	2479,6	336,2
2002	345,6	83,4	314,1	489,3	295,4	237	42,3	4,6	0	0	29,3	47,4	1888,4	345,6
2003	359,1	491,1	570,2	428,8	207,7	148	64,6	34,4	5,9	0,2	4,7	55,8	2370,5	359,1
2004	445,7	485,4	388	452,9	183,5	213,1	233	83,9	1,5	0	3,2	6,6	2496,8	445,7
2005	33,1	230,8	350,4	371,4	219,6	256,5	166,4	12,8	0	0,2	4	158,1	1803,3	33,1
2006	189,9	277,5	369,2	537,3	536,1	261,9	63,2	67	2,3	0	9,3	40,5	2354,2	189,9
2007	16,3	545,1	457,4	348,6	286,1	61,4	136,3	0,2	2,2	1	2,4	42	1899	16,3
2008	124,4	413,5	584,5	607	314,2	380	104,9	51,4	0,4	0,4	0,6	18,5	2599,8	124,4

Meses	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	Totais	Média
2009	375,8	367,2	565,4	767,1	467,7	207,6	71,8	12,3	0	0	2,6	10,3	2847,8	375,8
2010	108,2	121,5	316,9	393,7	377,5	218,3	105,2	7	0,4	0	16,2	90,7	1755,6	108,2
2011	490,3	457,4	430,9	621,7	310,8	166,8	128	38,7	0	61,6	6,5	0,6	2713,3	490,3
2012	102,4	238,1	331,7	249,5	86,4	50,8	60,5	11,2	0,2	0	1,6	0,8	1133,2	102,4
2013	60	279,4	319,1	267,8	186,3	203,4	203,7	15	4,4	0,8	13,8	40,5	1594,2	60
2014	149,6	251	161	244,3	579,1	185,5	44,3	3,8	0,5	2,2	1,8	29,2	1652,3	149,6
Média	229	286,35	380,55	429,05	301,55	185,25	113,7	17,35	1	0,7	2,6	41,7	1988,8	229
R	1087,15	1589,617	2577,908	3161,046	1735,714	758,1521	330,6436	13,53245	0,10582	0,057708	0,537059	60,08951	11314,5	1087,15

Fonte dos dados pluviométricos: Série Histórica das chuvas – Estação INMET (1975 a 2014).

Apêndice B. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água do BCRI no mês de janeiro (2013, 2014 e 2014)

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura da Água (°C)	30,53±0,87	30,33±0,91	30,17±0,81	30,49±0,54	30,35±0,61
pH	7,05±0,44	7,2±0,17	7,07±0,25	7,9±0,82	8,07±0,74
Alcalinidade Total (mg/L)	15,17±1,9	24,9±15,08	25,3±17,27	22,47±12,07	28,07±19,25
Dureza (mg/L)	12,27±1,62	10,37±3	12,8±1,31	12,97±2,68	17,07±6,87
Condutividade (mS/cm)	0,056±0,027	0,055±0,018	0,057±0,019	0,054±0,015	0,058±0,017
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5,84±0,65	5,98±0,68	5,73±0,65	6,97±0,7	7,33±0,5
Transparência (cm)	36,33±2,08	31,33±7,77	29±6,56	26,33±3,21	21,67±1,53
Ferro (mg/L)	0,94±0,34	1,2±0,41	1,63±1	1,39±0,5	1,65±0,59
Nitrogênio Total (mg/L)	0,59±0,15	3,29±4,77	0,71±0,31	0,66±0,147	0,65±0,25
Carbono Orgânico Total (mg/L)	2,07±1,29	2,07±1,05	2,23±2,14	2,87±1,9	3,2±2,2
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	9,67±4,04	10,33±5,51	31,33±19,66	89±36	61±41,6
Cloreto (mg/L)	8,94±4,3	7,89±2,22	8,19±2,11	8,12±2,13	8,48±1,32
Sulfato (mg/L)	7,47±5,16	4,63±0,64	5,1±0,17	9,2±7,27	4,4±1,04
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,07±0,03	0,11±0,07	0,31±0,37	0,17±0,12	0,33±0,31
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,29±0,14	0,36±0,13	0,41±0,24	0,39±0,22	0,54±0,35
Contagem de Cianobactérias (ceL/mL)	1335±1186	1078±1266	543±817	83,67±139,72	227±384
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1023±1198	1966±751	264±184	496±524	1106±1120
DQO (mg/L)	8,77±4,57	8,8±0,26	8,67±4,04	15,93±6,2	20±11,79
Cor Verdadeira (Pt/Co)	45,13±6,92	45,1±5,11	59,93±19,67	52,7±25,6	52,67±12,9
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	54,33±42,22	64,33±21,08	82,67±27,68	121,67±83,5	77,67±44,84
Turbidez (NTU)	34±7,11	36,14±9,92	63,44±24,2	62,43±12,67	78,67±18,06
Bário (mg/L)	0,039±0,002	0,043±0,007	0,048±0,012	0,046±0,003	0,049±0,004
Fósforo Total (mg/L)	0,087±0,015	0,083±0,021	0,083±0,025	0,133±0,038	0,11±0,017

Apêndice C. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água do BCRI no mês de abril (2012, 2013 e 2014)

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura da Água (°C)	29,03±1,56	29,07±1,72	29±1,54	28,73±1,27	28,97±1,19
pH	6,78±0,19	6,78±0,2	6,65±0,28	6,68±0,29	6,83±0,36
Alcalinidade Total (mg/L)	40,47±28,93	40,37±27,45	38,47±22,14	37,47±20	26,9±34
Dureza (mg/L)	19,33±4,16	27,67±12,2	16,33±4,04	23,33±13,5	17±5,2
Condutividade (mS/cm)	0,074±0,019	0,065±0,010	0,065±0,014	0,057±0,017	0,061±0,013
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,15±0,59	6,07±0,54	6±0,75	6,41±1,24	6,53±1,54
Transparência (cm)	29,33±14,74	30,67±9,02	29,33±5,86	25,33±2,08	23,33±9,29
Ferro (mg/L)	1,52±0,43	1,51±0,46	1,97±0,35	2,15±0,48	2,41±0,6
Nitrogênio Total (mg/L)	0,67±0,29	0,5±0	0,75±0,22	0,69±0,27	0,97±0,3
Carbono Orgânico Total (mg/L)	50,5±79,26	3,83±2,67	4,1±2,6	20,67±27,31	5,17±0,15
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	33,67±36,77	31,67±26,08	52,67±43,62	41,33±34,79	71,67±35,73
Cloreto (mg/L)	8,4±2,04	9,03±0,35	8,9±0,78	8,17±1,27	8,9±0,7
Sulfato (mg/L)	4,8±4,5	3,1±1,66	3±1,76	4,07±1,7	3±1,78
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,16±0,08	0,21±0,15	0,13±0,08	0,4±0,43	0,26±0,27
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,51±0,15	0,63±0,13	0,5±0,39	0,77±0,65	0,8±0,77
Contagem de Cianobactérias (ceL/mL)	521±480	588±1013	360±474	191.67±326	96±161
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	310±259,81	99±123	778±557	1744±650	1973±756,1
DQO (mg/L)	20±14,53	18,67±13,5	17,67±11	20,67±9,29	22,67±3,79
Cor Verdadeira (Pt/Co)	45,67±15,04	45,33±37,9	38,33±26	44±23,3	49,67±23,44
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	76,67±38,55	66,67±45,94	91,33±25	83,67±25,66	134±50,11
Turbidez (NTU)	37,6±18,09	36,13±14,18	53,77±14,57	61±28,66	98,1±35,52
Bário (mg/L)	0,061±0,009	0,060±0,013	0,055±0,006	0,064±0,01	0,068±0,001
Fósforo Total (mg/L)	0,053±0,04	0,03±0,02	0,1±0,026	0,113±0,051	0,137±0,064

Apêndice D. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água no BCRI no mês de julho (2012, 2013 e 2014)

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura da Água (°C)	30,32±0,36	30,23±0,33	30,26±0,28	29,9±0,34	29,94±0,25
pH	7,11±0,7	6,29±0,87	7,1±0,76	7,4±0,87	7,27±0,73
Alcalinidade Total (mg/L)	19,2±5,96	22,93±3,26	20,57±3,67	25,13±8,52	27,63±10,96
Dureza (mg/L)	13,53±5,42	10,73±7,05	12,93±6,9	19,7±7,51	15,6±7,92
Condutividade (mS/cm)	0,077±0,016	0,075±0,017	0,074±0,017	0,056±0,039	0,072±0,056
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,05±0,73	6,5±0,57	7,03±1,63	6,86±2,2	5,82±3,91
Transparência (cm)	54±6,93	47,33±10,26	45±12,29	37,67±5,51	32±1
Ferro (mg/L)	0,59±0,07	1,13±0,47	0,97±0,22	1,13±0,06	2,64±1,2
Nitrogênio Total (mg/L)	0,5±0	1,97±2,55	0,5±0	0,5±0	0,5±0
Carbono Orgânico Total (mg/L)	1,97±0,75	4,07±3,67	3,1±1,01	3,5±1,66	3,03±1,1
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	18±22,52	49±58,03	73±95,45	7,33±4,04	55,33±62,29
Cloreto (mg/L)	9,73±2,40	9,67±2,35	10,93±4,36	14,47±8,6	134,93±208
Sulfato (mg/L)	13,4±11,84	4,86±3,14	3,63±1,18	4,83±1,26	22,67±32,17
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,05±0,01	0,09±0,05	0,08±0,02	0,09±0,02	0,15±0,06
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,24±0,09	0,39±0,12	0,29±0	0,43±0,15	0,84±0,33
Contagem de Cianobactérias (ceL/mL)	144±209	275±427	91±152	2166±3589	242,67±332,3
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1167±1200	308±263	764±581	747±610	1320±988,53
DQO (mg/L)	6,83±1,27	21,53±23,82	17,67±5,03	15,33±2,08	15,67±7,64
Cor Verdadeira (Pt/Co)	20,33±7,57	23,33±9,45	20,67±6,66	17,67±2,89	21,33±10,69
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	57±10,54	57±10,15	55,33±8,14	60,67±21,13	380,33±564,52
Turbidez (NTU)	24,72±8,52	30,24±7,92	33,19±9,44	42,38±6,14	74,4±26,68
Bário (mg/L)	0,041±0,016	0,053±0,002	0,049±0,007	0,043±0,006	0,045±0,11
Fósforo Total (mg/L)	0,113±0,023	0,143±0,127	0,103±0,012	0,063±0,055	0,157±0,081

Apêndice E. Média e desvio padrão dos parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água no BCRI no mês de outubro (2012, 2013 e 2014).

Parâmetros	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura da Água (°C)	30,6±0,3	30,57±0,21	30,53±0,32	30,33±0,49	30,33±0,45
pH	6,92±0,37	6,69±1,18	6,83±1,16	6,97±1,85	7,47±1,67
Alcalinidade Total (mg/L)	16,4±11,11	16,9±12,05	14,37±6,5	24,8±6,06	27,73±8,76
Dureza (mg/L)	12,83±2,75	12,1±5,2	11,7±3,35	15,57±4,56	17,63±3,46
Condutividade (mS/cm)	0,052±0,003	0,052±0,003	0,053±0,003	0,060±0,005	0,057±0,040
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5,96±1,34	5,9±1,68	5,94±1,95	5,76±1,27	5,49±1,38
Transparência (cm)	53,33±10,41	46,33±4,93	44±8,19	30,33±7,57	23,7±5,13
Ferro (mg/L)	0,5±0,11	0,55±0,23	0,75±0,22	4,63±4,57	3,17±1,44
Nitrogênio Total (mg/L)	0,62±0,2	0,5±0,006	0,54±0,053	0,53±0,052	0,68±0,225
Carbono Orgânico Total (mg/L)	1,1±0,17	2,6±2,09	1,7±0,66	3,47±1,4	1,27±0,25
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	21±15,1	28±13,75	47,33±33,08	190±176,83	99,33±42,16
Cloreto (mg/L)	5,33±0,38	5,27±0,38	3,83±2,56	5,73±0,83	11,93±7,27
Sulfato (mg/L)	3,5±1,3	17,73±23,63	2,87±2,2	3,7±1,14	4,39±1,71
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,07±0,03	0,4±0,52	0,07±0,02	0,22±0,12	0,18±0,03
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,17±0,04	0,19±0,04	0,27±0,15	1,09±1,31	0,51±0,44
Contagem de Cianobactérias (ceL/mL)	3±0	137±232	3±0	3±0	3±0
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	870±1329	508±526	1966±751	1680±1247	1753±1120
DQO (mg/L)	6,13±1,21	9,37±5,82	10±4,58	16,67±8,96	7,23±2,04
Cor Verdadeira (Pt/Co)	9,33±4,51	5±0	12,33±12,7	14,7±10,56	19,1±7,25
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	65,33±34,03	49,33±25,01	52±45,57	72,33±10,21	81,33±34,43
Turbidez (NTU)	16,33±2,52	28,2±9,43	21,63±10	49,33±18,5	83,33±41,67
Bário (mg/L)	0,029±0,004	0,032±0,004	0,033±0,005	0,054±0,025	0,031±0,007
Fósforo Total (mg/L)	0,11±0,079	0,143±0,092	0,09±0,017	0,243±0,146	0,173±0,086

Apêndice F. Informações das revistas científicas, as quais os artigos produzidos serão enviados para publicação.

Artigo 1: Análise morfométrica e priorização de bacias hidrográficas como instrumento de planejamento ambiental integrado	
Revista	Revista do Departamento de Geografia da USP
ISSN	2236-2878
DOI	10.11606/rdg
Fator de impacto	Não dispõe
Meio de Divulgação	Online
Periodicidade	Semestral
Site	http://www.revistas.usp.br/rdg
Diretrizes para autores	http://www.revistas.usp.br/rdg/about/submissions#onlineSubmissions
Qualis CAPES 2014	B2 na área de Ciências Ambientais
Indexadores	CrossReff; GeoDados; LatinDex; Periodicos; Sumarios.org; DOAJ
Artigo 2: Análise das mudanças espaço-temporais do uso e cobertura da terra nas sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru, Estado do Maranhão, Brasil	
Revista	Land Use Policy
ISSN	0264-8377
DOI	10.1016/j.landusepol
Fator de impacto JCR	2,63
Meio de Divulgação	On line
Periodicidade	Bimestral
Site	http://www.journals.elsevier.com/land-use-policy/
Diretrizes para autores	https://www.elsevier.com/journals/land-use-policy/0264-8377/guide-for-authors
Qualis CAPES 2014	A1 na área de Ciências Ambientais
Indexadores	Elsevier; Sciencedirect; Periodicos
Artigo 3: Potencial erosivo das sub-bacias hidrográficas do Baixo Curso do Rio Itapecuru, estado do Maranhão, Nordeste do Brasil	
Revista	Revista Geoderma (Amsterdam)
ISSN	0016-7061
DOI	10.1016/j.geoderma
Fator de impacto JCR	2,722
Meio de Divulgação	Online
Periodicidade	Quinzenal
Site	http://www.journals.elsevier.com/geoderma/
Diretrizes para autores	https://www.elsevier.com/journals/geoderma/0016-7061/guide-for-authors
Qualis CAPES	A2 na área de Ciências Ambientais
Indexadores	Elsevier; Sciencedirect; Periodicos
Artigo 4: Dinâmica espaço-temporal da qualidade da água no Baixo Curso do Rio Itapecuru, Nordeste do Brasil	
Revista	Journal of Hydrology
ISSN	0022-1694
DOI	10.1016/j.jhydrol
Fator de impacto JCR	3,053
Meio de Divulgação	Online

Periodicidade	Mensal
Site	http://www.journals.elsevier.com/journal-of-hydrology/
Diretrizes para autores	https://www.elsevier.com/journals/journal-of-hydrology/0022-1694/guide-for-authors
Qualis CAPES	A2 na área de Ciências Ambientais
Indexadores	Elsevier; Sciencedirect; Periodicos
Artigo 5: Dinâmica espaço-temporal da qualidade da água no Baixo Curso do Rio Itapecuru, Nordeste do Brasil	
Revista	Revista Espacios (Caracas)
ISSN	0798-1015
DOI	Não informado
Fator de impacto JCR	Não dispõe
Meio de Divulgação	Online
Periodicidade	Quinzenal
Site	http://www.revistaespacios.com/
Diretrizes para autores	http://www.revistaespacios.com/normasparapublicacion
Qualis CAPES	B2 na área de Ciências Ambientais
Indexadores	Não informado